Estudios sobre la Biología de Roedores Silvestres Mexicanos



Fernando A. Cervantes y Claudia Ballesteros-Barrera
Editores

Universidad Nacional Autónoma de México
Instituto de Biología UNAM
Casa abierta al tiempo

Estudios sobre la Biología de Roedores Silvestres Mexicanos

Estudios sobre la Biología de Roedores Silvestres Mexicanos

♦

EDITORES
Fernando A. Cervantes
Claudia Ballesteros-Barrera

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

Instituto de Biología
UNAM

Casa abierta al tiempo

Primera edición: 10 de octubre de 2012

D.R.©2012 Universidad Nacional Autónoma de México
Ciudad Universitaria, Delegación Coyoacán,
C.P. 04510, México, Distrito Federal
www.unam.mx
Instituto de Biología
www.ibiologia.unam.mx

D.R.©2012 Universidad Autónoma Metropolitana
Prol. Canal de Miramontes 3855, Col. Ex-Hacienda de San Juan de Dios,
Delegación Tlalpan, C.P. 14387, México, Distrito Federal.
www.uam.mx
Unidad Iztapalapa
www.izt.uam.mx

ISBN: 978-607-02-3779-9

Estudios sobre la Biología de Roedores Silvestres Mexicanos

Fotografía de la portada: ejemplar del ratón *Peromyscus melanophrys* de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, Ciudad de México, tomada por Yolanda Hortelano Moncada
Diseño de portada y contraportada: Julio C. Montero Rojas
Diseño de interiores y tipografía: Claudio Vázquez Pacheco

Prohibida la reproducción total o parcial por cualquier medio sin la autorización escrita de los titulares de los derechos patrimoniales.

Impreso y hecho en México.

Contenido

Dedicatoria ix
Prólogo xi
Agradecimientos xiii
Los editores xv
Los autores xvii
Los revisores xxi

Rodents of the state of Sonora, México 23
David J. Hafner

Variación morfométrica y alometría del crecimiento de *Reithrodontomys mexicanus* (Rodentia: Muridae) de Oaxaca, México 35
Elizabeth Arellano, José Antonio Guerrero y Duke S. Rogers

Roedores en áreas naturales protegidas de Chiapas depositados en la Colección Zoológica Regional Mammalia. 47
Alejandra Riechers Pérez y Febe Yorleni de la Cruz Ancheita

Diversidad de roedores y su relación con la heterogeneidad ambiental en la cuenca del río Nazas, Durango, México 59
Gloria Tapia-Ramírez, Celia López-González, Alberto González-Romero y Silvia F. Hernández-Betancourt

Algunos aspectos poblacionales del ratón de abazones *Heteromys gaumeri* de la Reserva de la Biósfera Calakmul, Campeche, México 71
Alberto Canul-Cruz, Jorge A. Vargas-Contreras y Griselda Escalona-Segura

Composición del ensamble de pequeños mamíferos del borde de un bosque mesófilo de montaña en Veracruz, México 85
Alvar González Christen, Nallely V. Rodríguez Santiago y Gladys Marín Gómez

Diversidad de pequeños roedores del Parque Nacional Lagunas de Chacahua y La Tuza de Monroy, Oaxaca, México 97
Alejandra Buenrostro-Silva y Jesús García-Grajales

Uso histórico del pastizal en las áreas naturales protegidas para el perrito llanero mexicano (*Cynomys mexicanus*) en Nuevo León, México 105
Elisa Paulina Zaragoza Quintana, Mauricio Cotera Correa, Laura Magdalena Scott Morales y Marisela Pando Moreno

Variación espacial del ensamble de pequeños mamíferos de tres áreas de bosque tropical subcaducifolio en la costa norte de Jalisco, México 117
Silvia S. Zalapa, Sergio Guerrero, Mohammad H. Badii y Fernando A. Cervantes

Los roedores de Zacatecas 127
Gerardo López-Ortega, Claudia Ballesteros-Barrera, Yasmín Acosta y Fernando A. Cervantes

Densidad de la ardilla arborícola (*Sciurus aureogaster*) en plantaciones de palma de coco (*Cocos nucifera*) del estado de Tabasco, México 139
Mircea Gabriel Hidalgo Mihart, Darwin Jiménez-Domínguez y Joaquín Bello Gutiérrez

Parámetros poblacionales del ratón yucateco *Peromyscus yucatanicus* de una selva baja caducifolia del norte de Yucatán, México 151
Silvia F. Hernández-Betancourt, José A. Cimé Pool, Salvador Medina Peralta y Claudia M. Durán Miranda

Roedores del estado de Durango, México 165
Elizabeth E. Aragón Piña, Raúl Muñiz-Martínez y Alfredo Garza Herrera

Caracterización de las madrigueras de la tuza *Pappogeomys bulleri* en Sierra de Quila, Jalisco, México 185
Erika Sugey García Mata, Verónica Carolina Rosas-Espinoza, Ana Luisa Santiago-Pérez, José Villareal Méndez y Raymundo Villavicencio García

Genetic differentiation of the Mexican spiny pocket mouse *Liomys irroratus* (Heteromyidae) from México 195
Ena E. Mata Zayas y Fernando A. Cervantes

Uso del espacio y dinámica poblacional del ratón de los volcanes (*Neotomodon alstoni*) en el Cerro del Ajusco, Distrito Federal, México 211
Alberto Rojas-Martínez, Melany Aguilar-López, Cornelio Sánchez-Hernández y Olivia Noguera-Cobos

Roedores del estado de Sinaloa, México 225
Yolanda Hortelano-Moncada y José Eduardo Solano-Arenas

Ecología poblacional del ratón yucateco *Peromyscus yucatanicus* (Rodentia: Cricetidae) en las selvas de Quintana Roo, México 237
Ma. Cristina MacSwiney G., Silvia F. Hernández-Betancourt, Jesús A. Panti-May y Juan M. Pech-Canché

Riqueza específica de roedores en el estado de Guanajuato, México 247
Gloria E. Magaña-Cota, Francisco Botello, Jesús Iglesias-Hernández, María Eugenia Portillo-Vega y Víctor Sánchez-Cordero

Fichas digitales de roedores histricognatos de México 267
Fernando A. Cervantes y Julieta Vargas Cuenca

Dedicatoria

Dedicamos esta obra a todos los interesados en los roedores silvestres mexicanos; desde las comunidades rurales que aprovechan este rico recurso faunístico y que siempre han apoyado y auxiliado a académicos y estudiantes que visitan sus territorios, pasando por autoridades locales, municipales, estatales y federales, que son los responsables de la administración de la vida silvestre en México y requieren información al respecto, hasta los investigadores, profesores, estudiantes, naturalistas y organizaciones no gubernamentales, que han dedicado gran parte de su vida a conocer y promover la conservación de uno de los más importantes componentes de la biodiversidad mexicana, los roedores. En particular, a los jóvenes de México, para que esta información les sirva como un estímulo más que motive su interés hacia el conocimiento del fascinante mundo de los roedores silvestres mexicanos.

Prólogo

Esta obra se trata de una compilación de artículos científicos que divulga resultados sobre investigaciones mastozoológicas acerca de la biología de roedores silvestres mexicanos, abarcando distintas área geográficas de México, diversos grupos taxonómicos de roedores y variados aspectos de la biología de estos mamíferos. Los roedores en México son el grupo más importante de mamíferos por su riqueza biológica, endemicidad e historia evolutiva, así como por su función en los ecosistemas; asimismo, es incuestionable su relevancia por la situación de algunas especies incluidas en categorías de riesgo de extinción y su papel como especies plaga y reservorios y transmisores de enfermedades zoonóticas.

Este trabajo agrupa 20 artículos científicos de los que 18 fueron escritos en español y 2 en inglés. Los autores, un total de 57 nacionales y 2 extranjeros, pertenecen a diversas instituciones nacionales (20) e internacionales (2), cuyas aportaciones fueron leídas y corregidas por revisores (17 nacionales y 2 extranjeros) de trayectoria académica reconocida. Las contribuciones enfocaron sus estudios en distintas partes del país, 17 entidades federativas, representando diversos ecosistemas naturales del paisaje mexicano.

Los editores nos sentimos complacidos por la oportunidad de compilar información valiosa sobre roedores mexicanos y contribuir a ponerla a disposición del público en general. Creemos que esta iniciativa es importante no sólo por razones académicas de tipo científico sino porque seguramente puede contribuir al tema de la conservación y aprovechamiento sustentable de estos mamíferos tan peculiares. Pero sobre todo, porque es una forma de informar a la sociedad sobre este aspecto de la biodiversidad que es poco conocido y que los jóvenes de México deben saber. Este argumento cobra relevancia porque actualmente la pérdida de flora y fauna silvestres avanza inexorablemente y se torna crucial generar, analizar y divulgar información sobre la conservación de los recursos naturales. El bienestar social de México, y problemas de pobreza extrema, depende de generaciones emergentes de jóvenes que deben de ser informados puntual y adecuadamente sobre problemas de prioridad nacional en materia de biodiversidad para enfrentarlos oportunamente.

Los roedores mexicanos son, junto con los murciélagos, el grupo de mamíferos silvestres más abundante en México. Inclusive, la presencia de grandes números de ejemplares del Orden Rodentia en las colecciones biológicas reflejan este fenómeno. Su tamaño pequeño, adaptaciones para consumir diversos tipo de alimento, alta capacidad reproductiva y su papel ecológico como especies presa en las redes tróficas, identifican la presencia de los roedores como un elemento importante en los paisajes naturales de México. Adicionalmente, por ser su captura relativamente menos complicada que la de otros mamíferos, los estudios sobre estos mamíferos han representado el inicio de la formación profesional de muchos especialistas de la Mastozoología. El éxito de diversas prácticas de campo de docencia sobre vertebrados silvestres, inclusive, dependen de los muestreos de roedores. En el caso de los inventarios mastofaunísticos, es común encontrar que la mayor parte de especies registradas corresponden al Orden Rodentia. Por lo tanto, todos los esfuerzos que contribuyan a generar información biológica sobre los roedores de México serán bienvenidos. Esta obra, creemos, contribuye a este propósito.

Sin embargo, a pesar de numerosas publicaciones que citan a los roedores mexicanos, todavía son poco conocidos en México. Es cierto que ciertas comunidades locales han utilizado algunas de sus especies como recurso alimentario y que, en otro ámbito, el gobierno federal ha apoyado algunas iniciativas para su aprovechamiento sustentable. Sin embargo, la mayoría de los roedores pasan desapercibidos en el panorama nacional y la información disponible en ocasiones es escasa y dispersa. En México se conocen alrededor de 240 especies de roedores silvestres, en ambientes tropicales y templados, lo que representa poco menos del 50% del total de especies de mamíferos mexicanos (cerca de 530). Destaca que también casi la mitad del total de especies de roedores son endémicas de México (alrededor de 120). Junto con Colombia y Brasil, México es uno de los territorios más ricos del continente americano en este tipo de mamíferos. Es justo reconocer, entonces, que este grupo biológico merece ser atendido para su conocimiento y conservación, enfoques que son abordados en esta obra.

Por otro lado, gran parte de los científicos mexicanos que están generando nueva información sobre roedores son académicos jóvenes, en muchas ocasiones no sólo de edad sino de participación y experiencia en el ambiente académico. Ellos llevan al cabo trabajo de campo, de laboratorio y de gabinete con ímpetu y entusiasmo. Sin duda, necesitan apoyo y alternativas para fortalecer sus líneas de investigación, darle solidez a su infraestructura de trabajo y también requieren publicar. Mucho talento mexicano se pierde por carecer de apoyo y de consolidación en la comunidad científica. Capturar su producción y ponerla disponible a un público no sólo nacional sino internacional es una tarea prioritaria; lograrlo a corto plazo sería todavía mejor. Es nuestro deseo que esta compilación de artículos resulte de ayuda para lograr tal meta.

En suma, los editores tenemos confianza en que esta obra despertará el interés por los roedores silvestres mexicanos de estudiantes jóvenes de las ciencias biológicas y alimentará el de académicos en formación para difundir sus resultados de investigación sobre el tema. La información resultante, sin duda, también aportará datos valiosos para el conocimiento y conservación de estos singulares mamíferos, los roedores.

Los editores
Fernando A. Cervantes y Claudia Ballesteros-Barrera
México, Distrito Federal, 2012

Agradecimientos

Los editores agradecemos ampliamente a las personas e instituciones que proporcionaron apoyo económico para la elaboración de esta obra: Dr. Víctor Sánchez-Cordero Dávila (Director del Instituto de Biología, UNAM), Dr. Javier Velázquez Moctezuma (Rector de la Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa), Dr. Rubén Román Ramos (Director de la División de Ciencias Básicas y de la Salud, UAMI), y a la Dra. Sara Camargo Ricalde (Jefa del Departamento de Biología, UAMI). Adicionalmente reconocemos su apoyo incondicional en el desarrollo de nuestras actividades académicas cotidianas.

Los autores de los artículos amablemente y con gran entusiasmo accedieron a colaborar en esta aventura editorial y aportaron expedita y eficazmente sus artículos científicos para la compilación de este libro. También reconocemos el trabajo enorme de los revisores pares quienes de manera expedita y objetiva invirtieron su tiempo y esfuerzo en el arbitraje de los escritos aquí presentados. Nuestro agradecimiento a todos ellos, especialistas de alto nivel académico, porque los resultados de su trabajo contribuyeron a generar una aportación importante y original en el conocimiento de los roedores silvestres mexicanos.

El D. G. Julio César Montero Rojas, del Instituto de Biología, UNAM, diseñó la portada y contraportada del libro. La Pas. de Biól. Ana Itzel Montesinos Laffont ayudó intensa y desinteresadamente con el trabajo de gabinete para la compilación de esta obra. La M. en C. María de la Paz Cruickshank auxilió en los trámites editoriales necesarios para cumplir con los requisitos de publicación ante las instancias correspondientes. Nuestro reconocimiento sincero para ellos.

Asimismo, agradecemos a nuestros seres queridos por su apoyo incondicional y paciencia infinita en su actitud de comprensión y tolerancia para el ejercicio de nuestras actividades académicas que demandaron gran parte de nuestro tiempo.

Los editores

Fernando A. Cervantes
Obtuvo los títulos de Biólogo y de Maestro en Ciencias en la Facultad de Ciencias, UNAM, y de Maestro en Ciencias y Doctor en Ciencias en la University of Kansas, Lawrence, Kansas. Actualmente es Investigador del Departamento de Zoología y Curador de la Colección Nacional de Mamiferos del Instituto de Biología, UNAM. Su línea de investigación es la Sistemática, Genética y Conservación de Mamíferos Silvestres de México, con énfasis en especies endémicas y en categorías de riesgo de extinción. Dirige tesis de licenciatura, maestría y doctorado e imparte cursos niveles licenciatura y posgrado en la UNAM. Pertenece a la Asociación Mexicana de Mastozoología, A. C., a la Academia Mexicana de Ciencias y al Sistema Nacional de Investigadores.

Claudia Ballesteros-Barrera
Obtuvo el título de Bióloga en la Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAM-I), de Maestra en Ciencias en la Facultad de Ciencias de la UNAM y de Doctora en Ciencias en el Instituto de Biología de la UNAM. Fue Profesora Titular de Carrera de la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo y actualmente es Profesora Titular del Departamento de Biología de la UAM-I. Su línea de investigación es el estudio de la distribución en el espacio geográfico y ecológico de las especies, incluyendo mamíferos, utilizando Sistemas de Información Geográfica y Modelos de Nicho Ecológico. Participa activamente impartiendo asignaturas y dirigiendo tesis de licenciatura y posgrado. Pertenece al Sistema Nacional de Investigadores y tiene el Reconocimiento a Profesores de Tiempo Completo con Perfil Deseable por parte del Programa de Mejoramiento del Profesorado (PROMEP) y recibió las medallas al Mérito Universitario por parte de la UAM, y de Plata Alfonso Caso por la UNAM.



Los autores

Biól. Yasmín Acosta
Universidad Autónoma del Estado de México
Toluca, Estado de México, México

M. en C. Melany Aguilar-López
Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo
Mineral de la Reforma, Hidalgo, México

Dra. Elizabeth E. Aragón Piña
Centro de Ecología Regional, A.C.
Durango, Durango, México

Dra. Elizabeth Arellano
Universidad Autónoma del Estado de Morelos
Cuernavaca, Morelos, México

Dr. Mohammad H. Badii
Universidad Autónoma de Nuevo León
San Nicolás de Los Garza, Nuevo León, México

Dra. Claudia Ballesteros-Barrera
Universidad Autónoma Metropolitana,
Unidad Iztapalapa
México, Distrito Federal, México

Dr. Joaquín Bello Gutiérrez †
Universidad Juárez Autónoma de Tabasco
Villahermosa, Tabasco, México

M. en C. Francisco Botello
Instituto de Biología, UNAM
México, Distrito Federal, México

M. en C. Alejandra Buenrostro-Silva
Universidad del Mar
Puerto Escondido, Oaxaca, México

Biól. Alberto Canul-Cruz
El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR)
Unidad Campeche
Campeche, Campeche, México

Dr. Fernando A. Cervantes
Instituto de Biología, UNAM
México, Distrito Federal, México

M. en C. José Adrián Cimé Pool
SEMARNAT, Delegación Yucatán
Mérida, Yucatán, México

Dr. Mauricio Cotera Correa
Universidad Autónoma de Nuevo León
Linares, Nuevo León, México

Biól. Febe Yorleni de la Cruz Ancheita
Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas
Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México

Biól. Claudia M. Durán Miranda
Universidad Autónoma de Yucatán
Mérida, Yucatán, México

Dra. Griselda Escalona-Segura
El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR)
Unidad Campeche
Campeche, Campeche, México

M. en C. Jesús García-Grajales
Universidad del Mar
Puerto Escondido, Oaxaca, México

Biól. Erika Sugey García Mata
Universidad de Guadalajara
Zapopan, Jalisco, México

M. en C. Alfredo Garza Herrera
Centro de Ecología Regional, A.C.
Durango, Durango, México

M. en C. Alvar González Christen
Universidad Veracruzana
Xalapa, Veracruz, México
Dr. Alberto González-Romero
Instituto de Ecología, A.C.
Xalapa, Veracruz, México

Dr. José Antonio Guerrero
Universidad Autónoma del Estado de Morelos
Cuernavaca, Morelos, México

Dr. Sergio Guerrero
Universidad de Guadalajara
Guadalajara, Jalisco, México

Dr. David J. Hafner
University of New Mexico
Albuquerque, New Mexico, United States of America

Dra. Silvia F. Hernández-Betancourt
Universidad Autónoma de Yucatán
Mérida, Yucatán, México

Dr. Mircea Gabriel Hidalgo Mihart
Universidad Juárez Autónoma de Tabasco
Villahermosa, Tabasco, México

M. en C. Yolanda Hortelano-Moncada
Instituto de Biología, UNAM
México, Distrito Federal, México

Biól. Jesús Iglesias-Hernández
Instituto de Biología, UNAM
México, Distrito Federal, México

Biól. Darwin Jiménez-Domínguez
Universidad Juárez Autónoma de Tabasco
Villahermosa, Tabasco, México

Dra. Celia López-González
CIIDIR-Durango, InstitutoPolitécnico Nacional
Durango, Durango, México

M. en C. Gerardo López-Ortega
Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa
México, Distrito Federal, México

Dra. Ma. Cristina MacSwiney
Universidad Veracruzana
Xalapa, Veracruz, México
Dra. Gloria E. Magaña-Cota
Universidad de Guanajuato
Guanajuato, Guanajuato, México

Biól. Gladys Marín Gómez
Universidad Veracruzana
Xalapa, Veracruz, México

Dra. Ena E. Mata-Zayas
Universidad Juárez Autónoma de Tabasco
Villahermosa, Tabasco, México

M. en C. Salvador Medina Peralta
Universidad Autónoma de Yucatán
Mérida, Yucatán, México

M. en C. Raúl Muñiz-Martínez
CIIDIR-Durango, Instituto Politécnico Nacional
Durango, Durango, México

Biól. Olivia Noguera-Cobos
Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo
Mineral de la Reforma, Hidalgo, México

Dra. Marisela Pando Moreno
Universidad Autónoma de Nuevo León
Linares, Nuevo León, México

M.V.Z. Jesús Alonso Panti-May
Universidad Autónoma de Yucatán
Mérida, Yucatán, México

Dr. Juan Manuel Pech-Canché
Universidad Veracruzana
Xalapa, Veracruz, México

Biól. María Eugenia Portillo-Vega
Instituto de Biología, UNAM
México, Distrito Federal, México

M. en C. Alejandra Riechers Pérez
Instituto de Historia Natural y Ecología
Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México

Biól. Nallely V. Rodríguez Santiago
Universidad Veracruzana
Xalapa, Veracruz, México

Dr. Duke S. Rogers
Brigham Young University
Provo, Utah, United States of America
Dr. Alberto E. Rojas-Martínez
Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo
Mineral de la Reforma, Hidalgo, México

M. en C. Verónica Carolina Rosas-Espinoza
Universidad de Guadalajara
Zapopan, Jalisco, México

Dr. Víctor Sánchez-Cordero
Instituto de Biología, UNAM
México, Distrito Federal, México

Dr. Cornelio Sánchez-Hernández
Instituto de Biología, UNAM
México, Distrito Federal, México

M. en C. Ana Luisa Santiago-Pérez
Universidad de Guadalajara
Zapopan, Jalisco, México

Dra. Laura Magdalena Scott Morales
Universidad Autónoma de Nuevo León
Linares, Nuevo León, México

Biól. José Eduardo Solano-Arenas
Instituto de Biología, UNAM
México, Distrito Federal, México

M. en C. Gloria Tapia-Ramírez
Escuela Nacional de Ciencias Biológicas-IPN
México, Distrito Federal, México

Dr. Jorge A. Vargas-Contreras
Universidad Autónoma de Campeche
Campeche, Campeche, México

M. en C. Julieta Vargas Cuenca
Instituto de Biología, UNAM
México, Distrito Federal, México

Biól. José Villareal Méndez
Universidad de Guadalajara
Zapopan, Jalisco, México

Dr. Raymundo Villavicencio García
Universidad de Guadalajara
Zapopan, Jalisco, México

Dra. Silvia S. Zalapa
Universidad de Guadalajara
Guadalajara, Jalisco, México

M. en C. Elisa Paulina Zaragoza Quintana
Universidad Autónoma de Nuevo León
Linares, Nuevo León, México

Los revisores

M. en C. María de los Ángeles Aguilar Santamaría
Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa
México, Distrito Federal, México

Dra. Elizabeth Esperanza Aragón Piña
Centro de Ecología Regional A.C.
Durango, Durango, México

Dra. Reyna A. Castillo-Gámez
Universidad de Sonora
Hermosillo, Sonora, México

Dra. Patricia Cortés-Calva
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste
La Paz, Baja California Sur, México

Dra. Cynthia Elizalde-Arellano
Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, IPN
México, Distrito Federal, México

Dr. Jesús Abraham Fernández Fernández
Louisiana State University
Baton Rouge, Louisiana, United States of America

Dra. Graciela Gómez Álvarez
Facultad de Ciencias, UNAM
México, Distrito Federal, México

Dr. Alberto González-Romero
Instituto de Ecología, A.C.
Xalapa, Veracruz, México

Dr. José Antonio Guerrero
Universidad Autónoma del Estado de Morelos
Cuernavaca, Morelos, México

Dra. Lucina Hernández García
State University of New York Oswego
Oswego, New York, United States of America

M. en C. Yolanda Hortelano-Moncada
Instituto de Biología, UNAM
México, Distrito Federal, México

Dr. Ricardo López-Wilchis
Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa
México, Distrito Federal, México

Dr. Jesús Martínez Vázquez
Benemérita Universidad Autónoma de Puebla
Puebla, Puebla, México

Dr. Juan Pablo Ramírez-Silva
Universidad Autónoma de Nayarit
Tepic, Nayarit, México

Dr. Oscar Gustavo Retana Guiascón
Universidad Autónoma de Campeche
Campeche, Campeche, México

Dr. Antonio Santos-Moreno
CIIDIR-Oaxaca, Instituto Politécnico Nacional
Santa Cruz Xoxocotlán, Oaxaca, México

Dr. Jorge Servín Martínez
Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Xochimilco
México, Distrito Federal, México

Dr. Vinicio Sosa Fernández
Instituto de Ecología, A.C.
Xalapa, Veracruz, México

Dra. Ella Vázquez-Domínguez
Instituto de Ecología, UNAM
México, Distrito Federal, México

Rodents of the state of Sonora, México

Roedores del Estado de Sonora, México

David J. Hafner¤

Abstract

Records of native rodents that occur in the state of Sonora, México, are reviewed and updated. Although the diversity of non-marine mammals of Sonora is low after adjusting for the large geographic area of the state, it is the center of diversity of arid-adapted mammals, incorporating species from the Sonoran and neighboring regional deserts. The taxonomic composition and primary affinities of the 53 species of native rodents in regard to four biotic provinces (Sonoran, Northern Altiplano, Sierra Madre Occidental, and Sinaloan) are assigned, and representative localities are described. Conservation issues related to Sonoran native rodents and their habitat are reviewed and discussed.

Key words: Conservation, diversity, biotic provinces, Sonoran Desert, Rodentia.

Resumen

Los registros de los roedores nativos que se distribuyen en el estado de Sonora, México, son revisados y actualizados. Aunque la diversidad de los mamíferos terrestres de Sonora es baja después de ajustar a la enorme área geográfica del Estado, es el centro de diversidad de los mamíferos adaptados a las zonas áridas, incorporando especies del desierto Sonorense y los desiertos regionales vecinos. La composición taxonómica y las afinidades principales de las 53 especies de roedores nativos en relación a cuatro provincias bióticas (Sonorense, Altiplano Norte, Sierra Madre Occidental, y Sinaloense) se asignan y las localidades representativas se describen. Tópicos relacionados con la conservación de los roedores nativos de Sonora y su hábitat son revisados y discutidos.

Palabras clave: Conservación, diversidad, provincias bióticas, Desierto Sonorense, Rodentia.

Introduction

The Mexican state of Sonora stretches from the boundary with the United States south to the Sierra Barabampo-Río Fuerte filter-barrier (as defined by Hafner and Riddle, 2011) along the border with Sinaloa, and from the Colorado River (the border with Baja California) and islands in the Gulf of California to the ridge of the Sierra Madre Occidental (the border with Chihuahua). Fully 128 species of mammals (24.2% of the 529 total mammalian species of México; Álvarez-Castañeda and Patton, 1999; Ceballos and Oliva, 2005) have been recorded from Sonora. It is likely that additional reconnaissance in the remote areas of the Sierra Madre Occidental would reveal additional state records for montane mammals, particularly vespertilionid bats (Bogan, 1999) and sciurid rodents (Caire, 1997), that occur in the high mountains along the western margin of the state. Although that level of mammalian species richness merits Sonora a rank of 8th (with Michoacán) among the 31 Mexican states plus the Distrito Federal, such a high ranking is misleading. In terms of area, Sonora also is the 2nd largest state, its 182,000 km^2 (second only to neighboring Chihuahua) making up 9.3% of the total land area of México. When adjusted for size (species/km^2), Sonora's rank in mammalian species richness falls to 30th, above only Chihuahua. The major reasons for the relatively low species richness of Sonora (and also Chihuahua) are its temperate and seasonal climate, aridity, and relative uniformity of habitat, dominated by deserts.

Although the overall species diversity of mammals is low in the northern, temperate desert states of México relative to the country's species-rich southern tropical regions, it is higher (adjusted for area) than that of the bordering states of the United States of America (U.S.A.; Stein, 2002; Ceballos and Oliva, 2005). More importantly, these arid regions are the core of a unique biota of North America: its regional deserts. Axelrod (1979) considered

Museum of Southwestern Biology, University of New Mexico. 87131 Albuquerque, New Mexico, United States of America
¤ *dhafner@unm.edu*

these regional deserts as "new ecosystems [that] have just been born" yet representing "an expanding dry area that has been accumulating taxa for fully 70 million years." The greatest extent and diversity of these regional deserts lies in México: in the Peninsular Desert of Baja California and Baja California Sur (Hafner and Riddle, 2005), the Sonoran Desert of Sonora and Sinaloa (as defined by Hafner and Riddle, 2005, 2011), and the Chihuahuan Desert of primarily Chihuahua, Coahuila, Durango, and Zacatecas on the Mexican Altiplano. Among the regional deserts, the diversity of arid-adapted mammalian species is highest in the Sonoran regional desert (Hafner and Riddle, 1997), which includes elements from the neighboring Peninsular, Mojave, and Chihuahuan regional deserts as well as endemic elements of the Sonoran and Sinaloan thornscrub subregions (Hafner and Riddle, 2011).

History of investigation

Burt (1938) reviewed the history of investigation of the non-marine mammals of Sonora, and described the distribution of mammalian species recorded from the state. He reported 91 native species as occurring within the state. Hall and Kelson (1959) reported 100 native species, Hall (1981) increased the list to 111 species for the state based on published records, and Caire (1997) provided an updated listing that included 124 species, whereas Álvarez-Castañeda and Patton (1999) reported a total of 119 species recorded from Sonora.

Subsequently, new state records were reported from Sonora for the porcupine (*Erethizon dorsatum*; List et al., 1999), margay (*Leopardus wiedii*; Gallo-Reynoso and Navarro-Serment, 2002), Schmidley's mouse (*Peromyscus schmidleyi*; Cabrera et al., 2007), mountain sheep (*Ovis canadensis*; Pelz-Serrano et al., 2006), and beaver (*Castor canadensis*; Gallo-Reynoso et al., 2002). Gallo-Reynoso et al. (2008) also reported a relatively recent (1976) record for the brown bear (*Ursus arctos*), which had been considered extinct in México since the 1960s. Finally, Baker et al. (2003) and McAliley et al. (2007) recognized that desert shrews (formerly monotypic *Notiosorex crawfordi*) comprised multiple species, and that the Sonoran form is a distinct species, *N. cockrumi*. Currently 128 species of non-marine mammals have been recorded from Sonora (Ceballos and Oliva 2005), 53 of which (41.4%) are rodents and 36 of which (28.1%) are bats; rodent and bat species together represent fully 69.5% of the mammalian species of Sonora.

Biogeography

Sonora is not particularly rich in proportion of rodents: the 53 species documented from the state represents 22.0% of the total of 241 Mexican species of rodents, and the 128 total mammalian species is 24.2% of the Mexican total. However, Sonora is relatively rich in heteromyid rodents (37.5% of total Mexican heteromyid species) and sciurid rodents (25.7%), and relatively poor in cricetids (18.3%) and geomyids (16.7%). The higher representation of the family Heteromyidae, generally arid-adapted rodents, reflects the dominant desert regions of the state.

Burt (1938) recognized four biotic provinces in Sonora (Fig. 1), expanding on earlier studies by Mearns (1896, 1907), van Rossem (1931), and Shreve et al. (1936): 1) Sonoran, including the northwestern and central deserts, from the Altar and Pinacate deserts near the head of the Gulf of California to the mesquite- and saguaro-dominated lowlands and foothills of the Sierra Madre Occidental; 2) Sinaloan, including elements of the Sinaloan thornscrub that penetrated the Sierra Barabampo-Río Fuerte filter barrier and extend north and up to the headwaters of the Río Yaqui and Río Bavispe; 3) Apachian, which includes arid grassland elements of the Chihuahuan Desert that extend west over the Cochise filter-barrier (Morafka 1977a, 1977b) into the highland plains of northeastern Sonora; and 4) Durangan, montane species of the Sierra Madre Occidental. These same general regions with similar distributions were subsequently recognized by Findley and Caire (1977) as mammalian faunal provinces (Yaquinian = Apachian, Madrean = Durangan) and by Morrone et al. (1999) as biogeographic provinces (based on plants, insects, and birds; Altiplano Norte = Apachian, Sierra Madre Occidental = Durangan). The most readily identifiable names for the four provinces are those employed by Morrone et al. (1999): Sonoran, Sinaloan, Altiplano Norte, and Sierra Madre Occidental (Fig. 1).

The Sonoran Regional Desert as defined by Hafner and Riddle (2005) includes all of the Sonoran biotic province of Sonora and adjacent Arizona, U.S.A, the Sinaloan province as far south as the Río Piaxtla (Sinaloa), and the northwestern segment of the Altiplano Norte province east to the Deming Plains (Cochise filter-barrier) of southwestern New Mexico, U.S.A. Prior to Hafner and Riddle (1997), the Sinaloan thornscrub biota was excluded from the Sonoran regional desert and considered to have more subtropical affinities. Based on an analysis of arid-rodent phylogeography, Hafner and

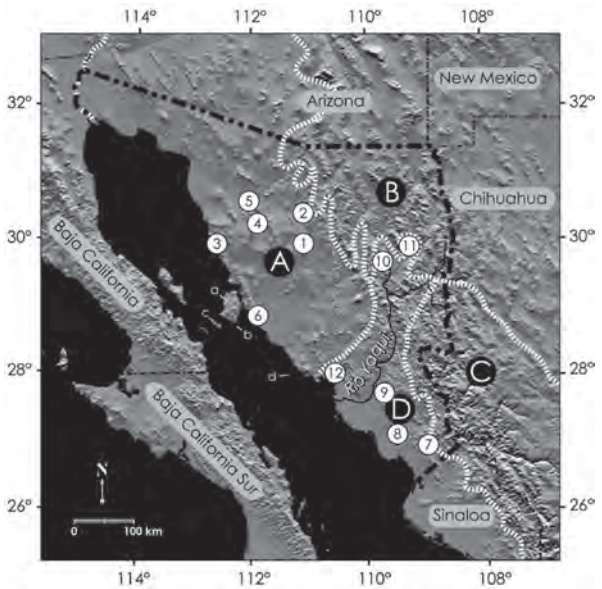


Figure 1. Biotic provinces and trapping localities of the author in Sonora, México. White stitching indicates biotic provinces: (A) Sonoran; (B) Altiplano Norte; (C) Sierra Madre Occidental; and (D) Sinaloan. White dots indicate trapping localities (Appendix I) in numbered groupings that are discussed in text. Lower-case letters indicate Sonoran islands with native rodents: (a) Tiburón; (b) Dátil; (c) San Esteban; and (d) San Pedro Nolasco.

Riddle (2011) concurred with the more taxonomically comprehensive analyses of Arriaga et al. (1997) and Morrone (2004, 2005) in fixing the southern margin of the Sonoran regional desert at the Río Piaxtla, just north of the Tropic of Cancer (23°27'N).

While six families and 20 genera of rodents have been recorded from Sonora, three families dominate: Cricetidae (25 species of 7 genera), Heteromyidae (15 species of 4 genera), and Sciuridae (9 species of 6 genera). These three families alone contribute all of the rodent species to the Sinaloan and Sierra Madre Occidental biotic provinces, and most to the Sonoran (94.4%) and Altiplano Norte (92.3%) provinces. Of the four provinces, the Altiplano Norte has the highest number of rodent species (26), consisting of a mixture of Sonoran and Chihuahuan regional desert elements as well as widespread generalist species (Table 1).

Material and Methods

Since 1979, I have conducted fieldwork in all 31 states of México, including general trapping for desert rodents generally above the Tropic of Cancer and more specific trapping of pocket gophers (Geomyidae) throughout the country. My trapping for rodents in Sonora (with

Table 1. Primary biotic province affinities of the native rodents of Sonora († = extinct).

Family	Species	Sonoran	Altiplano Norte	Sierra Madre Occidental	Sinaloan
Sciuridae					
	Tamias dorsalis		X	X	
	Ammospermophilus harrisii	X			
	Xerospermophilus spilosoma		X		
	Xerospermophilus tereticaudus	X			
	Otospermophilus variegatus	X	X	X	X
	Cynomys ludovicianus		X		
	Sciurus arizonensis		X		
	Sciurus colliaei			X	X
	Sciurus nayaritensis			X	
Geomyidae					
	Thomomys bottae	X			
	Thomomys umbrinus		X	X	
Heteromyidae					
	Dipodomys deserti	X			
	Dipodomys merriami	X			
	Dipodomys ordii		X		
	Dipodomys spectabilis		X		

Table 1. Continues.

Family	Species	Sonoran	Altiplano Norte	Sierra Madre Occidental	Sinaloan
	Heteromys pictus				X
	Chaetodipus artus				X
	Chaetodipus baileyi	X	X		
	Chaetodipus goldmani				X
	Chaetodipus hispidus		X		
	Chaetodipus intermedius	X	X		
	Chaetodipus penicillatus	X	X		
	Chaetodipus pernix				X
	Perognathus amplus	X			
	Perognathus flavus		X		
	Perognathus longimembris	X			
Castoridae					
	Castor canadensis		X		
Cricetidae					
	Baiomys taylori				X
	Neotoma albigula	X	X	X	X
	Neotoma devia	X			
	Neotoma mexicana		X	X	
	Neotoma phenax				X
	Onychomys leucogaster		X		
	Onychomys torridus	X			X
	Oryzomys couesi				X
	Peromyscus boylii		X	X	
	Peromyscus spicilegus			X	
	Peromyscus crinitus	X			
	Peromyscus eremicus	X	X		X
	Peromyscus leucopus		X		
	Peromyscus maniculatus		X		
	Peromyscus merriami	X			X
	Peromyscus pembertoni†				
	Peromyscus schmidleyi				X
	Peromyscus stephani				
	Reithrodontomys burti				X
	Reithrodontomys fulvescens		X	X	X
	Reithrodontomys megalotis	X	X		
	Reithrodontomys montanus		X		
	Sigmodon arizonae		X		X
	Sigmodon fulviventer		X		
	Sigmodon hispidus				
Erethizontidae					
	Erethizon dorsatum	X			

Brett R. Riddle and colleagues) took place from 1997 to 2006 while collecting genetic samples and museum voucher specimens for phylogeographic studies of arid-adapted rodents of the North American regional deserts (e.g., Riddle et al., 2000a, 2000b, 2000c; Hafner and Riddle, 2005, 2011; Riddle and Hafner, 2006a, 2006b) Compared to the number of sampling localities in the Peninsular Desert (64 localities) and the Mexican portion of the Chihuahuan Desert (67 localities), we sampled less intensively in the Mexican portion of the Sonoran Desert (37 localities total in Sonora, Sinaloa, and northern Nayarit). Our relatively few trapping localities in Sonora (total of 24; listed in Appendix 1 and plotted as grouped localities in Fig. 1) were restricted to two of the three arid provinces (Sonoran and Sinaloan) and supplemented comparative samples in similar regions of adjacent states (México and U.S.A.), yet provided multiple geographic samples of most of the target taxa, including the multiple chromosomal races of *Chaetodipus goldmani* in Sonora described by Patton (1969). Our samples of Altiplano Norte arid-adapted rodents were collected in nearby southeastern Arizona, southwestern New Mexico, and northwestern Chihuahua.

Our trapping in Sonora, during the months of January, April, May, August, October, and November, was representative of our typical experience trapping throughout the North American deserts. At each site, we set trap lines so as to sample all of the local habitats in terms of vegetation (e.g., open desert, desert grassland, mesquite, thornscrub), substrate (sandy, gravelly, and rocky soils), and topography (flat lowlands, sloping bajadas, or rocky uplands). Each line consisted of 40-80 Sherman live traps, baited with rolled oats, with 2 traps per station and approximately 10 meters between stations. Traps were generally set out at or near sunset and collected at first morning light to avoid unnecessary suffering of live-trapped animals and loss of bait to ants, yet we often obtained samples of generally diurnal ground squirrels. We averaged about 200 Sherman live traps for a single night at each locality, captured an average of 30 specimens each night (15% trap success), and generally captured 3 genera (range = 1-7) and 4 species (range = 2-8).

Of the rodents that we captured, we retained up to 5 specimens of each of our target taxa, as well as representative specimens of other taxa, all with associated frozen tissue samples. All specimens are preserved (as skin + skeleton specimens) in the mammal collections of the New Mexico Museum of Natural History, the Colección Nacional de Mamíferos, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, or the Colección de Mamíferos, Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste. Animals were collected using standard trapping methods approved by the American Society of Mammalogists (American Society of Mammalogists Animal Care and Use Committee, 1998; Gannon et al., 2007; Sikes et al., 2011).

Results

We eventually captured representatives of 18 species of rodents representing 3 families (Heteromyidae, Cricetidae, and Sciuridae) and 10 genera: *Chaetodipus* (6 species), *Dipodomys* (2), *Peromyscus* (2), *Reithrodontomys* (2), and one species each of *Neotoma, Heteromys* (formerly *Liomys*; see Hafner et al., 2007), *Onychomys, Sigmodon, Ammospermophilus*, and *Xerospermophilus* (formerly *Spermophilus*; see Helgen et al., 2009). At any one site, we were virtually guaranteed of capturing at least one species of *Chaetodipus*. Half of the time, we captured at least 2 species: *C. baileyi*, usually in mixed sandy and gravelly soils along bajadas; a coarse-haired species (*C. goldmani*, *C. artus*, or *C. intermedius*), always associated with gravelly substrate; and/or a smooth-haired species (*C. penicillatus* or *C. pernix*), always associated with sandy substrate. Along with at least one species of *Chaetodipus*, we usually caught *Peromyscus eremicus* or its sister-taxon (in the subgenus *Haplomylomys*), *P. merriami*. Along with a *Chaetodipus* and a *Haplomylomys*, we commonly caught either *Dipodomys merriami* or *Neotoma albigula*. The most common capture at a single site thus included at least one (and often 2) species of *Chaetodipus* (usually *C. baileyi, C. goldmani*, or *C. penicillatus*), a species of the *Peromyscus* subgenus *Haplomylomys* (usually *P. eremicus*), and either *D. merriami* or *N. albigula*. About a quarter of the time, capture included 4 genera: *Chaetodipus*, *Peromyscus* (*Haplomylomys*), *Neotoma* (*N. albigula*), and either *Dipodomys* (*D. merriami*) or *Onychomys* (*O. torridus*).

Rodents of the Sonoran Biotic Province

The diversity of arid-adapted rodents reaches its highest in Sonora in the Sonoran biotic province, which is the meeting ground of elements from the Mojave regional deserts that extend south along coastal Sonora from the mouth of the Colorado River to the Río Sonora opposite Isla Tiburón (e.g., *Dipodomys deserti*); desert grassland elements of the Altiplano Norte, which extend west through the Deming Plains nearly to the

Gulf of California (e.g., *Dipodomys spectabilis*), and Sinaloan biotic elements that extend north up the valley of the Río Yaqui (e.g., *C. goldmani*). Several species of rodents occur in the Sonoran biotic province only in riparian areas immediately along the Colorado River (*C. canadensis*, *Sigmodon hispidus*) or Río Sonora (*E. dorsatum*). Although as yet undocumented in Sonora, *Ondatra zibethicus* has been recorded from the opposite, Baja California bank of the Colorado River (Álvarez-Castañeda and Cortés-Calva, 1999). Two species may have been introduced in the vicinity of Guaymas by humans: *Tamias dorsalis* and *Oryzomys couesi*. The highly visible, diurnal chipmunk was reported by Burt (1938) from the foothills of the Sierra Madre Occidental in eastern Sonora, but not from coastal Guaymas. They were first collected from around the Bahía San Carlos, north of Guaymas, in 1960, and Loomis and Stephens (1965) reported that they were "common in the area." Local records for *T. dorsalis* surround Bahía San Carlos, which was first designed as a tourist development in the 1950s and is today a major tourist destination (6 hours drive from Arizona, where *T. dorsalis* are common). It is possible that the local population originated from escaped pets: a similarly sudden appearance of another highly visible, diurnal sciurid (*Ammospermophilus leucurus*), possible representing escaped pets, has been reported for Isla San Marcos, directly across the Gulf (Lawlor et al., 2002). However, Callahan and Davis (1977) showed that the Guaymas population of *T. dorsalis* is morphologically distinct from the montane form, and noted a montane reptile (*Gerrhonotus kingi*) with a similarly disjunct montane-coastal distribution.

Also, another rodent species that co-occurs broadly with *T. dorsalis* in central Chihuahua (*Perognathus flavus*) shares a disjunct distribution in the vicinity of Guaymas. The other possibly introduced species, *O. couesi,* has a widespread tropical and subtropical distribution in México and Central America, with isolated populations in Guaymas, in the southern Cape Region of Baja California Sur, and on the islands of Jamaica and Isla Cozumel. Because this species is closely associated with agricultural crops, it is tempting to speculate that these populations originated along with ship transport of agricultural goods, which began in the 1500s: both Guaymas and the Cape Region were major ports. In fact, Nelson (1922) speculated that the Cape Region population "may readily have been introduced in shipments of bananas or other farm products from Mazatlán or elsewhere along the mainland coast, where a related species is plentiful." However, Carleton and Arroyo-Cabrales (2009) considered the great degree of morphological distinction of the Cape Region population (considered extinct by Álvarez-Castañeda, 1994) too great to represent recent introduction, and sufficient to restore its status as *O. peninsulae*. They considered the Sonoran population (Guaymas) to be subspecifically indistinct from coastal forms to the south, but provided records for northern Sinaloa that reduced considerably the hiatus depicted by Álvarez-Castañeda and Cortés-Calva (1999).

In October 1999 near Carbó (incorrectly listed as "Carbón" on some maps), 640 m elevation (Locality 1 in Fig. 1), along mesquite (*Prosopis* spp.) woodlands, and in January 2005 at 38 km S Santa Ana, 899 m (Locality 2 in Fig. 1), in classic Sonoran desert dominated by saguaro (*Carnegiea gigantea*), we collected *D. merriami, C. baileyi, C. penicillatus, N. albigula, P. eremicus*, and *O. torridus*. Eight other rodent species are also known from the general vicinity: *Ammospermophilus harrisii, Xerospermophilus tereticaudus, Otospermophilus variegatus, D. spectabilis, Heteromys pictus, P. merriami* (our target in the mesquite bosque), *Reithrodontomys fulvescens,* and *Sigmodon arizonae*. In neighboring southern Arizona, we captured *P. merriami* only in association with dense stands of mesquite. The preference of *P. merriami* for dense mesquite forest-like bosque in northern Sonora and southern Arizona led Hoffmeister (1986) to refer to it as the "mesquite mouse." Our failure to capture *P. merriami* in northern Sonora may reflect the extensive targeted destruction of mesquite (see Conservation Issues, beyond), which in Arizona led Hoffmeister (1986:345) to state that "… the fate of mesquite mice in Arizona is precarious."

At four localities within 5 km of Puerto Libertad on the coast, 5-40 m (August 1997 and November 2006; Locality 3 in Fig. 1), we captured *A. harrisii, X. tereticaudus, D. merriami, C. baileyi, C. intermedius, C. penicillatus, N. albigula, O. torridus,* and *P. eremicus.* Five other rodent species are also known from the immediate vicinity: *O. variegatus, D. deserti, P. amplus, P. merriami,* and *S. arizonae*. In January 2005, we found a restricted population of *D. spectabilis* (along with the more typical Sonoran species *D. merriami, C. baileyi, N. albigula, P. eremicus*, and *O. torridus*) near Cienega, 600 m (Locality 4 in Fig. 1), on a nearly bare hillside that had been cleared of mesquite, fenced, and overgrazed. Six other rodent species are also known from the immediate vicinity: *A. harrisii, X. tereticaudus, O. variegatus, C. penicillatus, P. merriami,* and *S. arizonae*. At a more typical, less disturbed site near Caborca, 278 m (Locality 5 in Fig. 1), we collected *X. tereticaudus, D.*

merriami, C. baileyi, C. intermedius, C. penicillatus, N. albigula, and *S. arizonae*. Five other rodent species are also known from the immediate vicinity: *A. harrisii, O. variegatus, P. eremicus, P. merriami,* and *O. torridus*. In November 2006, we attempted to capture *Perognathus longimembris kinoensis* at and near its only known locality (Locality 6 in Fig. 1) along Bahía Kino: "N end of sand-dune peninsula that borders bay and forms northern arm of estuary" (Huey, 1935:73). The narrow peninsula is now developed mostly for homes, but we were able to set 240 Sherman live traps in relatively undisturbed habitat on a Mexican naval base. The dunes were criss-crossed with prints of house cats, and crawling with numerous darkling beetles (or pinacates; *Eleodes obscurus*); our traps yielded only pinacates, up to a half-dozen per trap. We also set 80 traps in dunes along a small, inland lagoon near Kino Nuevo, approximately 5 km up the coast; traps yielded only a single *N. albigula*.

Native rodents are known from 4 Sonoran islands (Fig. 1) in the Gulf of California (Case et al., 2002; Lawlor et al., 2002). Isla Tiburón, the largest island in the Gulf and the largest in México at 1223.5 km^2, is a landbridge island only 1.7 km from the mainland, and has a basic mainland desert rodent fauna of *X. tereticaudus, O. variegatus, D. merriami, C. baileyi, C. intermedius, C. penicillatus, N. albigula,* and *P. eremicus*. Isla Dátil is a small (1.3 km^2) landbridge island 1.9 km off the coast of Isla Tiburón, with a subset of rodent species: *C. intermedius, N. albigula* (formerly *N. varia*; Bogan, 1997)*,* and *P. eremicus* (formerly *P. collatus*; Lawlor, 1971a, 1971b). Isla San Esteban, an oceanic island of 40.7 km^2 that is 11.6 km from Isla Tiburón, and with it forms part of the Midriff Islands that span the Gulf, has only a single native species of rodent, *Peromyscus stephani* (which is probably only a subspecies of *P. boylii*; Hafner et al., 2001). Finally, 2 species of *Peromyscus* are known from little Isla San Pedro Nolasco (3.5 km^2), an oceanic island 14.6 km from the Sonoran mainland: *P. boylii* and the extinct endemic species, *P. pembertoni* (Lawlor, 1983).

Rodents of the Sinaloan Biotic Province

Elements of the Sinaloan thornscrub (*matorral espinoso*) and the northern extent of the tropical deciduous forests are dominant in the vicinity of Alamos, along the Río Cuchijaqui of southeastern Sonora. We trapped southeast of Alamos, 240-280 m (Locality 7 in Fig. 1) in the wet season (August 1997) and in the dry season (May 2005), and experienced the dramatic shift from *monte verde* (lush green forests punctuated by blazing sunlight in clearings around the base of each saguaro) to *monte mojino* (vast horizons of dry, dusty red-gray thickets of leafless, thorny branches sporadically adorned by white blossoms of the kapok/pochote, *Ceiba acuminate*). Axelrod (1979) emphasized the *geographic* formation of regional deserts as xeric sites coalesced first into local semideserts and deserts, and these in turn coalesced into the current regional deserts. At Alamos one can more fully appreciate a temporal aspect of regional desert formation, specifically the role of severe seasonal drought in producing arid-adapted species, which also explains the oddity of collecting (during the wet season) typical aridland species such as *O. torridus* and *Chaetodipus* spp. beneath a dense, tropical forest canopy. We trapped a total of 9 rodent species in the vicinity: *H. pictus, C. artus, C. goldmani, N. albigula, P. eremicus, P. merriami, O. torridus, R. fulvescens,* and *S. arizonae.* Ecological distribution of the sister species of the two coarse-haired *Chaetodipus* was as detailed by Patton (1969), who examined the species along the Río Cuchijaqui: *C. artus* was found more commonly along the riparian and full short-tree forest communities bordering the stream, while *C. goldmani* was relatively scarce in the riparian community, presumably because of ecological replacement by *C. artus*. Similarly, *P. merriami* was found more frequently in more dense forest than its sister species, *P. eremicus*, which occupies more open, rocky habitat. Eight other species of rodents are known from the immediate vicinity: *O. variegatus, Sciurus colliaei, D. merriami*, *C. pernix, Neotoma mexicana, Neotoma phenax, Peromyscus spicilegus,* and *Reithrodontomys burti.*

Descending towards the coast, the tropical deciduous forest transitions to elements of the Sinaloan coastal thornscrub that have penetrated the Sierra Barabampo-Río Fuerte filter-barrier into the valley of the Río Yaqui. Trapping at two localities near Navojoa, 36-40 m (Locality 8 in Fig. 1; August 1997) and three localities northeast of Esperanza, 54-184 m (Locality 9 in Fig. 1; January 2005), we captured 8 rodent species: *X. tereticaudus, D. merriami, C. baileyi, C. goldmani, C. pernix, N. albigula, P. eremicus,* and *P. merriami*. Nine other rodent species are also known from the immediate vicinity: *O. variegatus, Thomomys bottae, H. pictus, C. penicillatus, Baiomys taylori, N. phenax, O. torridus, R. burti,* and *S. arizonae*.

Elements of the Sinaloan thornscrub (e.g., *C. goldmani*) extend northeast up to the higher tributaries of the Río Yaqui and Río Bavispe. Near Moctezuma,

where we trapped in and around a Pleistocene-age basalt flow, thick-trunked tree ocotillo (*Fouquieria macdougalii*) mark the northernmost penetration of the southern, semitropical biota. At three localities southeast of Moctezuma, 646-728 m (Locality 10 in Fig. 1; January and May 2005), we captured *C. baileyi, C. goldmani, C. penicillatus, N. albigula, P. eremicus, P. merriami, R. fulvescens,* and *S. arizonae*. Five other rodent species are also known from the immediate vicinity: *O. variegatus, T. bottae, N. mexicana, P. boylii,* and *O. torridus*. The persistence of southern, semitropical influence in this region is shown by nearby fossil deposits of a latest Pleistocene tropical marsh and savannah that include a crocodile (*Crocodylus acutus*) and a giant armadillo (*Pampatherium*; Mead et al., 2006). In a steep-walled, rocky arroyo near El Coyote, 1078 m (Locality 11 in Fig. 1; May 2005), we captured only three species (*C. goldmani, N. albigula,* and *P. eremicus*).

We attempted (without success) to capture samples of the geographically restricted *P. flavus sonoriensis* at 3 localities near Guaymas (Locality 12 in Fig. 1): along the coast near Guasimas, 4 m (January 2005); and along the border of thornscrub (along the low hills) and open mesquite grassland (flat lands) between El Empalme, 32 m (April 2006) and Maytorena, 35 m (November 2006). Along the coast, in patchy habitat between small villages, we captured *C. penicillatus, D. merriami, N. albigula, P. eremicus, P. merriami,* and a single *Mus musculus*. In the drier, higher, more inland localities we captured *C. penicillatus, D. merriami,* and *N. albigula* along the rocky bases of low hills; *C. baileyi, C. penicillatus, P. eremicus,* and *P. merriami* along tree-lined arroyos, and *C. penicillatus* and *D. merriami* in open grassland.

Rodents of the Altiplano Norte Biotic Province

Our trapping in the Altiplano Norte biotic province immediately north of the México-U.S.A. border in southeastern Arizona cumulatively produced 16 rodent species representing 9 genera and 3 families, all of which are characteristic of this biotic province in Sonora. These included typical and widespread desert species (*C. intermedius, D. merriami, P. eremicus*), characteristic Sonoran species (*C. penicillatus, C. baileyi, P. merriami, O. torridus, A. harrisii*), and desert grassland species (*Chaetodipus hispidus, D. spectabilis, Dipodomys ordii*, *Peromyscus leucopus, Sigmodon fulviventer, Reithrodontomys megalotis, Xerospermophilus spilosoma, B. taylor*).

Rodents of the Sierra Madre Occidental Biotic Province

The mammals of the remote Sierra Madre Occidental of extreme eastern Sonora have been poorly sampled. Caire (1997) noted the probable occurrence in eastern Sonora of 7 additional species of rodents that occur in the mountains of immediately adjacent Chihuahua (Anderson, 1972): 4 species of *Peromyscus* (*P. nasutus, P. melanotis, P. polius,* and *P. truei*) and 3 sciurid species (*Sciurus aberti*, *Callospermophilus madrensis*, and *Glaucomys volans*). Caire (1997) examined and tentatively identified as *S. aberti* a skin (lacking skull) from Huachinera collected in 1935 by O. E. Muller, and noted that Mearns (1907) reported that J. A. Allen captured a specimen of *S. aberti* on the upper Río Bavispe in northeast Sonora by members of the Lumholtz Archaeological Expedition of 1890-1892. Until a specimen of *S. aberti* from Sonora is positively identified, I include it among the species of probable occurrence.

Mexico's northern arid regions, although low in biodiversity compared to the country's southern tropical regions, nonetheless represent the core of the North American regional deserts. Among those regional deserts, mammalian diversity is highest in the Sonoran Desert of Sonoran and Sinaloa. Further fieldwork is necessary to document the distribution and current status of species, particularly in remote regions of the Sierra Madre Occidental and on Gulf islands, and continued genetic investigation will likely reveal additional cryptic forms, particularly among genera such as *Chaetodipus* that are characterized by generalized morphology and only subtle morphological differences among species. At the same time, critical conservation issues threaten the fragile and underappreciated North American regional deserts (Hafner and Riddle, 2005). These threats include explosive expansion of major metropolitan areas, wholesale agricultural conversion, selective eradication of specific habitat associations, and introduction of exotics.

In recognition of the biological value of the arid regions of Sonora, the Mexican federal government has established three biosphere reserves that include desert habitat in the state: El Pinacate y Gran Desierto de Altar in northwestern Sonora; Alto Golfo de California; and Islas del Golfo de California (which includes islas Tiburón, Dátil, and Esteban). The natural value of the biologically diverse area around Alamos in southern Sonora also has been recognized by the establishment of the Reserva de la Biosfera Sierra de los Alamos y Río Cuchijaqui.

Conservation implications

In Sonora, a specific threat is selective eradication of mesquite woodland as it is cut for firewood, charcoal briquettes, and hardwood flooring, and to clear land for grazing. Native rodents on the islands in the Gulf of California have been subjected to introduced predators and competitors e.g., cats (*Felis catus*), dogs (*Canis familiaris*), goats (*Capra hircus*), burros (*Equus asinus*), European rabbits (*Oryctolagus cuniculus*), rats (*Rattus* spp.), and probably *Peromyscus* spp. from the adjacent mainland (Hafner et al., 2001; Lawlor et al., 2002); habitat modification e.g., clearing of ironwood (*Olneya tesota*) and introduction of iceplant (*Mesembryanthemum crystallinum*); and direct poisoning campaigns.

A relatively new and potentially devastating threat to the Sonoran desert biome is the introduction of buffelgrass (*Pennisetum ciliare*) from South Africa. Introduced in the 1930s in the U.S.A. for livestock forage, this shrubby grass spread rapidly in the 1980s (Felger, 1990), and today is widespread in southern Arizona and Sonora (http://www.desertmuseum.org/invaders/invaders_buffelgrass.php). Buffelgrass was introduced into Sonora in planting campaigns of the 1960s and 1970s along with bulldozing and chaining to remove mesquite and ironwood trees. It spreads rapidly along highways, and today extends continuously in Sonora from Imuris all the way to Sinaloa, covering an estimated 2.5 million acres of former Sonoran desert (http://www.hcn.org/issues/352/17167). Buffelgrass grows rapidly and densely, competing for water and crowding out native plants, its dense roots and shading preventing germination of native species as it forms a dense, inflammable carpet. Eventual wildfires that involve this drought-tolerant perennial burn hotter and more continuously than those involving sparse native grasses. Sonoran plants did not evolve in a fire-tolerate regime, and a single buffelgrass fire kills most native plants in its path. Efforts to control buffelgrass include manual pulling and herbicides. Frisvold et al. (2007) have developed a model for controlling buffelgrass in southern Arizona, but it already may be too late to stop the destruction of México's northern deserts.

Acknowledgements

J. A. Fernández provided useful comments on an earlier draft of this manuscript. All collecting in México was conducted under the scientific collecting permits of F. A. Cervantes or S. T. Álvarez-Castañeda. The bulk of this fieldwork was conducted with B. R. Riddle (BRR), and supported by National Science Foundation grants DEB-9629840 and DEB-0236957 to DJH and DEB-9629787 and DEB-0237166 to BRR. We are indebted to both F. A. Cervantes and S. T. Álvarez-Castañeda and their students and colleagues at the Instituto de Biología, Universidad Autónoma de México, and the Centro Investigaciones Biológicas del Noroeste (respectively) for their generous assistance and hospitality over the years. I have enjoyed working in the field in México with some 30 graduate and undergraduate students from both institutions, as well as colleagues and students from the University of Nevada, Las Vegas; Louisiana State University; University of New Mexico; and Occidental College.

Literature cited

Álvarez-Castañeda, S. T. 1994. Current status of the rice rat, *Oryzomys couesi peninsularis*. Southwestern Naturalist 39:99-100.

Álvarez-Castañeda, S. T. and J. L. Patton (eds.). 1999. Mamíferos del Noroeste de México. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C., La Paz, Baja California Sur. 583 p.

American Society of Mammalogists Animal Care and Use Committee. 1998. Guidelines for the capture, handling, and care of mammals as approved by the American Society of Mammalogists. Journal of Mammalogy 79:1416-1431.

Anderson, S. 1972. Mammals of Chihuahua: taxonomy and distribution. Bulletin of the American Museum of Natural History 148:151-410.

Arriaga, L., C. Aguilar, D. Espinosa-Organista, and R. Jiménez. 1997. Regionalización ecológica y biogeográfica de México. Taller de la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio), México, D.F. 327 pp.

Axelrod, D. I. 1979. Age and origin of Sonoran Desert vegetation. Occasional Papers of the California Academy of Sciences 132:69-74.

Baker, R. J., M. B. O'Neill and L. R. McAliley. 2003. A new species of desert shrew, *Notiosorex*, based on nuclear and mitochondrial sequence data. Occasional Papers of The Museum, Texas Tech University 222:1-12.

Bogan, M. A. 1997. On the status of *Neotoma varia* from Isla Datil, Sonora. *In* Life Among the Muses: Papers in Honor of James S. Findley, T. L. Yates, W. L. Gannon and D.E. Wilson (eds.). Special Publication, Museum of Southwestern Biology,

University of New Mexico 3. p. 81-87.

Bogan, M. A. 1999. Family Vespertilionidae. *In* Mamíferos del Noroeste de México, S. T. Álvarez-Castañeda and J. L. Patton (eds.). Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C., La Paz, Baja California Sur. p. 139-181.

Burt, W. H. 1938. Faunal relationships and geographic distribution of mammals in Sonora, Mexico. Miscellaneous Publications, Museum of Zoology, University of Michigan 39:1-77.

Cabrera, H., S. T. Álvarez-Castañeda, N. González-Ruiz and J. P. Gallo-Reynoso. 2007. Distribution and natural history of Schmidly's deermouse (*Peromyscus schmidlyi*). Southwestern Naturalist 52:620-623.

Caire, W. 1997. Annotated checklist of the recent land mammals of Sonora, Mexico. *In* Life Among the Muses: Papers in Honor of James S. Findley, T. L. Yates, W. L. Gannon and D.E. Wilson (eds.). Special Publication, Museum of Southwestern Biology, University of New Mexico 3, p. 69-80.

Callahan, J. R. and R. Davis 1977. A new subspecies of the cliff chipmunk from coastal Sonora, Mexico. Southwestern Naturalist 22:67-75.

Carleton, M. D. and J. Arroyo-Cabrales. 2009. Review of the *Oryzomys couesi* complex (Rodentia: Cricetidae:Sigmodontinae) in western Mexico. Bulletin of the American Museum of Natural History 331:94-127.

Case, T. J., M. L. Cody and E. Ezcurra (eds.). 2002. A *New* Island Biogeography of the Sea of Cortés. Oxford University Press, New York. 669 p.

Ceballos, G. and G. Oliva (eds.). 2005. Los Mamíferos Silvestres de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, D. F. 986 p.

Felger, R. S. 1990. Non-native plants of Organ Pipe Cactus National Monument, Arizona. Technical Report No. 31. Washington, D.C.: United States Geological Survey, Cooperative Park Studies Unit, The University of Arizona and National Park Service, Organ Pipe Cactus National Monument. Tucson, Arizona, 93 p.

Findley, J. S. and W. Caire. 1977. The status of mammals in the northern region of the Chihuahuan Desert. *In* Transactions of the Symposium on the Biological Resources of the Chihuahuan Desert Region, United States and Mexico, R. H. Wauer and D. H. Riskind (eds.), National Park Service Transactions and Proceedings Series 3. p. 127-139.

Frisvold, G., A. Olson, T. Bean, J. Betancourt, S. Marsh and B. Orr. 2007. Decision model for controlling buffelgrass invasion in an urban-wildland interface. Program on the research on the economics of invasive species management (PREISM) workshop. Economic Research Service, United States Department of Agriculture. http://www.farmfoundation.org/news/articlefiles/439-Research%20Presentations%20III-Frisvold.pdf.

Gallo-Reynoso, J.-P. and C. Navarro-Serment. 2002. Range extension of margay in northwestern Mexico. Southwestern Naturalist 47:635-636.

Gallo-Reynoso, J.-P., G. Suárez-Gracida, H. Cabrera-Santiago, E. Coria-Galindo, J. Egido-Villarreal and L. C. Ortiz. 2002. Status of beavers (*Castor canadensis frondator*) in Río Bavispe, Sonora, México. Southwestern Naturalist 47:501-504.

Gallo-Reynoso, J.-P., T. Van Devender, A. L. Reina-Guerrero, J. Egido-Villarreal and E. Pfeiler. 2008. Probable occurrence of a brown bear (*Ursus arctos*) in Sonora, Mexico, in 1976. Southwestern Naturalist 53:256-260.

Gannon, W. L., R. S. Sikes and the Animal Care and Use Committee of the American Society of Mammalogists. 2007. Guidelines of the American Society of Mammalogists for the use of wild animals in research. Journal of Mammalogy 88:809-823.

Hafner, D. J. and B. R. Riddle. 1997. Biogeography of Baja California Peninsular Desert mammals. *In* Life Among the Muses: Papers in Honor of James S. Findley, T. L. Yates, W. L. Gannon and D. E. Wilson (eds.). Special Publication, Museum of Southwestern Biology, University of New Mexico 3. Albuquerque, New Mexico. p. 39-65.

Hafner, D. J. and B. R. Riddle. 2005. Mammalian phylogeography and evolutionary history of northern Mexico's deserts. *In* Biodiversity, Ecosystems, and Conservation in Northern Mexico, J.-L. E. Cartron, G. Ceballos and R.S. Felger (eds.). Oxford University Press, New York. p. 225-245.

Hafner, D. J. and B. R. Riddle. 2011. Boundaries and barriers of North American warm deserts: an evolutionary perspective. *In* Palaeogeography and palaeobiogeography: biodiversity in space and time, P. Upchurch, A. McGowan and C. Slater (eds.). The Systematics Association Special Volume Series, CRC Press, Boca Raton, Florida. p. 75-113.

Hafner, D. J., B. R. Riddle and S. T. Álvarez-Castañeda. 2001. Evolutionary relationships of white-footed mice (*Peromyscus*) on islands in the Sea of Cortéz, Mexico. Journal of Mammalogy 82:775-790.

Hafner, J. C., J. E. Light, D. J. Hafner, M. S. Hafner, E. Reddington, D. S. Rogers and B. R. Riddle. 2007. Basal clades and molecular systematics of heteromyid rodents. Journal of Mammalogy 88:1129-1145.

Hall, E. R. 1981. The Mammals of North America. 2 Vols. John Wiley and Sons, New York. 1181 p.

Hall, E. R. and K. R. Kelson. 1959. The mammals of North America. 2 Vols. Ronald Press Company, New York. 1083 p.

Helgen, K. M., F. R. Cole, L. E. Helgen and D. E. Wilson. 2009. Generic revision in the Holarctic ground squirrel genus *Spermophilus*. Journal of Mammalogy 90:270-305.

Hoffmeister, D. F. 1986. Mammals of Arizona. University of Arizona Press, Tucson. 602 p.

Huey, L. M. 1935. A new silky pocket mouse from Sonora, Mexico. Transactions of the San Diego Society of Natural History 8:73-74.

Lawlor, T. E. 1971a. Distribution and relationships of six species of *Peromyscus* in Baja California and Sonora, Mexico. Occasional Papers of the Museum of Zoology, University of Michigan 661:1-22.

Lawlor, T. E. 1971b. Evolution of *Peromyscus* on northern islands in the Gulf of California, Mexico. Transactions of the San Diego Society of Natural History 16:91-124.

Lawlor, T. E. 1983. The mammals. *In* Island Biogeography in the Sea of Cortéz, T. J. Case and M. L. Cody (eds.). University of California Press, Berkeley. p. 265-289.

Lawlor, T. E., D. J. Hafner, P. Stapp, B. R. Riddle and S. T. Álvarez-Castañeda. 2002. The mammals. *In* A New Island Biogeography of the Sea of Cortés, T. J. Case, T. J., M. L. Cody and E. Ezcurra (eds.). Oxford University Press, New York. p. 326-361.

List, R., G. Ceballos and J. Pacheco. 1999. Status of the North American porcupine (*Erethizon dorsatum*) in Mexico. Southwestern Naturalist 44:400-404.

Loomis, R. B. and R. C. Stephens. 1965. Cliff chipmunk from the vicinity of Guaymas, Sonora. Journal of Mammalogy 46:501.

McAliley, L. R., M. B. O'Neill and R. J. Baker. 2007. Molecular evidence for genetic subdivisions in the desert shrew, *Notiosorex crawfordi*. Southwestern Naturalist 52: 410-417.

Mead, J. I., A. Baez, S. L. Swift, M. C. Carpenter, M. Hollenshead, N. J. Czaplewski, D. W. Steadman, J. Bright and J. Arroyo-Cabrales. 2006. Tropical marsh and savanna of the late Pleistocene in northeastern Sonora, Mexico. Southwestern Naturalist 51:226-239.

Mearns, E. A. 1896. Preliminary diagnosis of new mammals from the Mexican border of the United States. *Proceedings of the United States National Museum* 18:443-447.

Mearns, E. A. 1907. Mammals of the Mexican boundary of the United States. Bulletin of the United States National Museum 56:1-530.

Morafka, D. J. 1977a. A biogeographical analysis of the Chihuahuan desert through its herpetofauna. Biogeographica 9:1-313.

Morafka, D. J. 1977b. Is there a Chihuahuan Desert? A quantitative evaluation through a herpetofaunal perspective. *In* Transactions of the Symposium on the Biological Resources of the Chihuahuan Desert Region, United States and Mexico, R. H. Wauer, and D. H. Riskind (eds.). National Park Service Transactions and Proceedings Series 3. p. 437-454.

Morrone, J. J. 2004. Panbiogeografía, componentes bióticos y zonas de transición. Coleopterists Bulletin 48:149-162.

Morrone, J. J. 2005. Hacia una síntesis biogeográfica de México (toward a synthesis of Mexican biogeography). Revista Mexicana de Biodiversidad 76:207-252.

Morrone, J. J., D. E. Organista, C. A. Zúñiga and J. L. Bousquets. 1999. Preliminary classification of the Mexican biogeographic provinces: a parsimony analysis of endemicity based on plant, insect, and bird taxa. Southwestern Naturalist 44:507-514.

Nelson, E. W. 1922. Lower California and its natural resources. Memoirs of the National Academy of Sciences 16:1-194.

Patton, J. L. 1969. Chromosome evolution in the pocket mouse *Perognathus goldmani* (Osgood). *Evolution* **23**:645-662.

Pelz-Serrano, K., E. Ponce-Guevara, R. Sierra-Corona, R. List and G. Ceballos. 2006. Recent records of desert bighorn sheep (*Ovis canadensis mexicana*) in eastern Sonora and northwestern Chihuahua, Mexico. Southwestern Naturalist 51:430-434.

Riddle, B. R. and D. J. Hafner. 2006a. A step-wise approach to integrating phylogeographic and phylogenetic biogeographic perspectives on the history of a core North American warm deserts biota. Journal of Arid Environments 66:435-461.

Riddle, B. R. and D. J. Hafner. 2006b. Biogeografía y biodiversidad de los desiertos cálidos del norte de México y suroeste de Estados Unidos. *In* Genética y mamíferos mexicanos: presente y futuro, E. Vázquez and D. J. Hafner (eds.). New Mexico Museum of

Natural History & Science Bulletin 32:1-73.

Riddle, B. R., D. J. Hafner, L. F. Alexander and J. R. Jaeger. 2000a. Cryptic vicariance in the historical assembly of a Baja California peninsular desert biota. Proceedings of the National Academy of Sciences, U.S.A. 97:14438-14443.

Riddle, B. R., D. J. Hafner and L. F. Alexander. 2000b. Phylogeography and systematics of the *Peromyscus eremicus* species group and the historical biogeography of North American warm regional deserts. Molecular Phylogenetics and Evolution 17:145-160.

Riddle, B. R., D. J. Hafner and L. F. Alexander. 2000c. Comparative phylogeography of Bailey's pocket mouse (*Chaetodipus baileyi*) and the *Peromyscus eremicus* species group: historical vicariance of the Baja California Peninsular Desert. Molecular Phylogenetics and Evolution 17:161-172.

Shreve, F., T. D. Mallery and W. V. Turnage. 1936. Desert investigations. Carnegie Institute of Washington Year Book 35:214-221.

Sikes, R. S., W. L. Gannon and the Animal Care and Use Committee of the American Society of Mammalogists. 2011. Guidelines of the American Society of Mammalogists for the use of wild mammals in research. Journal of Mammalogy 92:235-253.

Stein, B. A. 2002. States of the union: ranking America's biodiversity. NatureServe, Arlington, Virginia. 25 p. http://www.natureserve.org/library/stateofunions.pdf

van Rossem, A. J. 1931. Report on a collection of land birds from Sonora, Mexico. Transactions of the San Diego Society of Natural History 6:237-304.

Appendix 1. Collecting localities visited by the author (1997-2006), including elevation and geographical coordinates. Localities are listed within biotic provinces by group locality number (boldface, in parentheses), and mapped in Fig. 1.

Sonoran Biotic Province.—(1) 10 km W Carbó, 640 m, 29.71°N, -111.07°W; (2) 38 km S Santa Ana, 899 m, 30.26° N, -111.04° W; (3) 2 km N Puerto Libertad, 40 m, 29.93°N, -112.72°W; 1.5 km E Puerto Libertad, 15 m, 29.92°N, -112.70°W; 2 mi. WNW Puerto Libertad, 5 m, 29.91°N, -112.72°W; 3 mi. SSE Puerto Libertad, 5 m, 29.88°N, -112.66°W; (4) 6.5 mi. S Cienega, 600 m, 30.10°N, -111.92°W; (5) Cerro Cañeda, 2 mi. E Caborca, 278 m, 30.69°N, -112.13°W; (6) Bahía de Kino, 2 m, 28.80°N, -111.92°W; 5 km ESE Kino Nuevo, 1 m, 28.85°N, -111.97°W.

Sinaloan Biotic Province.—(7) 10 km SSE Alamos, 240 m, 26.95°N, -108.88°W; 15 km SE Alamos, 280 m, 26.91°N, -108.85°W; (8) 4 km N Navojoa, 36 m, 27.12°N, -109.43°W; 15 km S Navojoa, 40 m, 26.93°N, -109.42°W; (9) 11 km NE Esperanza, 54 m, 27.68°N, -109.91°W; 23 km NE Esperanza, 78 m, 27.73°N, -109.84°W; 35 km NE Esperanza, 184 m, 27.76°N, -109.73°W; (10) 19 mi. SE Moctezuma, 720 m, 29.61°N, -109.51°W; 20 mi. SE Moctezuma, 690 m, 29.59°N, -109.50°W; 21 mi. SE Moctezuma, 650 m, 29.59°N, -109.49°W; (11) 2 mi. SE El Coyote, 1,078 m, 29.96°N, -109.13°W; (12) 1 mi. E Guasimas, 4 m, 27.90°N, -110.58°W; 10 km NNE El Empalme, 32 m, 28.04°N, -110.77°W; 2 mi. S Maytorena, 35 m, 28.05°N, -110.76°W.

Variación morfométrica y alometría del crecimiento de Reithrodontomys mexicanus *(Rodentia: Muridae) de Oaxaca, México*

Morphometric variation and growth allometry of Reithrodontomys mexicanus *(Rodentia: Muridae) from Oaxaca, Mexico*

*Elizabeth Arellano** ¤, José Antonio Guerrero** y Duke S. Rogers****

Resumen

Reithrodontomys mexicanus es un roedor que se distribuye desde México hasta el norte de Ecuador, en bosques húmedos de pino-encino, nublados y selva baja. Es una especie poco común, por lo que no se tiene información sobre su biología o niveles de variación intra o interpoblacional. Aquí se analizaron 21 medidas morfológicas externas y del cráneo y esqueleto, con el fin de describir la variación morfométrica y la alometría de crecimiento en individuos provenientes de la Sierra de Juárez, Oaxaca, México. Aunque los machos parecen ser más grandes que las hembras, en conjunto, los resultados de los análisis univariados y multivariados sugieren que el crecimiento en ambos sexos es similar, es decir que no hay dimorfismo sexual. La variación encontrada entre las clases de edad II a V muestra que en la mayoría de las medidas hay cierta homogeneidad entre las edades IV a V y sugieren que el crecimiento disminuye a partir de la edad IV. El análisis multivariado de alometría, reveló que 7 medidas craneales muestran crecimiento isométrico, 5 tienen alometría negativa y solo una tiene alometría positiva. La información sobre variación intraespecífica en el género *Reithrodontomys* es casi nula, por lo que este trabajo provee una referencia para estudios sobre variación geográfica morfológica e incluso genética.

Palabras clave: dimorfismo sexual, variación intraespecífica, análisis multivariado, morfología, Sierra Juárez.

Abstract

Reithrodontomys mexicanus is a rodent that distributes from Mexico through northern Equator, in pine-oak, cloud, and dry forests. It is a rare species, thus there is no information about its biology or the levels of intra and interpopulaton variation. Here we analyzed 21 external and skull and skeleton morphologic measurements with the object to describe morphometric variation and growth allometry in individuals from Sierra Juárez, Oaxaca, Mexico. Even though males seem to be larger than females, overall results from univariate and multivariate analyzes suggest that growth in both sexes is similar, this means that there is no sexual dimorphism. Found variation among age classes II to V shows that most measurements have certain homogeneity among ages IV and V and suggests that growth diminishes at age IV. Multivariate analysis of allometry reveled that 7 skull measurements show isometric growth, 5 have negative allometry and only one has positive allometry. Information about intraspecific variation in the *Reithrodontomys* genus is null, so this work provides a reference for studies about morphologic, and even genetic, geographic variation.

Key words: sexual dimorphism, intraspecific variation, multivariate analysis, morphology, Sierra Juarez.

** Centro de Investigación en Biodiversidad y Conservación, Universidad Autónoma del Estado de Morelos, Av. Universidad 1001, C.P. 62209 Chamilpa, Cuernavaca, Morelos, México.*
*** Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Morelos, Av. Universidad 1001, Chamilpa, C.P. 62209 Cuernavaca, Morelos.*
**** Department of Biology and Monte L. Bean Life Science Museum, Brigham Young University, Provo, UT 84602.*
¤ elisabet@uaem.mx

Introducción

El ratón *Reithrodontomys mexicanus* es una especie de roedor peromyscinido neotropical (Carleton, 1989) para la que se han descrito 12 subespecies con base en características morfológicas y de distribución (Hooper, 1952; Hall, 1981). De acuerdo con su trabajo sobre la sistemática del género, Hooper (1952) ubica a *R. mexicanus*, junto con *R. gracilis*, *R. spectabilis*, *R. dariensis* y *R. brevirostris*, dentro del grupo de especies *mexicanus*. La distribución de esta especie se extiende desde los sistemas montañosos mexicanos de Tamaulipas, México, hasta la parte norte de Ecuador en Suramérica. Estos ratones ocupan un amplio rango altitudinal (1000-3500 msnm) y están asociados a una variedad de hábitats, desde bosques húmedos de pino-encino y bosques nublados hasta selva baja caducifolia, en vegetación tanto primaria como secundaria, e incluso se han colectado en pastos, hierbas o arbustos que rodean áreas de cultivo (Hooper, 1952; Reid, 1997).

No obstante su amplia distribución, en ninguna de las localidades en las que se ha colectado muestra ser una especie dominante o común, en consecuencia se sabe poco sobre su biología o la variación morfológica individual, no geográfica o geográfica. Sin embargo, estudios recientes sobre variación molecular muestran que *R. mexicanus* es una especie con altos niveles de variación genética a lo largo de su distribución y sugieren que está formada por más de una unidad taxonómica (Arellano et al., 2003; 2005).

Históricamente, la taxonomía de mamíferos se ha basado en comparaciones morfológicas entre poblaciones intra e interespecíficas; sin embargo, la precisión de estas comparaciones depende en gran medida del grado de diferenciación dentro de las poblaciones en cuestión. Es por esto que el conocimiento de la variación no geográfica, es decir, aquella que resulta por diferencias entre individuos, sexos, edades o por la estacionalidad dentro de una misma población (Patton y Rogers, 1983), se convierte en un punto de referencia para establecer límites de variación geográfica entre unidades o poblaciones (Straney, 1978).

Esto ha sido particularmente aplicado a diferentes grupos de roedores (Schmidly, 1973; Engstrom et al., 1982; Rogers y Schmidly, 1982; Airoldi y Hoffmann, 1984; Williams y Ramírez-Pulido, 1984; Martínez-Coronel et al., 1991; Yu y Lin 1999) en los que se evidencia la importancia de conocer los niveles de diferenciación no geográfica junto con la geográfica, principalmente si el objetivo es hacer conclusiones sobre taxonomía y/o clasificación. Una de las mayores limitantes en estos estudios, es la obtención de un tamaño adecuado de muestra que represente en forma adecuada el grado de variación.

Por otro lado, teniendo una muestra que represente diferentes edades en la población, también es posible evaluar la existencia de relaciones alométricas entre las dimensiones de los organismos, es decir, cómo ocurre el desarrollo de las diferentes estructuras morfológicas a lo largo de la vida de un individuo. En contraste con el crecimiento isométrico, en donde hay un cambio proporcional de todas las estructuras, la alometría positiva o negativa se refiere a un crecimiento desproporcional, mayor o menor, de la estructura en cuestión con respecto a otras estructuras. Si bien la alometría entre caracteres morfológicos es una de las fuentes más importantes de diversificación, el significado adaptativo del cambio en las proporciones entre ellos es aún muy discutido (Klingenberg, 1998; Vasallo, 2000; Giannini et al., 2004).

A partir de diversos esfuerzos de colecta en una localidad de Sierra Juárez, Oaxaca, México, se logró obtener un tamaño de muestra apropiado para evaluar la variación morfométrica intrapoblacional de *R. mexicanus*. El objetivo de este estudio es evaluar si hay variación morfométrica debida a la edad o al sexo y la alometría de crecimiento en individuos de *R. mexicanus* de Sierra Juárez, Oaxaca, México.

Materiales y métodos

Se examinó un total de 101 individuos de *R. mexicanus* provenientes de los alrededores de La Esperanza, municipio de Santiago Comaltepec, Oaxaca (Fig. 1), en donde, dada la cercanía de puntos de colecta, los ejemplares colectados fueron considerados como pertenecientes a una sola población. Las referencias geográficas precisas, los números de colecta de cada ejemplar y las colecciones que los albergan se listan en el Apéndice 1.



Figura 1. Localización geográfica (estrella) en el estado de Oaxaca, México, de la población de *Reithrodontomys mexicanus* evaluada en este estudio.

Cada individuo fue asignado a una clase de edad, entre I (la más joven) y V (la más vieja), con base en el desgaste relativo de los molares de la mandíbula y de acuerdo con los siguientes criterios: Edad I, M3 ausente o parcialmente erupcionado sin desgaste distinguible en la superficie oclusal de M1 o M2; Edad II, M1 a M3 totalmente erupcionados con algún desgaste en la superficie oclusal; Categoría III, 50% o más de la superficie oclusal de M3 tiene ligero desgaste; Edad IV, M1 a M3 muestran amplio desgaste, más del 50% de la superficie oclusal de M3 está degastada; Edad V, la superficie oclusal de M1-M3 totalmente desgastada.

También se registró el sexo, junto con 4 medidas externas y el peso (P), directamente de las etiquetas de colecta de cada individuo como sigue: longitud total (LT), longitud de la cola (LC), longitud de la pata derecha (LP) y longitud de la oreja derecha (LO). Finalmente, a cada individuo se le tomaron 13 medidas del cráneo (Fig. 2) y 3 del esqueleto postcraneal utilizando un vernier con 0.05 mm de precisión. Las medidas tomadas fueron las siguientes: máxima longitud del cráneo (MLC); ancho del arco zigomático (AZ); ancho del cráneo (AC); longitud de los nasales (LN); longitud del rostro (LR); anchura de la constricción interorbital (ACI); longitud del puente del paladar (LPL); longitud de la línea de molares maxilares (LM); ancho del maxilar (AM); longitud del foramen incisivo (LFI); ancho del rostro (AR); profundidad del cráneo (PC); ancho de la placa zigomática (APZ); longitud de la pelvis (LPV); longitud del fémur (LF) y longitud del húmero (LH). Estas medidas fueron elegidas debido a que han sido diagnósticas en trabajos previos dentro de

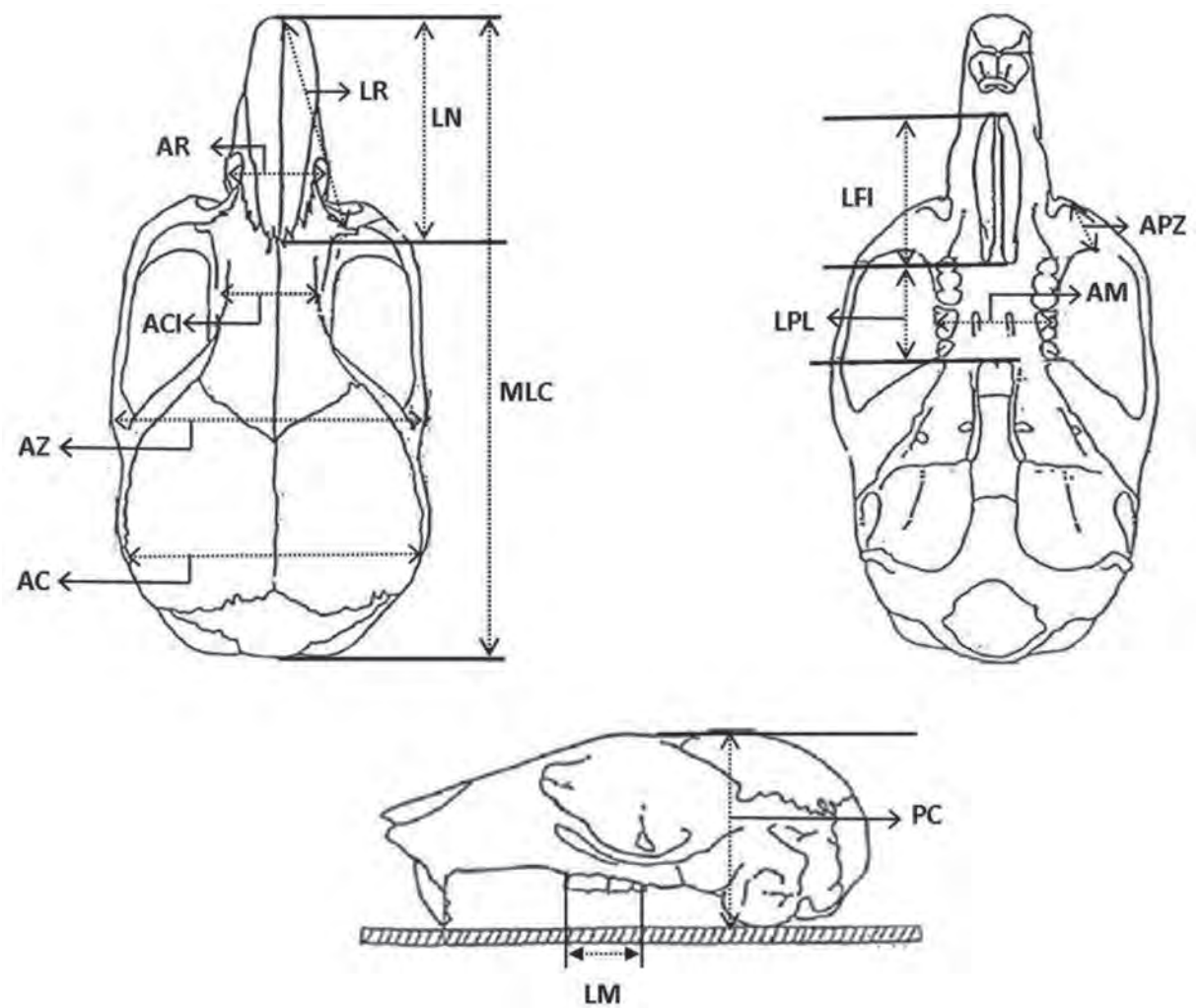


Figura 2. Vistas dorsal, ventral y lateral del cráneo de *Reithrodontomys mexicanus* de Oaxaca, México, mostrando las medidas tomadas en este estudio (modificado de Hooper, 1952). Los acrónimos de cada medida se explican en el texto.

Reithrodontomys (Howell, 1914; Hooper, 1952; Smith, 1965) o utilizadas en trabajos similares, con excepción de LPV, LF y LH. Todas estas medidas fueron tomadas siguiendo a Hooper (1952), Anderson (1969) y Rogers y Schmidly (1982).

Estas medidas son relativamente fáciles de tomar de manera precisa, lo que minimiza el error experimental. Las medidas del esqueleto postcraneal LPV, LF y LH se tomaron de la siguiente manera: LPV se consideró desde el borde más distal de la cresta iliaca al extremo distal del isquion; LF se tomó como la distancia mayor entre los bordes de la cabeza del fémur y su tróclea; finalmente LH fue tomada de igual forma, como la mayor distancia entre la cabeza del húmero y su tróclea.

Variación morfométrica

Como parte del estudio de la variación morfométrica se estimaron los estadísticos descriptivos para cada variable (promedio, rango, desviación estándar y coeficiente de variación). Se utilizó un modelo anidado de varianza para evaluar si hay diferencias significativas entre categorías de edad y entre los sexos. En este análisis las variables dependientes fueron cada una de las dimensiones craneales y externas, mientras que las categorías de edad (II-V) y el sexo (machos y hembras, anidados en las categorías de edad) fueron las variables categóricas. En el análisis de la variación morfométrica se excluyó la categoría de edad I debido a que solo se contó con especímenes hembras. Posteriormente, se aplicó la prueba de comparaciones múltiples de Tukey, para identificar aquellos subconjuntos de categorías de edades que difieren o no entre sí para cada variable considerada.

La significancia de las comparaciones univariadas múltiples se ajustó mediante el procedimiento secuencial de Bonferroni (Rice, 1989). Estos análisis se realizaron en el programa Statistica 6.0 (StatSoft, 1998). En el análisis de la variación morfométrica se excluyó la categoría de edad I debido a que no se tenían ejemplares machos.

En el contexto multivariado se evaluó la diferencia entre las categorías de edad II - V y entre los sexos de los individuos por medio de un Análisis Multivariado de Varianza de dos factores (categoría de edad y sexo). Además, se compararon de manera pareada las diferencias en la morfología craneal entre esas categorías de edad por medio de la prueba T^2 de Hooteling, que es un análogo multivariado de la prueba de *t* de student. Esta prueba se implementó para identificar subgrupos de categorías de edad, en forma análoga a la prueba de Tukey, pero en un contexto multivarido. Ambos análisis fueron realizados usando el programa PAST (Hammer et al., 2001).

Alometría de crecimiento

Debido a que para algunos individuos no se contó con elementos postcraneales, solo se usaron las variables craneales en este análisis. Para estimar la alometría multivariada de crecimiento se calcularon los coeficientes alométricos para cada una de las variables craneales con el procedimiento implementado en el programa PAST (Hammer et al., 2001). Este procedimiento se basa en el método propuesto por Jolicoeur (1963) y Kowalewski et al. (1997). Los datos son transformados a logaritmos y sometidos a un análisis de componentes principales (ACP) de la matriz de varianzas-covarianzas (machos y hembras agrupados, dado que no hay diferencias significativas debidas al sexo, ver sección de resultados). El primer Componente Principal (CP1) es considerado como un factor de tamaño, debido a que la variación explicada por CP1 fue de más del 80%. El coeficiente alométrico para cada variable original se calcula dividiendo la carga (*loading*) del CP1 para esa variable entre el promedio de las cargas del CP1 sobre todas las variables.

Finalmente, se calculan los intervalos de confianza de 95% para los coeficientes alométricos por medio de un *bootstrap* con 2000 repeticiones. Si el coeficiente alométrico calculado para una variable dada es significativamente mayor o menor que 1, la alometría correspondiente se considera positiva o negativa, respectivamente, en relación con el tamaño general (en este caso, la combinación lineal de todas las variables representadas por el CP1). Por otro lado, si el coeficiente no es significativamente diferente de 1, la estructura se considera isométrica en relación con el tamaño en general (Leamy y Dradley, 1982).

Resultados

Variación morfométrica

En el análisis de varianza anidado para evaluar el dimorfismo sexual secundario dentro de cada categoría de edad no se detectaron diferencias significativas en ninguna de las variables, indicando que machos y hembras son similares en las etapas de crecimiento. Los resultados del análisis de varianza para evaluar el factor edad mostraron diferencias significativas entre clases

en 19 de las 21 variables (Cuadro 1) . La prueba de comparaciones múltiples de Tukey reveló que las clases de edad IV y V formaron subgrupos no significativos para 13 medidas (LT, LC, LP, LO, MLC, AZ, AC, LN, LR, LFI, LR, LPV, LF y LH), de las 19 variables que tuvieron variación significativa. Las clases de edad II y

Cuadro 1. Variación de 19 medidas de *Reithrodontomys mexicanus* con diferencias significativas. N=tamaño de muestra; EE = error estándar; CV= coeficiente de variación. Letras A-C indican subgrupos (SG) resultantes de la prueba de Tukey.

Clase de edad	SG	N	Media	(mínimo – máximo)	2EE	CV
LONGITUD TOTAL (LT) $F = 6.14$; $P = 0.0007$						
V	A	9	200.111	(176.00 – 215.00)	25.60	6.40
IV	AB	51	197.980	(173.00 – 229.00)	25.02	6.29
III	B	24	189.851	(171.00 – 212.00)	21.76	5.73
II	B	5	179.666	(173.00 – 204.00)	26.20	7.13
LONGITUD DE LA COLA (LC) $F = 3.82$; $P = 0.01$						
V	A	9	120.333	(115.00 – 130.00)	8.54	3.55
IV	AB	51	117.360	(90.00 – 144.00)	17.94	7.63
III	B	24	113.333	(98.00 – 125.00)	15.68	6.94
II	B	5	107.666	(103.00 – 120.00)	15.10	6.80
LONGITUD DE LA PATA DERECHA TRASERA (LP) $F = 3.24$; $P = 0.02$						
IV	A	51	20.920	(18.00 – 24.00)	2.36	5.64
V	AB	9	20.611	(18.00 – 22.00)	2.26	5.50
III	B	24	20.166	(18.00 – 22.00)	2.06	5.10
II	B	5	19.833	(18.00 – 21.00)	2.10	5.38
LONGITUD DE LA OREJA DERECHA (LO) $F = 5.54$; $P = 0.001$						
V	A	9	16.333	(13.00 – 21.00)	4.24	12.99
IV	A	51	16.060	(13.00 – 19.00)	2.80	8.63
III	B	24	14.730	(11.00 – 17.00)	3.62	12.34
II	B	5	14.500	(13.00 – 16.00)	2.44	8.45
PESO (P) $F = 7.62$; $P = 0.0001$						
V	A	8	17.175	(13.00 – 28.00)	10.16	29.68
IV	B	51	13.960	(8.00 – 18.00)	5.16	18.35
III	C	23	12.556	(8.00 – 21.00)	6.44	25.60
II	C	5	9.800	(8.00 – 12.00)	3.04	15.80
MÁXIMA LONGITUD DEL CRÁNEO (MLC) $F = 19.53$; $P = 0.0000$						
IV	A	51	23.849	(22.50 – 24.90)	10.49	2.20
V	A	10	23.764	(22.90 – 24.60)	11.13	2.34
III	B	26	23.279	(22.20 – 24.40)	10.89	2.33
II	C	7	22.305	(21.20 – 23.00)	12.71	2.85
ANCHO DEL ARCO ZIGOMÁTICO (AZ) $F = 3.52$; $P = 0.01$						
IV	A	10	12.406	(11.60 – 12.70)	7.51	3.05
V	AB	54	12.352	(11.50 – 13.00)	6.48	2.62
III	B	26	11.990	(11.30 – 12.60)	6.82	2.84
II	B	8	11.808	(11.00 – 12.30)	8.62	3.64
ANCHO DEL CRÁNEO (AC) $F = 7.62$; $P = 0.0008$						
IV	A	54	11.489	(10.70 – 12.10)	5.95	2.59
V	A	10	11.454	(11.00 – 11.90)	6.55	2.88
III	B	26	11.234	(10.10 – 11.90)	7.76	6.45
II	B	7	11.017	(10.10 – 11.60)	11.69	5.34
LONGITUD DE LOS NASALES (LN) $F = 14.92$; $P = 0.0000$						
V	A	10	8.484	(7.90 – 8.90)	6.07	3.58
IV	A	54	8.465	(6.40 – 9.10)	8.71	5.17
III	B	26	8.178	(7.50 – 9.10)	7.30	4.43
II	C	6	7.668	(7.30 – 8.30)	7.26	4.73

Cuadro 1. Continúa.

Clase de edad	SG	N	Media	(mínimo – máximo)	2EE	CV
LONGITUD DEL ROSTRO (LR) $F = 19.58$; $P = 0.0000$						
IV	A	54	8.640	(7.90 – 9.40)	6.55	3.78
V	AB	10	8.593	(8.10 – 8.90)	6.40	3.72
III	B	26	8.323	(7.60 – 9.00)	6.89	4.13
II	C	6	7.775	(7.50 – 8.10)	4.53	2.91
ANCHURA DE LA CONSTRICCIÓN INTERORBITAL (ACI) $F = 5.16$; $P = 0.002$						
IV	A	54	3.832	(3.60 – 4.30)	3.00	3.91
V	AB	10	3.760	(3.50 – 3.90)	2.36	3.13
III	AB	26	3.758	(3.50 – 4.00)	2.70	3.58
II	B	8	3.643	(3.50 – 3.80)	2.52	2.52
LONGITUD DE LA LÍNEA DE MOLARES MAXILARES (LM) $F = 2.86$; $P = 0.04$						
IV	A	54	3.472	(3.20 – 4.40)	7.39	10.40
III	AB	26	3.409	(3.10 – 3.70)	2.72	3.92
V	AB	10	3.389	(3.10 – 3.70)	2.75	4.03
II	B	8	3.337	(2.90 – 3.50)	3.87	5.81
LONGITUD DEL FORAMEN DE INCISIVOS (LFI) $F = 6.53$; $P = 0.0004$						
IV	A	54	4.611	(3.80 – 5.10)	5.39	5.86
V	A	10	4.597	(4.00 – 5.00)	5.48	6.02
III	B	26	4.372	(3.80 – 4.70)	4.73	5.40
II	B	7	4.336	(4.10 – 4.80)	5.77	6.60
ANCHO DEL ROSTRO (R) $F = 12.33$; $P = 0.0000$						
IV	A	54	4.262	(3.90 – 3.90)	3.53	4.14
V	A	10	4.225	(3.90 – 4.20)	3.47	4.10
III	A	26	4.171	(3.90 – 4.50)	2.69	3.21
II	B	7	3.896	(3.80 – 4.40)	2.99	3.81
PROFUNDIDAD DEL CRÁNEO (PC) $F = 3.92$; $P = 0.01$						
IV	A	54	8.661	(7.90 – 9.40)	6.37	3.68
III	AB	26	8.569	(7.90 – 8.90)	5.38	3.14
V	AB	10	8.468	(8.00 – 8.80)	5.06	2.98
II	B	6	8.325	(8.10 – 8.40)	2.37	1.42
ANCHO DE LA PLACA ZIGOMÁTICA (APZ) $F = 4.07$; $P = 0.008$						
IV	A	54	1.816	(1.50 - 2.10)	3.20	9.00
V	A	10	1.780	(1.50 – 2.20)	3.09	8.48
III	AB	26	1.758	(1.40 – 1.90)	2.45	6.93
II	B	8	1.626	(1.30 – 1.50)	2.02	6.78
MÁXIMA LONGITUD DE LA PELVIS (LPV) $F = 31.71$; $P = 0.0000$						
V	A	5	17.408	(16.50 – 18.10)	15.07	4.33
IV	A	51	16.738	(14.90 – 18.40)	19.24	5.73
III	B	16	15.466	(14.00 – 16.50)	13.07	4.20
II	C	4	13.134	(12.60 – 14.80)	21.31	8.03
MÁXIMA LONGITUD DEL FÉMUR (LF) $F = 36.95$; $P = 0.0000$						
V	A	5	14.306	(13.60 – 15.10)	11.56	4.04
IV	A	51	13.795	(12.50 – 14.90)	10.72	3.88
III	B	16	12.974	(12.20 – 14.50)	11.88	4.54
II	C	4	11.406	(10.10 - 12.40)	12.70	8.46
MÁXIMA LONGITUD DEL HÚMERO (LH) $F = 21.62$; $P = 0.0000$						
V	A	5	11.460	(10.80 – 12.40)	11.76	5.13
IV	A	50	11.236	(10.00 – 12.10)	8.83	3.92
III	B	16	10.741	(9.90 – 11.40)	6.98	3.25
II	C	4	9.662	(9.30 - 9.80)	4.57	2.36

III solo fueron similares en 5 de estas variables (LO, P, AC, LFI y APZ) y en otras 5 variables (MLC, LN, LPV, LF y LH), estas clases fueron diferentes. Las medidas postcraneales se comportaron exactamente igual en las comparaciones. Por otro lado, las clases de edad IV y V formaron grupos diferentes solo para la variable P.

El análisis multivariado de varianza indicó que hay diferencias significativas entre las clases de edad, pero no entre los sexos, corroborando los resultados de los análisis univariados (Cuadro 2). En el caso de las pruebas pareadas de T^2 de Hotelling, éstas revelaron diferencias significativas en las comparaciones de las clases de edad sucesivas II vs III (T^2 0.698, P < 0.005) y III vs IV (T^2= 0.365, P <0.05), mientras que la comparación entre las categorías de edad IV vs V no fue significativa (T^2=0.136, P = 0.835).

Alometría de crecimiento

Las cargas de las variables craneales en el CP1, así como los coeficientes alométricos de crecimiento de las variables craneales y sus intervalos de confianza de 95% se muestran en el Cuadro 3. Las medidas AZ, LN, LR, LM, AM, LFI y AR presentaron coeficientes alométricos que no son significativamente diferentes de 1, indicando un crecimiento isométrico de esas longitudes en relación con el tamaño general del cráneo. En contraste, las medidas MLC, AC, ACI, LPL y PC mostraron una alometría negativa, mientras que sólo la variable APZ mostró una alometría positiva.

Cuadro 2. Resultados del análisis multivariado de varianza de 2 factores de las medidas externas y craneales de ejemplares de *Reithrodontomys mexicanus* de Oaxaca, México.

Factores	λ de Wilks	P
Edad	0.143240	0.000009
Sexo	0.619468	0.149309
Edad x Sexo	0.364719	0.605145

Discusión

Prácticamente no existen estudios de variación morfométrica intrapoblacional en especies del género *Reithrodontomys*. Hooper (1952) reporta la variación en la longitud del cráneo para *R. megalotis* dentro y entre algunas poblaciones en México; sin embargo no hay una evaluación de cómo está repartida esta variación dentro de cada población. De los pocos estudios existen el de Monroy et al. (2005), en el que se analiza la variación no geográfica de *R. megalotis* proveniente de una localidad en el centro de México, y el de Lynch (1995) en el que la variación no geográfica y geográfica de *R. megalotis* en Texas, E. U. A. fue también analizada. Realmente, la mayoría de los trabajos reportados sobre este tipo de variación son hechos para otros géneros de roedores, en Norteamérica particularmente en *Peromyscus*. Con base en esto, las referencias comparativas de este trabajo se basan en las publicaciones de las especies de estos géneros.

El patrón de variación morfométrica intrapoblacional revelado en esta población de *R. mexicanus* de Oaxaca es, de manera general, congruente con lo reportado para otras especies de ratones neotropicales (Rogers y Schmidly, 1981; Engstrom et al., 1982;

Cuadro 3. Pesos (loadings) de las variables morfométricas sobre el primer componente principal, coeficientes alométricos e intervalos de confianza de 95% de ejemplares de *Reithrodontomys mexicanus* de Oaxaca, México

Variables	Pesos en CP1	Coeficientes Alométricos	Intervalos de confianza 95%	
máxima longitud del cráneo (MLC)	0.21	0.85	0.67	0.99
ancho del arco zigomático (AZ)	0.23	0.95	0.80	1.10
ancho del cráneo (AC)	0.16	0.64	0.44	0.89
longitud de los nasales (LN)	0.31	1.27	0.98	1.52
longitud del rostro (LR)	0.26	1.06	0.74	1.32
anchura de la constricción interorbital (ACI)	0.17	0.71	0.48	0.93
longitud del puente del paladar (LPL)	0.06	0.23	-0.19	0.62
longitud de la línea de molares maxilares (LM)	0.18	0.73	0.44	1.06
ancho del maxilar (AM)	0.18	0.74	0.50	1.10
longitud del foramen incisivo (LFI)	0.34	1.39	0.98	1.84
ancho del rostro (AR)	0.28	1.17	0.94	1.37
profundidad del cráneo (PC)	0.16	0.66	0.49	0.84
ancho de la placa zigomática (APZ)	0.43	2.60	2.00	3.24

Williams y Ramírez-Pulido, 1984; Cervantes et al., 1993; Rivas y Péfaur, 1999; Vargas-Jaramillo, 2010). Además, dado el tamaño de la muestra, los resultados del análisis pueden ser considerados como confiables (Santos-Moreno, et al., 1998).

En cuanto a la variación entre sexos, si bien en promedio pareciera que los machos son más grandes que las hembras, el dimorfismo sexual no fue significativo en ninguna de las variables analizadas. Este resultado, se corrobora con el análisis multivariado de varianza que indicó que no hay diferencias significativas entre los centroides de machos y hembras en el espacio multivariado. En conjunto, las resultados de los análisis univariados y multivariados sugieren que el crecimiento en ambos sexos ocurre más o menos en la misma tasa, lo cual ha sido reportado de manera común en estudios similares (Rogers y Schmidly, 1981; Engstrom et al., 1982; Ramírez-Pulido, 1984; Cervantes et al., 1993; Rivas y Péfaur, 1999). Aunque Martínez-Coronel et al. (1991) reportaron que hay un claro dimorfismo sexual en *P. melanotis*.

El siguiente nivel de evaluación de la variación morfométrica fue a través de la designación de 5 clases de edades. Polop y Provenzal (2000), en su estudio para caracterizar morfológicamente a *Calomys venustus*, utilizaron ratones criados en cautiverio y pusieron a prueba la determinación de edades con base en el desgaste de molares, dado que se tenía conocimiento preciso de la edad cronológica de los individuos. Sus resultados muestran que, al menos para esta especie, no hay una relación directa entre la edad real de los ratones y el desgaste de sus molares. Con base en esto sugieren que este método de asignación a clases de edad pueda no ser el más adecuado. No obstante, en el presente trabajo se han utilizado los criterios tradicionales pues permiten la comparación con otros estudios.

Con respecto a la variación entre las edades (excluyendo la edad I de la que solo se contó con un ejemplar), se observa que en la mayoría de las medidas externas hay un crecimiento continuo hasta la edad adulta. Con respecto a las medidas craneales, mandibulares y postcraneales, éstas muestran cierta homogeneidad entre las edades IV y V, y sugieren que el crecimiento en estos roedores se detiene, o su tasa disminuye, a partir de la edad IV. Esto es particularmente notorio para 10 medidas del cráneo (MLC, LR, ACI y APZ) y para las 3 medidas postcraneales (LH, LF y LPV).

Este patrón en el que los ratones tienen un crecimiento constante hasta la edad IV (en ocasiones III) y para la mayor edad V no hay prácticamente diferenciación, se reafirma con los resultados de las pruebas T^2 de Hotelling pareadas, y es similar a otros estudios (Engstrom et al., 1982; Rogers y Schmidly, 1982; Williams y Ramírez-Pulido, 1984; Martínez-Coronel et al., 1991; Cervantes et al., 1993; Rivas y Péfaur, 1999; Monroy et al., 2005; Vargas-Jaramillo, 2010). El patrón de cambio en la variable P sugiere que estos ratones aumentan su peso en las edades tempranas y después se estabiliza, esto podría estar relacionado con el uso de energía para la reproducción mas que para el crecimiento, una vez alcanzada la edad adulta.

Como se mencionó, la información sobre variación morfométrica intraespecífica en especies del género *Reithrodontomys* es casi nula, a pesar de que el estudio sobre variación morfológica es una línea de investigación clásica y de muchos años en otros grupos de mamíferos. Para el género, en la actualidad se tiene más información sobre variación genética basada en marcadores moleculares (Bell, et al., 2001; Arellano et al., 2003; 2005; Bradley, et al., 2004; Urbina-Sánchez et al., 2006; Hardy et al., datos no publicados) que morfológica intrapoblacional.

Precisamente los estudios moleculares han revelado en varios casos la existencia niveles altos de variación dentro de una misma especie e incluso, en algunos casos, dentro de una misma localidad (Bradley, et al., 2004; Arellano et al., 2005, Hardy et al., datos no publicados); estos escenarios han sido más comunes en poblaciones que se distribuyen en regiones de altitudes grandes, como lo es la mayor parte del territorio de Oaxaca. Los resultados de este trabajo indican que ésta es una muestra morfológicamente homogénea con base en las características evaluadas y sería interesante evaluar si la variación morfológica coincide con la variabilidad genética intrapoblacional. También sería importante evaluar si existe relación entre la variación encontrada y aspectos de la ecología de estos roedores. Desafortunadamente, esta información es nula en la bibliografía.

Con base en el análisis multivariado de la alometría, se pueden describir las tendencias del crecimiento del cráneo de *R. mexicanus* de la siguiente manera: La caja craneal es relativamente pequeña en los adultos dada la tendencia negativa en la anchura y la profundidad del cráneo. La constricción interorbital, incrementa su longitud a un ritmo menor que el tamaño general, lo que resulta en una menor distancia intraocular en la adultez. En contraste con la región del neurocráneo, la mayoría de las dimensiones del rostro incrementan su talla de manera isométrica, a excepción de la longitud del paladar, que decrece en longitud hacia la adultez, lo que hace la forma del rostro sea ovalado en los adultos. La

única variable con una alometría positiva es la placa del arco zigomático, sugiriendo que es más ancha conforme avanza la edad.

Hasta donde se sabe, ningún estudio ha usado esta metodología para estimar la alometría de crecimiento en el cráneo de roedores. El trabajo de Leamy y Bradley (1982), quienes analizaron la alometría estática y de crecimiento en ratones caseros, es el más similar a este trabajo. Aunque ellos incluyeron variables poscraneales en sus cálculos de los coeficientes alométricos multivariados. En nuestro caso, aunque hubiera sido interesante comparar los valores de alometría de las estructuras craneales con aquellas del esqueleto y las externas, se consideró que no era adecuado, ya que el tamaño de muestra de los distintos subconjuntos de datos no era el mismo; además, el hecho de que las medidas externas fueron tomadas por diferentes personas y en diferentes momentos, hace que el efecto de variación debida al error humano sea considerable, por lo que su uso en comparaciones multivariadas intrapoblacionales no es recomendable (Santos-Moreno et al., 1998). Por lo tanto, es difícil discutir y comparar nuestros hallazgos, con otros estudios alométricos, lo que hace evidente la necesidad de realizar más trabajos con esta metodología y con un enfoque comparativo, para avanzar en el entendimiento de las tendencias del desarrollo del cráneo en roedores.

Agradecimientos

Agradecemos los comentarios de un revisor anónimo, cuyas sugerencias ayudaron a mejorar sustancialmente la calidad de este trabajo. También agradecemos al Dr. Fernando A. Cervantes las facilidades para revisar y tomar datos de los ejemplares de la Colección Nacional de Mamíferos de la Universidad Nacional Autónoma de México y a Rachel M. Vallejo por su ayuda en la elaboración de las figuras.

Literatura citada

Airoldi, J. P. y R. S. Hoffmann. 1984. Age variation in voles (*Microtus californicus, M. ochrogaster*) and its significance for systematic studies. Occasional Papers of The Museum of Natural History, The University of Kansas 111:1-45.

Anderson, S. 1969. Taxonomic status of the woodrat, *Neotoma albigula*, in southern Chihuahua, Mexico. *In*, Contributions in Mammalogy: a volume honoring Professor E. Raymond Hall. J. K. Jones (ed.). Museum of Natural History, The University of Kansas. p. 25-50

Arellano, E., D. S. Rogers, y F. A. Cervantes. 2003. Genic differentiation and phylogenetic relationships among tropical harvest mice (*Reithrodontomys*: subgenus *Aporodon*). Journal of Mammalogy, 84:129–143.

Arellano, E., F. X. González-Cózatl, y D. S. Rogers. 2005. Molecular systematics of Middle American harvest mice *Reithrodontomys* (Muridae), estimated from mitochondrial cytochrome b gene sequences. Molecular Phylogenetics and Evolution 37:529-540.

Bell, D. M., M. J. Hamilton, C. W. Edwards, L. E. Wiggins, R. Muniz Martinez, R. E. Strauss, R. D. Bradley y R. J Baker. 2001. Patterns of karyotypic megaevolution in *Reithrodontomys*: evidence from a cytochrome-*b* phylogenetic hypothesis. Journal of Mammalogy 82:81–91.

Bradley, R. D., F. Mendez-Harclerode, M. J. Hamilton y G. Ceballos , 2004. A new species of *Reithrodontomys* from Guerrero, Mexico. Occasional Papers of The Museum, Texas Tech University 231:1–12.

Cervantes, F. A., M. Martínez y Y. Hortelano. 1993. Variación morfométrica intrapoblacional de *Peromyscus melanocarpus* (Rodentia: Muridae) de Oaxaca, México. Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Serie Zoología 64:153–168.

Engstrom, M. D., H. H. Genoways y P. K. Tucker. 1982. Morphological variation, karyology, and systematic relationships of *Heteromys gaumeri* (Rodentia: Heteromyidae). *In* Neotropical Mammalogy: essays in honor of Philip Hershkovitz. B. D. Patterson and R. M. Timm (eds.). Fieldiana: Zoology, n.s., 39:289-303

Giannini N. P, Abdala, F. y D. A. Flores. 2004. Comparative postnatal ontogeny of the skull in *Dromiciops gliroides* (Marsupialia: Microbiotheriidae. American Museum Novitates 3460:1- 17.

Hall, E. R. 1981. The mammals of North America. Second ed. John Wiley and Sons, New York, 2:601-1181 + 90.

Hammer, Ø., D. A. T. Harper y P. D. Ryan 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. Palaeontologia Electronica 4:9.

Hooper, E. T. 1952. A systematic review of the harvest mice (genus *Reithrodontomys*) of Latin America. Miscellaneous Publications, Museum of Zoology,

University of Michigan 77:1-255.

Howell, A. H. 1914. Revision of the American harvest mice (genus *Reithrodontomys*). North American Fauna 36:1-97.

Jolicoeur, P. 1963. The multivariate generalization of the allometry equation. Biometrics 19:497-499.

Klingenberg, K. P. 1998. Heterochrony and allometry: the analysis of evolutionary change in ontogeny. Biological Review 73: 79-123.

Kowalewski, M., E. Dyreson, J. D. Marco, J. A. Vargas, K. W. Flessa, y D. P. Hallmann. 1997. Phenetic discrimination of biometric simpletons: paleobiological implications of morphospecies in the lingulide brachiopod *Glottidia*. Paleobiology 23: 444-469.

Leamy, R. y D. Dradley, 1982. Static and growth allometry of morphometric traits in randombred house mice. Evolution 36:1200-1212.

Martínez-Coronel, M., J. Ramírez-Pulido y T. Álvarez. 1991. Variación intrapoblacional e interpoblacional de *Peromyscus melanotis* (Rodentia: Muridae) en el Eje Volcánico Transeverso, México. Acta Zoológica Mexicana (n. s.) 47:1-51.

Monroy, A. G., A. Ureña y L. A. Espinosa. 2005. Variación morfométrica de *Peromyscus maniculatus fulvus* y *Reithrodontomys megalotis saturatus* de la ciudad de México, D. F. Revista Mexicana de Mastozoología 9:72-84.

Musser, G. G., y M. D. Carleton. 2005. Family Cricetidae. *In* Mammal species of the World: a taxonomic and geographic reference, 3rd ed, Wilson, D. E., and D. M.

Rice, W. R. 1989. Analyzing tables of statistical tests. Evolution 43:223–225

Reeder (eds.). Smithsonian Institution Press, Washington, D.C., p. 955-1186

Rivas, B. y J. E. Péfaur. 1999. Variación craneal entre sexo y edad en *Oryzomys albigularis* (Rodentia: Cricetidae). Mastozoología Neotropical 6: 61-70.

Rogers, D. S. y D. J. Schmidly. 1982. Systematics of spiny pocket mice (genus *Heteromys*) of the *desmarestianus* species group from Mexico and northern Central America. Journal of Mammalogy 63:375-386.

Santos-Moreno, A., S. Gaona y Y. Hortelano. 1998. Importancia de la experiencia y de la variación intermedidor en la toma de medidas craneales para estudios morfométricos. Revista Mexicana de Mastozoología 3:94-102.

Schmidly, D. J. 1973. Geographic variation and taxonomy of *Peromyscus boylii* from Mexico and the Southern United States. Journal of Mammalogy 54:111-130.

Smith, J. D. 1965. Systematics of the plains harvest mouse, *Reithrodontomys montanus*. Tesis Maestría. University of Kansas, Lawrence. 42 pp.

StatSoft. 1998. Statistica 6.0 for Windows. StatSoft, Tulsa, Oklahoma.

Straney, D. O. 1978. Variance partitioning and nongeographic variation. Journal of Mammalogy 59:1-11.

Urbina-Sánchez, S. I., M. A. Aguilar S., E. Arellano, F. X. González-Cózatl y D. S. Rogers. 2006. Karyotypes of three species of harvest mice (*Reithrodontomys*). The Southwestern Naturalist 4:564-568.

Vargas-Jaramillo, G. A. 2010. Morfometría funcional del ratón de abazones (*Heteromys desmarestianus*) en ecosistemas tropicales de la región de Los Tuxtlas, Veracruz. Tesis Maestría. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F. 173 p.

Vasallo, A. I. 2000. Alometría e isometría en varias especies de roedores caviomorfos, con comentarios sobre la estructura del aparato masticatorio del orden Rodentia. Mastozoología Neotropical 7:37-46

Williams, S. L. y J. Ramírez-Pulido. 1984. Morphometric variation in the volcano mouse *Peromyscus* (*Neotomodon*) *alstoni* (Mammalia: Cricetidae). Annals of the Carnegie Museum of Natural History 53:163-183.

Yu, H.-T. y Y.-S. Lin. 1999. Age, reproduction, and demography of the spiny rat (Muridae: *Niviventer coxingi*) in subtropical Central Taiwan. Zoological Studies 38:153–163.

Apéndice 1. Referencias geográficas de los sitios de colecta de individuos de *Reithrodontomys mexicanus*. Todos los ejemplares provienen de los alrededores de La Esperanza, Municipio de Santiago Comaltepec, Oaxaca. Los acrónimos de colecciones que resguardan los ejemplares son: CNMA = Colección Nacional de Mamíferos, Universidad Nacional Autónoma de México; KUM = Kansas University Museum, AMNH = American Museum of Natural History; UMMZ = University of Michigan Museum of Zoology. El sexo (H = hembra; M = macho) y categoría de edad están en paréntesis.

1. Camino nuevo hacia San Isidro, 11 Km SW La Esperanza, 2000 msnm; 17.555 N, 96.447 W: CNMA 33805 (M,I), 29594 (H,II), 29599 (M,II), 29601 (M,II), 29594 (H,III), 29598 (H,III), 29600 (H,III), 29603 (H,III), 29607 (M,III), 29608 (M,III), 29609 (H,III), 33806 (H,III), 33808 (M,III), 33813 (H,III), 29554 (M,IV), 29555 (H,IV), 29556 (H,IV), 29558 (H,IV), 29559 (H,IV), 29560 (M,IV), 29561 (H,IV), 29562 (H,IV), 29563 (M,IV), 29564 (H,IV), 29565 (M,IV), 29566 (M,IV), 29567 (H,IV), 29568 (M,IV), 29569 (H,IV), 29570 (M,IV), 29571 (M,IV), 29573 (H,IV), 29574 (M,IV), 29575 (M,IV), 29576 (M,IV), 29577 (H,IV), 29578 (M,IV), 29579 (M,IV), 29580 (M,IV), 29581 (H,IV), 29582 (M,IV), 29583 (M,IV), 29584 (H,IV), 29585 (M,IV), 29586 (H,IV), 29588 (H,IV), 29589 (M,IV), 29590 (H,IV), 29591 (M,IV), 29592 (M,IV), 29593 (H,IV), 29595 (M,IV), 29596 (H,IV), 29602 (H,IV), 29604 (M,IV), 29605 (M,IV), 29804 (H,IV), 33809 (H,IV), 29557 (M,V), 29572 (M,V), 29606 (H,V), 33810 (H,V).
2. Rancho Tarabundi, 5 Km SE La Esperanza, 1100 msnm; 17.599 N, 96.305 W: CNMA 29612 (M,II), 29611 (M,III).
3. Vista Hermosa, 10.5 Km SSW La Esperanza, 2200 msnm; 17.54 N, 96.37 W: KUM 99916 (M,II), 99917 (M,III). Vista Hermosa, 6.5 Km SSW La Esperanza, 2163 msnm; 17.54 N, 96.37 W: KUM 99915 (M,II).
4. Vista Hermosa, 12 Km (por camino) S La Esperanza, 1920 msnm, 17.52 N, 96.34 W: KUM 136588 (H,II).
5. Vista Hermosa, 28.6 Km (por camino) S La Esperanza, 2350 msnm, 17.37 N, 96.34 W: KUM 121713 (M,III).
6. Vista Hermosa, 16.6 Km (por camino) S La Esperanza, 2000 msnm, 17.48 N, 96.34 W: KUM 124421 (H,III).
7. Vista Hermosa, 21.8 Km (por camino) S La Esperanza, 2100 msnm, 17.43 N, 96.34 W: KUM 124422 (H,III).
8. Llano de Las Flores: KUM 121424 (M,II).
9. Llano de Las Flores, 2900 msnm, 17.44 N, 96.5 W: KUM 121717 (H,IV), 121423 (M,V).
10. Vista Hermosa: AMNH 212232 (M,IV).
11. 1 Km N La Esperanza, 1525 msnm, 17.635 N, 96.369 W: CNMA 29510 (M,III), 29541 (H,III), 29542 (M,III), 29543 (M,III), 29544 (M,III), 29547 (M,III), 29587 (H,III), 29796 (H,III), 29545 (H,IV), 29546 (M,IV), 29548 (H,IV), 29549 (M,IV), 29550 (M,IV), 29552 (H,IV), 29553 (H,IV).
12. 6 Km E La Esperanza, 1625 msnm, 17.626 N, 96.308 W: CNMA 29551 (H,V).
13. 104 Km (carretera Oaxaca-Tuxtepec) SW Tuxtepec, 1620 msnm, 17.554 N, 95.509 W: UMMZ 114084 (H,III).
14. 21.5 Km SW, camino a Tuxtepec, Llano de Las Flores, cerca de Cerro Pelón, 2780 msnm, 17.562 N, 96.506 W: UMMZ 112629 (H,V).
15. 116 Km (camino Oaxaca-Tuxtepec) SW Tuxtepec, 2000 msnm, 17.590 N, 96.47 W: UMMZ 114083 (M,V). Campamento Rio Molino, 2160 msnm, 17.21 N, 96.49 W: KUM 124441 (H,V).

Roedores en áreas naturales protegidas de Chiapas depositados en la Colección Zoológica Regional Mammalia

Rodents in protected natural areas of Chiapas deposited in the Colección Zoológica Regional Mammalia

Alejandra Riechers Pérez[*¤] *y Febe Yorleni de la Cruz Ancheita*[**]

Resumen

Se presenta la riqueza de roedores y de ejemplares colectados en áreas naturales protegidas de Chiapas depositados en la Colección Zoológica Regional Mammalia de la Secretaría de Medio Ambiente e Historia Natural (CZRMA), para lo cual se analizó la base de datos electrónica que concentra la información de las especies. El acervo está conformado por 163 especies de mamíferos silvestres, 2670 registros de ejemplares corresponden a México y 7 a otros países; 2519 ejemplares fueron colectados en Chiapas, de estos 762 registros corresponden a roedores pertenecientes a 36 especies silvestres y el 73.1% provienen de 17 áreas naturales protegidas, principalmente de las reservas de la biosfera La Sepultura y El Triunfo. Los roedores que presentaron mayor número de registros en áreas naturales protegidas fueron *Peromyscus mexicanus* y *Heteromys desmarestianus*. Con esto se da un panorama de la importancia de la CZRMA y se señala a las colecciones científicas como centro de información de la diversidad biológica, que pueden ser consultadas por investigadores estatales, nacionales y extranjeros.

Palabra clave: Rodentia, mamíferos, base de datos, sureste de México.

Abstract

We present the richness of rodents and samples collected in protected areas of Chiapas held with the Colección Zoológica Regional Mammalia (CZRMA), for which we analyzed the electronic database that concentrates the information. The collection consists of 163 species of wild mammals, 2670 specimens collected belong to Mexico and 7 correspond to other countries; 2519 specimens were collected in Chiapas, of these 762 specimens caught are rodents belonging to 36 wild species and the 73.1% come from 17 natural protected areas, mainly in the biosphere reserve La Sepultura and El Triunfo. Rodents with the highest number of records in the protected areas are *Peromyscus mexicanus* and *Heteromys desmarestianus*. This provides an overview of the importance of CZRMA and points to scientific collections as information centers of biological diversity, which can be consulted by state investigators, local and foreign.

Keywords: Rodentia, Mammalia, databases, southeastern Mexico.

Introducción

México posee tan solo el 1.6% del territorio del planeta, contrario a esto, alberga alrededor del 12% de las especies de mamíferos, colocándose en el tercer lugar como el país más diverso, superado por Brasil e Indonesia (Mittermeier et al., 1997; Ceballos et al., 2002). La mastofauna mexicana está constituida por 525 especies (incluyendo los cetáceos y sirénidos), 193 géneros, 47 familias y 12 ordenes (Ceballos et al., 2005), siendo el orden Rodentia el de mayor número de especies (235), que equivale aproximadamente al 45% del total de las especies, representado por ocho familias,

** Coordinación Técnica de Investigación, Secretaría de Medio Ambiente e Historia Natural. Calzada de los Hombres Ilustres s/n, Col. Centro. C.P. 29000 Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México.*
*** Facultad de Biología, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas. Primera Sur Poniente No. 1460, Colonia Centro. C.P. 29000 Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México.*
¤ alexriechers@yahoo.com.mx

que incluyen a las ardillas (Sciuridae), castores (Castoridae), tuzas (Geomyidae), ratas canguros (Heteromyidae), ratas y ratones (Muridae), seretes (Dasyproctidae), pacas (Agoutidae) y puerco espines (Erethizontidae), además presentan el mayor endemismo con 113 especies (Ceballos et al., 2005). Chiapas contribuye a esta mastofauna con un 39%, ya que ocupa el primer lugar con 205 especies de mamíferos terrestres (Naranjo et al., 2005), siendo los quirópteros y roedores los grupos mejor representados con 106 y 48 especies respectivamente (Retana y Lorenzo, 2002; Naranjo et al., 2005).

Los roedores presentan gran variedad de formas, siendo su carácter más distintivo sus incisivos con crecimiento continuo y la carencia de caninos (Ceballos, 2005). Son cosmopolitas, es decir, habitan casi en todos los ambientes a excepción de las regiones polares (Reid, 1997; Ceballos, 2005), explotando diversos nichos ecológicos y especializando sus hábitos alimenticios, desde herbívoros, frugívoros, insectívoros, omnívoros y carnívoros (Carey y Jonson, 1995; Reid, 1997). Por lo general no presentan problemas de conservación, ya que sobreviven en regiones perturbadas y tienen altas tasas de natalidad, a excepción de las especies especializadas o con distribuciones restringidas, que son muy susceptibles a la extinción a causa de las actividades antropogénicas (Ceballos, 2005).

En la actualidad la biodiversidad se encuentra fuertemente amenazada por la destrucción de los recursos naturales, lo que ha impulsado alternativas encaminadas a su protección y conservación, como es el establecimiento de áreas naturales protegidas y la restauración de las áreas deterioradas (Carabias, 2009). La Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (Ramírez et al., 2010) define a las áreas naturales protegidas como zonas del territorio nacional, sobre las que la nación ejerce su soberanía y jurisdicción, y que sus ambientes originales no han sido significativamente alterados por la actividad del ser humano requiriendo ser preservadas o restauradas. Estas se clasifican en ocho categorías, seis de interés para la Federación (reservas de la biosferas, parques nacionales, monumentos naturales, áreas de protección de recursos naturales, áreas de protección de flora y fauna, y santuarios) y dos conferidas a estados y municipios (parques y reservas estatales y zonas de preservación ecológica de los centros de población).

En México, la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas administra 174 áreas de carácter federal, Chiapas ocupa el primer lugar en cuanto al número de áreas protegidas que alberga 18 de carácter federal y 25 estatal (CONANP, 2010; SEMAHN, 2011). Se considera que un sistema nacional de áreas protegidas es un mecanismo directo, ideal y eficaz para proteger la diversidad biológica del país, ya que es refugio de especies de flora y fauna, hongos y una gran cantidad de microorganismos (Gómez-Pompa y Dirzo, 1995; Vásquez-Torres et al., 2010); se calcula que alrededor del 75% de las especies de mamíferos se encuentran representadas en estas áreas (Ceballos et al., 2005).

Las colecciones científicas son los únicos recintos que permiten tener registros de una serie de especies, de lugares y momentos determinados, es decir, permiten establecer la biodiversidad pasada y actual de nuestro planeta (Simmons y Muñoz-Saba, 2005). Por lo que estos acervos juegan un papel importante en el conocimiento de la biodiversidad *ex situ*, siendo consideradas bibliotecas de la vida porque guardan y custodian muestras de los grandes grupos de animales, plantas y fósiles, con fines de difusión, investigación y didáctica (Urbano y Sánchez, 1981; Navarro y Llorente, 1991). En este sentido, la Colección Zoológica Regional Mammalia (CZRMA) de la Secretaría del Medio Ambiente e Historial Natural (SEMAHN), antes Instituto de Historia Natural (IHN) resguarda la mastofauna silvestre del sureste de México, con énfasis en el estado de Chiapas.

La CZRMA se encuentra ubicada en un espacio que se adecuó en la parte trasera de las instalaciones del Museo Botánico de la SEMAHN, en la calzada de los Hombres Ilustres s/n, Fraccionamiento Parque Madero en Tuxtla Gutiérrez, Chiapas. El edificio de las colecciones cuenta con una superficie aproximada de 110 m², dividida en dos áreas: la de resguardo de los ejemplares, que comparte con las colecciones de insectos, anfibios, reptiles y aves, y el área de consulta. La CZRMA tiene resguardada la información de los especímenes de mamíferos silvestres en un catálogo cronológico y una base de datos electrónica en Access 2007.

Debido a la importancia ecológica de los roedores como dispersores de semillas, organismos plaga y transmisores de enfermedades, así como a su diversidad taxonómica y amplia distribución que presentan, han sido motivo de interés como objeto de estudio de diversas investigaciones que han derivado en colectas de estos organismos que se han resguardado en la CZRMA. Por lo que surge el interés de hacer un análisis de la riqueza y abundancia de roedores por área natural protegida en Chiapas que se encuentran depositados en dicho acervo. Con esto, en primera instancia se pretende difundir dicha información, para que sea motivo de consulta por investigadores estatales, nacionales y extranjeros. Además, dar un panorama de la importancia de estos acervos como centros de resguardos de diversidad biológica, que con el paso del tiempo van adquiriendo mayor valor científico,

ya que resguardan especies que muchas veces son difíciles de observar en sus hábitats naturales. Finalmente sustentar que las áreas naturales protegidas son un refugio de fauna silvestre.

Materiales y métodos

Se consultó la base de datos electrónica en Access 2007 de registros de ejemplares de mamíferos silvestres de depositados en la CZRMA, determinando el número de órdenes, familias, géneros y especies resguardados en el acervo; así como el número de ejemplares, familias, géneros y especies del Orden Rodentia, después para los registros de roedores colectados en Chiapas y de las áreas naturales protegidas de esta entidad. Por último, se relacionó el número de ejemplares y la riqueza de especies de roedores en cada área natural protegida de Chiapas. La nomenclatura taxonómica utilizada en este análisis es la propuesta por Ramírez-Pulido et al., 2005 y Reid, 1997 para la especie de roedor sudamericano. En la CZRMA se utiliza el arreglo taxonómico de Ramírez-Pulido et al., 1996, por lo que se presentan las sinonimias de *Peromyscus boylii* por *Peromyscus levipes* y *Agouti paca* por *Cuniculus paca*.

Resultados

La CZRMA tiene una base de 2677 registros de mamíferos silvestres catalogados, pertenecientes a 11 órdenes, 33 familias, 103 géneros y 163 especies, incluyendo al manatí *Trichechus manatus* (Orden Sirenia). Aunque el acervo se caracteriza por ser regional (sureste de México), cuenta con 7 registros provenientes de Costa Rica, España y Venezuela, el resto son de la República Mexicana, de los cuales 2519 se han colectado en el estado de Chiapas.

El orden Rodentia después de los quirópteros, es el mejor representado en el acervo con 828 registros de ejemplares, correspondientes a 8 familias, 21 géneros y 47 especies silvestres; de los cuales el 92.02% (762 registros) pertenecen al estado de Chiapas con una representatividad de 7 familias, 19 géneros y 36 especies (Cuadro 1). El 73.1% (557 registros) de los especímenes de roedores colectados en Chiapas resguardados en la CZRMA, provienen de 17 áreas naturales protegidas (Cuadro 2), además 32 registros se duplican porque corresponden a la zona sujeta a conservación ecológica Laguna Bélgica que se encuentra dentro del polígono de la reserva de la biosfera Selva El Ocote. El Volcán Tacaná presenta dos categorías, reserva de la biosfera y zona sujeta a conservación ecológica, pero sus registros no se duplican porque forman parte del mismo polígono.

Los registros de roedores de las áreas naturales protegidas están representados con 7 familias, 18 géneros y 34 especies, siendo las reservas de la biosfera La Sepultura, El Triunfo y el parque nacional Cañón del Sumidero las que presentan el mayor número de especies (19, 15 y 15 especies, respectivamente), le siguen la reserva de la biosfera Selva El Ocote y la zona sujeta a conservación ecológica Cordón Pico El Loro-Paxtal (ambas 11 especies), las 12 áreas restantes presentan menos de 11 especies cada una (Fig. 1). Referente al número de registros, la reserva de la biosfera La Sepultura presenta más del 26% de los registros de ejemplares por área natural protegida, le siguen las reservas de la biosfera El Triunfo y Selva El Ocote y el área de protección de flora y fauna Cascadas de Agua Azul, con más del 8% de registros cada una, las 13 áreas restantes presentan menos del 6% de los registros de roedores cada una (Fig. 1).

De las 34 especies de roedores colectadas en áreas naturales protegidas de Chiapas resguardadas en la CZRMA, las especies que sobresalen por el número de registros son *Peromyscus mexicanus*, *Heteromys desmarestianus*, *Sigmodon hispidus* y *Peromyscus melanophrys* (Cuadro 3). El roedor con más registros es *P. mexicanus*, con alrededor del 33%, provenientes de 12 áreas naturales protegidas (Cuadro 3), siendo las reservas de la biosfera La Sepultura, El Triunfo y Selva El Ocote las que más presentan (46, 43 y 24 registros, respectivamente); le sigue *H. desmarestianus* con alrededor del 11% de los registros, presente en 9 áreas naturales protegidas, siendo las reservas de la biosfera El Triunfo, La Sepultura y Selva El Ocote las que aportan más (20, 13 y 12 registros, respectivamente); *S. hispidus* con alrededor del 8% de los registros, presentes en 11 áreas, siendo el área de protección de flora y fauna Cascadas de Agua Azul la que presenta más ejemplares (20 registros) y *P. melanophrys* con alrededor del 6% de los registros, presente en 5 áreas naturales protegidas, siendo la reserva de la biosfera La Sepultura la que contribuye con más registros (30 registros); las 30 especies de roedores restantes presentan menos del l6% de registros (Cuadro 3).

Discusión

Chiapas ocupa el primer lugar a nivel nacional en relación a la riqueza de mamíferos terrestres (Naranjo et. al., 2005), así mismo ocupa el segundo lugar en cuanto al número de colecciones mastozoológicas que alberga.

Cuadro 1. Listado taxonómico de roedores silvestres resguardados en la Colección Zoológica Regional Mammalia (CZRMA) de la Secretaría de Medio Ambiente e Historia Natural (SEMAHN). Especies colectadas en Chiapas= CZRMA CHIAPAS. Especies colectas en las áreas naturales protegidas de Chiapas= CZRMA ANP. La nomenclatura y la clasificación corresponden a Ramírez-Pulido et al., 2008.

CATEGORÍA TAXONÓMICA	CZRMA	CZRMA CHIAPAS	CZRMA ANP
ÓRDEN RODENTIA			
SUBORDEN SCIUROMORPHA			
FAMILIA SCIURIDAE			
SUBFAMILIA SCIURINAE			
Sciurus aureogaster F. Cuvier,1829	*	*	*
Sciurus deppei Peters, 1863	*	*	*
Sciurus variegatoides Ogilby, 1839	*	*	*
SUBORDEN MYOMORPHA			
FAMILIA MURIDAE			
SUBFAMILIA NEOTOMINAE			
Baiomys musculus (Merriam, 1892)	*	*	*
Scotinomys teguina (Alston, 1877)	*	*	*
Neotoma albigula Hartley, 1894	*		
Neotoma mexicana Baird, 1855	*	*	*
Peromyscus aztecus (de Saussure, 1860)	*	*	*
Peromyscus difficilis (J. A. Allen, 1891)	*		
Peromyscus eremicus (Baird, 1858)	*		
Peromyscus guatemalensis Merriam, 1898	*	*	*
Peromyscus boylii (Baird, 1855)	*	*	*
Peromyscus maniculatus (Wagner, 1845)	*		
Peromyscus megalops Merriam, 1898	*		
Peromyscus melanophrys (Coues, 1874)	*	*	*
Peromyscus melanotis J. A. Allen y Chapman, 1897	*		
Peromyscus melanurus Osgood, 1909	*		
Peromyscus mexicanus (Saussure, 1860)	*	*	*
Peromyscus zarhynchus Merriam, 1898	*	*	*
Peromyscus sp.	*	*	*
Reithrodontomys fulvescens J. A. Allen, 1894	*	*	*
Reithrodontomys gracilis J. A. Allen y Chapman, 1897	*	*	*
Reithrodontomys mexicanus (de Saussure, 1860)	*	*	*
Reithrodontomys microdon Merriam, 1901	*	*	*
Reithrodontomys sp.	*		
Reithrodontomys sumichrasti (de Saussure, 1861)	*	*	*
SUBFAMILIA TYLOMYINAE			
Nyctomys sumichrasti (de Saussure, 1860)	*	*	
Tylomys nudicaudus (Peters, 1866)	*	*	*
Ototylomys phyllotis Merriam, 1901	*	*	*
SUBFAMILIA SIGMODONTINAE			
Oryzomys alfaroi (J. A. Allen, 1891)	*	*	*

Cuadro 1. Continúa

CATEGORÍA TAXONÓMICA	CZRMA	CZRMA CHIAPAS	CZRMA ANP
Oryzomys couesi (Alston, 1877)	*	*	*
Oryzomys rostratus Merriam, 1901	*	*	*
Oligoryzomys fulvescens (de Saussure, 1860)	*	*	*
Sigmodon hispidus Say y Ord, 1825	*	*	*
Rheomys thomasi Dickey, 1928	*	*	*
FAMILIA GEOMYIDAE			
SUBFAMILIA GEOMYINAE			
Orthogeomys grandis (Thomas, 1893)	*	*	*
Orthogeomys hispidus (Le Conte, 1852)	*	*	
FAMILIA HETEROMYIDAE			
SUBFAMILIA HETEROMYINAE			
Liomys pictus (Thomas, 1893)	*	*	*
Liomys salvini (Thomas, 1893)	*	*	*
Heteromys desmarestianus Gray, 1868	*	*	*
Heteromys nelsoni Merriam, 1902	*	*	*
SUBFAMILIA DIPODOMYINAE			
Chaetodipus baileyi (Merriam, 1894)	*		
Chaetodipus intermedius (Merriam, 1889)	*		
Chaetodipus penicillatus (Woodhouse, 1852)	*		
SUBORDEN HYSTRICOGNATHA			
FAMILIA ERENTHIZONTIDAE			
SUBFAMILIA ERETHIZONTINAE			
Coendou mexicanus (Kerr, 1792)	*	*	*
FAMILIA HYDROCHOERIDAE			
Hydrochoeris hydrochaeris Linnaeus, 1766	*		
FAMILIA AGOUTIDAE			
SUBFAMILIA DASYPROCTINAE			
Dasyprocta mexicana de Saussue, 1860	*	*	*
Dasyprocta punctata Gray, 1842	*	*	*
FAMILIA CUNICULIDAE			
Cuniculus paca (Linnaeus, 1766)	*	*	*

Es importante esta relación si se considera que se tienen el registro de 28 colecciones científicas de mamíferos en la República Mexicana y que se localiza una colección por entidad, a excepción de Chiapas que presenta 3 y el Distrito Federal con 7 (Espinoza et al., 2006).

Las colecciones mastozoológicas del Distrito Federal se caracterizan por ser nacionales, de estas 5 son de mamíferos silvestres terrestres, de las cuales 4 tienen colectas en Chiapas, estos acervos son las más importantes en relación con el número de especies y ejemplares que albergan, siendo la Colección Nacional de Mamíferos del Instituto de Biología de la Universidad Nacional Autónoma de México la más grande con 43,500 ejemplares (Hortelano-Moncada et al., 2006), seguido de las colecciones mastozoológicas de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas del Instituto Politécnico Nacional con 43,225 ejemplares (López y Elizalde, 2006); de la Universidad Autónoma

Cuadro 2. Áreas naturales protegidas de Chiapas representadas por ejemplares de roedores silvestres custodiados por la Colección Zoológica Regional Mammalia de la Secretaría de Medio Ambiente e Historia Natural (CZRMA)

Áreas Naturales Protegidas	Abreviación
Área de Protección de Flora y Fauna Cascadas de Agua Azul	APFF Cde Agua Azul
Centro Ecológico Recreativo El Zapotal	CER El Zapotal
Parque Nacional Cañón del Sumidero	PN Cdel Sumidero
Parque Nacional Lagunas de Montebello	PN Lde Montebello
Parque Nacional Palenque	PN Palenque
Reserva de la Biosfera El Triunfo	RB El Triunfo
Reserva de la Biosfera La Encrucijada	RB La Encrucijada
Reserva de la Biosfera La Sepultura	RB La Sepultura
Reserva de la Biosfera Montes Azules	RB Montes Azules
Reserva de la Biosfera Selva El Ocote	RB Selva El Ocote
Reserva de la Biosfera Volcán Tacaná y Zona Sujeta a Conservación Ecológica Volcán Tacaná	RB-ZSCE Volcán Tacaná
Zona de Protección Forestal La Frailescana	ZPF La Frailescana
Zona Sujeta a Conservación Ecológica Cordón Pico El Loro-Paxtal	ZSCE Cordón Pico El Loro-Paxtal
Zona Sujeta a Conservación Ecológica Finca Santa Ana	ZSCE Finca Santa Ana
Zona Sujeta a Conservación Ecológica Huitepec Alcanfores	ZSCE Huitepec Alcanfores
Zona Sujeta a Conservación Ecológica La Pera	ZSCE La Pera
Zona Sujeta a Conservación Ecológica Laguna Bélgica	ZSCE Laguna Bélgica

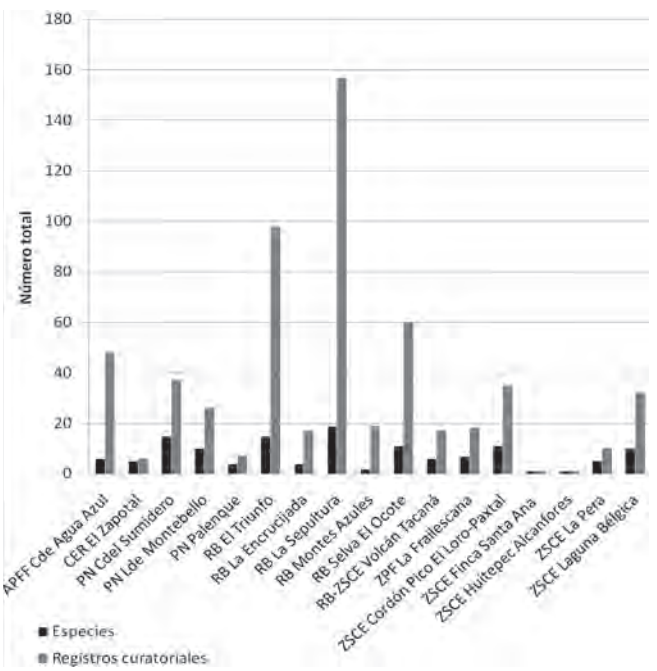


Figura 1. Número de registros curatoriales y riqueza de especies de ejemplares de roedores silvestres por área natural protegida de Chiapas depositados en la Colección Zoológica Regional Mammalia de la Secretaría de Medio Ambiente e Historia Natural (CZRMA). CER= Centro Ecológico Recreativo, PN= Parque Nacional, RB= Reserva de la Biosfera, APFF= Área de Protección de Flora y Fauna, ZPF= Zona de Protección Forestal, ZSCE= Zona Sujeta a Conservación Ecológica.

Cuadro 3. Número de ejemplares por especie de roedores silvestres por área natural protegida de Chiapas depositados en la Colección Zoológica Regional Mammalia de la Secretaría de Medio Ambiente e Historia Natural. APFF = Área de Protección de Flora y Fauna, CER = Centro Ecológico Recreativo, PN = Parque Nacional, RB= Reserva de la Biosfera, ZPF= Zona de Protección Forestal, ZSCE= Zona Sujeta a Conservación Ecológica.

Especie	APFF Cde Agua Azul	CER El Zapotal	PN CdeI Sumidero	PN Lde Montebello	PN Palenque	RB El Triunfo	RB La Encrucijada	RB La Sepultura	RB Montes Azules	RB Selva El Ocote	RB-ZSCE Volcán Tacaná	ZPF La Frailescana	ZSCE Cordón Pico El Loro-Paxtal	ZSCE Finca Santa Ana	ZSCE Huitepec Alcanfores	ZSCE La Pera	ZSCE Laguna Bélgica
Baiomys musculus			5					12				2					
Coendou mexicanus		1					1	1	1								
Cuniculus paca		1	1					4	18								
Dasyprocta mexicana		1															
Dasyprocta puntacta		1															
Heteromys desmarestianus			1		2	20		14		12	1		4			1	9
Heteromys nelsoni						5		0			3	1					
Liomys pictus		2	5			1		12		1		2					1
Liomys salvini								2									
Neotoma mexicana			1					1									
Oligoryzomys fulvescens			4	2		4		1									
Orthogeomys grandis			1			1		2									
Oryzomys alfaroi				1	2	2					2		1				
Oryzomys couesi	1		2	2		3	13	3		4		1	3				1
Oryzomys rostratus	1																
Ototylomys phyllotis					1					1							
Peromyscus aztecus			1			6		10		2		1					2
Peromyscus guatemalensis											3		2				
Peromyscus boylii			1	2									1				
Peromyscus melanophrys			1	1				30		2							1
Peromyscus mexicanus	23		7	9	2	43		46		24	5	9	12			5	9
Peromyscus sp.								1		5							5
Peromyscus zarhynchus															1		
Reithrodontomys fulvescens				1				2									
Reithrodontomys gracilis			1				2						1				
Reithrodontomys mexicanus				3		1		2					1				
Reithrodontomys microdon													1				
Reithrodontomys sumichrasti	1			2		1					3		8				
Rheomys thomasi						2											
Sciurus aureogaster								3		1							1
Sciurus deppei						1		2		1							1
Sciurus variegatoides							1										
Scotinomys teguina																2	
Sigmodon hispidus	20		5	3		3		8		4		2	1	1		1	1
Tylomys nudicaudus	2		1			5		1		3							1

Metropolitana con 16,550 (Ramírez-Pulido y Castro-Campillo, 2006) y del Museo de Zoología "Alfonso L. Herrera" de la Facultad de Ciencias de la Universidad Nacional Autónoma de México con 9,480 ejemplares (León-Paniagua y Ávila, 2006). Además estos acervos contribuyen sustancialmente en el conocimiento y mantenimiento de la mastofauna chiapaneca, ya que tienen una alta representatividad de especímenes de mamíferos de esta entidad (Hortelano-Moncada et al., 2006; León-Paniagua y Ávila, 2006; López y Elizalde, 2006), a excepción de la tercera colección que presenta menos del 5% de ejemplares de Chiapas pero con una representatividad de más del 35% para Puebla (Ramírez-Pulido y Castro-Campillo, 2006). Las colecciones de Estados Unidos y Canadá conservan 13,290 especímenes de mamíferos de Chiapas, después de Oaxaca, Sonora, Jalisco y Veracruz (López-Wilchis, 2006), siendo la quinta entidad de México más muestreada.

Las colecciones mastozoológicas en Chiapas se caracterizan por ser regionales, teniendo como primicia la colecta de mamíferos en la entidad, la CZRMA resguarda la mastofauna silvestre de México y de 3 países más, donde la mayoría de especímenes fueron colectados en Chiapas (94.1% de los ejemplares), que corresponde al 80% de las especies (163 especies) de mamíferos silvestres registradas en la entidad (205 especies, Naranjo et al., 2005). El segundo acervo es el que se ubica en El Colegio de la Frontera Sur, Unidad San Cristóbal, con 1813 ejemplares representados con 162 especies de mamíferos (Lorenzo et al., 2006) y el tercero es el Museo de Zoología de la Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas con 1611 registros con 117 especies de mamíferos (Rivera et al., 2006).

La CZRMA resguarda una alta riqueza de roedores, alrededor del 77% de las especies registradas para Chiapas (47 especies, Retana y Lorenzo, 2002; Naranjo et al., 2005); además una especie proviene de Venezuela (*Hydrochaeris hydrochaeris*) y 10 especies (*Neotoma albigula, Peromyscus difficilis, Peromyscus eremicus, Peromyscus maniculatus, Peromyscus megalops, Peromyscus melanotis, Peromyscus melanurus, Chaetodipus baileyi, Chaetodipus intermedius*y *Chaetodipus penicillatus)* de otros estados de la República Mexicana. La colección alberga 36 especies de roedores colectados en Chiapas, siendo algunas especies endémicas de la entidad, como *Heteromys nelsoni*, *Peromyscus zarhynchus* y *Scotinomys teguina*, pero carece de algunas especies raras o con distribución restringida, tales como *Sciurus yucatanensis*, *Glaucomys volans*, *Microtus guatemalensis*, *Oryzomys rhabdops*, *Oryzomys saturatior*, *Peromyscus gymnotis*, *Reithrodontomys megalotis*, *Reithrodontomys tenuirostris*, *Rheomys thomasi*, *Sigmodon mascotensis*, *Tylomys bullaris* y *Tylomys tumbalensis*.

La mayoría de estudios sobre diversidad de mamíferos en Chiapas se han realizado en áreas naturales protegidas (Naranjo et al., 2005), ya que son sitios que conservan vegetación con poca alteración. El mayor esfuerzo de muestreo de roedores silvestres se ha dado alrededor del 40% de las áreas naturales protegidas de Chiapas, sin representatividad en algunas de ellas como la reserva de la biosfera Lacan-Tún, en los monumentos naturales Bonampak y Yaxchilán, en las áreas de protección de flora y fauna Chan-kin, Naha y Metzabok y el santuario Playa de Puerto Arista, por mencionar algunas, debido a que muchas de estas han sido recientemente decretadas (SEMAHN, 2011).

Las áreas naturales protegidas muestreadas arrojaron una alta riqueza de roedores del 72.3% de las especies registradas para Chiapas. Las cinco áreas naturales protegidas que presentaron el mayor número de especies de roedores resguardas en la CZRMA, no necesariamente son las más diversas en especies de roedores, más bien reflejan el esfuerzo de muestreo por ser sitios de interés para diferentes instituciones al presentar una alta heterogeneidad ambiental característica de la Sierra Madre de Chiapas (a excepción del parque nacional Cañón del Sumidero). Pero sobre todo, porque los investigadores que han realizado estudios en estas áreas y que han colectado ejemplares los han depositado en dicho acervo biológico para su resguardo.

Para la reserva de la biosfera La Sepultura, se tienen resguardados en la CZRMA el 86% de los roedores registrados en esta reserva, con 22 especies de roedores registradas de un total de 98 especies de mamíferos silvestres (Espinoza et al., 2002). De las especies de roedores registradas en esta reserva, no se tiene representatividad en el acervo de *G. volans*, *Oryzomys palustris*, *Peromyscus boylii*, *Sigmodon mascotensis*, *Dasyprocta mexicana* y *Dasyprocta punctata.* En el presente estudio se reportan 3 especies no registradas para esta reserva (*Oryzomys couesi*, *Peromyscus aztecus* y *T. nudicaudus*), que incrementaría la riqueza mastofaunística a 101 especies silvestres.

La Reserva de la Biosfera El Triunfo se considera como la segunda área natural protegida de Chiapas con mayor riqueza mastofaunística (Espinoza et al., 2002), con 112 especies silvestres, de los cuales 29 especies son roedores (Espinoza et al., 1998). En la CZRMA se tienen resguardadas alrededor del 51% de las especies de roedores registradas, ya que muchas son difíciles de observar en medio silvestre y por ende de ser colectadas. Espinoza et al. (1998) mencionan que

12 especies de roedores no se registraron directamente en la reserva, porque fueron resultado de consultas de bases de datos de una colección nacional (Colección Nacional de Mamíferos del Instituto de Biología de la Universidad Nacional Autónoma de México) y de 3 colecciones extranjeras (University of Michigan; Los Angeles Country Museum of Natural History e Illinois University, Museum of Natural History). El roedor *Heteromys goldmani*, que registra Espinoza et al. (1998) para esta área, no es listado en este documento porque se considera como una subespecie de *H. desmarestianus*, de acuerdo con la propuesta taxonómica de Ramírez-Pulido et al. 2005; con la consulta de la CZRMA se registra *H. nelsoni*, una especie que no estaba considerada.

El parque nacional Cañón del Sumidero fue la tercera área en cuanto a la riqueza de especies de roedores depositados en la CZRMA, resguardando 75% de las 20 especies silvestres registradas (Arroyo, 2007). En el acervo se carece de especímenes de *Coendou mexicanus, D. mexicana, Sciurus aureogaster, Sciurus deppei* y *Reithrodontomys fulvescens*, para esta área natural protegida.

Se tiene registrado una alta riqueza de especies de mamíferos silvestres (97 especies) para la reserva de la biosfera Selva El Ocote, con una aportación de 24 especies de roedores (Navarrete et al., 1996), de estas especies solamente el 45.8% de roedores están resguardados en la CZRMA, con nula representatividad de 13 especies. Con el presente estudio se registra una especie de roedor *Ototylomys phyllotis* no reportada anteriormente.

La zona sujeta a conservación ecológica Cordón Pico El Loro-Paxtal presentó una alta riqueza de roedores, pero no se puede hacer un comparativo de las especies que resguarda la CZRMA en relación a las especies registradas, porque si bien se han realizado inventarios de la mastofauna que alberga, estos no han sido publicados.

De las especies de roedores silvestres provenientes de áreas naturales protegidas resguardadas en la CZRMA, se tiene que el 11.7% presentaron el mayor número de registros, sobresaliendo *P. mexicanus*, posiblemente porque se distribuye en una amplia variedad de hábitats (Naranjo et al., 2005) por lo que su colecta es más probable, de hecho está representada en el 70% de las áreas naturales muestreadas.

Se concluye que la CZRMA ha tenido un papel importante en el manejo y conservación de las áreas naturales protegidas de Chiapas, ya que es parte medular en el establecimiento de estas áreas, al ser consultada para determinar la distribución de los mamíferos silvestre en la elaboración de estudios técnicos justificados para constituir el decreto de estas áreas, o para la elaboración de programas de manejos y conservación de las áreas ya decretadas. También ha contribuido en detectar qué sitios han sido poco exploradas, lo permite priorizar esfuerzos para determinar la fauna de roedores que alberga, o más aún de la mastofauna silvestre en su conjunto. Al igual que las colecciones científicas en el mundo, la CZRMA es un centro de información de la diversidad biológica que sustenta la información generada y utilizada por investigadores estatales, nacionales y extranjeros.

Agradecimientos

Agradecemos a Fernando A. Cervantes por su invitación para publicar este artículo en este medio. También a Marco A. Altamirano y a un revisor anónimo por todos sus comentarios y sugerencias que enriquecieron este documento.

Literatura citada

Arroyo, C. E. 2007. Diversidad de mamíferos del parque nacional Cañón del Sumidero, Chiapas, México. Tesis de Licenciatura, Escuela de Biología, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas. 63 p.

Carabias, J. 2009. Manejo de Recursos Naturales y Calidad de Vida. *En* México ante los retos de la biodiversidad, J. Sarukhán y R. Dirzo (comps.). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, D.F. p. 29-30.

Carey, B. y L. Jonson. 1995. Small mammals in manager, naturally young, and oldgrowth forest. Ecological Applications 5:336-352.

Ceballos, G. 2005. Orden Rodentia. *En* Los mamíferos silvestres de México, G. Ceballos y G. Oliva (eds.). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad-Fondo de Cultura Económica. México, D.F. p. 530-531.

Ceballos, G., J. Arroyo-Cabrales y R. A. Medellín. 2002. Mamíferos de México. *En* Diversidad y Conservación de los mamíferos neotropicales, G. Ceballos y J. A. Simonetti (eds.). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad-Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F. p. 377-414.

Ceballos, G., J. Arroyo-Cabrales, R. A. Medellín, L. Medrano y G. Oliva. 2005. Diversidad y

Conservación de los mamíferos de México. *En* Los mamíferos silvestres de México, G. Ceballos y G. Oliva (eds.). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad-Fondo de Cultura Económica. México, D.F. p. 21-49.

CONANP (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas). 2010. Áreas protegidas decretadas. Disponible en: www.conanp.gob.mx/que_hacemos. [Consulta: 13 mayo 2011].

Espinoza, M. E., Al. Anzures y E. Cruz. 1998. Mamíferos de la reserva de la biosfera El Triunfo. Revista Mexicana de Mastozoología 3:79-94.

Espinoza, M. E., E. Cruz, I. Lira e I. Sánchez. 2002. Mamíferos de la reserva de la biosfera La Sepultura, Chiapas, México. Revista Mexicana de Mastozoología 6:42-59.

Espinoza, M. E., C. Lorenzo y M. Briones-Salas. 2006. Integración del conocimiento de las colecciones mastozoológicas de México. *En* Colecciones mastozoológicas de México, C. Lorenzo, E. Espinoza. M. Briones y F. A. Cervantes (eds.). Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México y Asociación Mexicana de Mastozoología, A. C. México, D.F. p. 537-548.

Gómez-Pompa, A. y R. Dirzo. 1995. Reservas de la biosfera y otras áreas naturales protegidas de México. Instituto Nacional de Ecología, Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca-Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, D.F. 159 p.

Hortelano-Moncada, Y., F. A. Cervantes y J. Vargas. 2006. La Colección Nacional de Mamíferos del Instituto de Biología, UNAM. *En* Colecciones mastozoológicas de México, C. Lorenzo, E. Espinoza. M. Briones y F. A. Cervantes (eds.). Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México y Asociación Mexicana de Mastozoología, A. C. México, D.F. p. 301-310.

León-Paniagua, L. y Z. A. Ávila. 2006. Colección de Mamíferos del Museo de Zoología" Alfonso L. Herrera" de la Facultad de Ciencias de la UNAM. *En* Colecciones mastozoológicas de México, C. Lorenzo, E. Espinoza. M. Briones y F. A. Cervantes (eds.). Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México y Asociación Mexicana de Mastozoología, A. C. México, D.F. p. 333-346.

López, V. J. C. y C. Elizalde. 2006. Colección Mastozoológica de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, Instituto Politécnico Nacional. *En* Colecciones mastozoológicas de México, C. Lorenzo, E. Espinoza. M. Briones y F. A. Cervantes (eds.). Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México y Asociación Mexicana de Mastozoología, A. C. México, D.F. p. 291-300.

López-Wilchis, R. 2006. Especies y ejemplares de mamíferos mexicanos depositados en colecciones extranjeras. *En* Colecciones mastozoológicas de México, C. Lorenzo, E. Espinoza. M. Briones y F. A. Cervantes (eds.). Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México y Asociación Mexicana de Mastozoología, A. C. México, D.F. p. 111-122.

Lorenzo, C. M., J. Bolaños y E. Espinoza. 2006. La Colección Mastozoológica de la Frontera Sur, Unidad San Cristóbal de las Casas, Chiapas. *En* Colecciones mastozoológicas de México, C. Lorenzo, E. Espinoza. M. Briones y F. A. Cervantes (eds.). Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México y Asociación Mexicana de Mastozoología, A. C. México, D.F. p. 279-290.

Mittermeier, R. A., P. Robles y C. Goettsch de Mittermeier. 1997. Megadiversidad. Los países biológicamente más ricos del mundo. Agrupación Sierra Madre, S. C. y CEMEX, México, D. F.

Naranjo, E. J., C. Lorenzo y A. Horváth. 2005. La diversidad de mamíferos en Chiapas. *En* Diversidad Biológica en Chiapas, M. González-Espinosa, N. Ramírez-Marcial y L. Ruiz-Montoya (eds.). Plaza y Valdés, México, D.F. p. 221-263.

Navarrete, G. D. A., M. P. Alba, I. J. March y E. Espinoza M. 1996. Mamíferos de la reserva El Ocote. *En* Conservación y desarrollo sustentable en la selva El Ocote, M. Á. Vásquez e I. March (eds.). El Colegio de la Frontera Sur-Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. p. 179-208.

Navarro, S. A. y J. E. Llorente. 1991. Museos, Colecciones Biológicas y la Conservación de la Biodiversidad: Una Perspectiva para México. Memorias del Seminario sobre Conservación de la Diversidad Biológica de México. Universidad Autónoma de México 3:1-31.

Ramírez M., J.C., M.F. Beltrones R.,M. de J. Aguirre M. y M.L. Sosa G. 2010. Decreto por el que se adiciona una fracción XVII al Artículo 3o. de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente. Diario Oficial de la Federación Tomo DCLXXXVIII, N° 21. México, D.F., viernes 28 de enero de 2011.

Ramírez-Pulido, J., J. Arroyo y A. Castro-Campillo. 2005. Estado actual y relación de los Mamíferos Terrestres de México. Acta Zoológica Mexicana

(n.s.) 21:21-82.

Ramírez-Pulido, J., J. Arroyo y N. González. 2008. Mamíferos, Catálogo taxonómico de especies de México. *En* Capital Natural de México, vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad, S. Ocegueda y J. Llorente-Bousquets (coords.). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, CD1.

Ramírez-Pulido, J. y A. Castro-Campillo. 2006. Colección de Mamíferos de la Universidad Autónoma Metropolitana. *En* Colecciones mastozoológicas de México, C. Lorenzo, E. Espinoza. M. Briones y F. A. Cervantes (eds.). Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México y Asociación Mexicana de Mastozoología, A. C. México, D.F. p. 311-332.

Ramírez-Pulido, J., A. Castro-Campillo, J. Arroyo y F. Cervantes. 1996. Lista Taxonómica de los Mamíferos Terrestres de México. Ocasional Papers, Museum of Texas Tech University 158:1-62.

Reid, A. 1997. A field guide to the Mammals of Central America and Southeast Mexico. Oxford, New York, New York. 334 p.

Retana, O. G. y C. Lorenzo. 2002. Mamíferos Terrestres en Chiapas. Lista taxonómica, endemismos y estado de conservación. Acta Zoológica Mexicana (n.s.) 85:25-49.

Rivera, V. G., A. P. Coutiño y R. Vidal. 2006. Colección de mamíferos del Museo de Zoología de la Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas. *En* Colecciones mastozoológicas de México, C. Lorenzo, E. Espinoza. M. Briones y F. A. Cervantes (eds.). Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México y Asociación Mexicana de Mastozoología, A. C. México, D.F. p. 257-264.

SEMAHN (Secretaría de Medio Ambiente e Historia Natural). 2011. Decretos de Creación de las Áreas Naturales Protegidas del Estado de Chiapas. Dirección de áreas naturales y vida silvestre. Chiapas, México. Administración 2006-2012.

Simmons, J. E. y Y. Muñoz-Saba. 2005. Cuidado, manejo y conservación de las colecciones biológicas. Conservación Internacional. Bogotá, Colombia. 288 p.

Urbano, G. y O. Sánchez. 1981. Colección Mastozoológica del Instituto de Biología, Universidad Autónoma de México. Universidad Autónoma de México. México, D. F. 16 p.

Vázquez-Torres, S. M., C. I. Carvajal y A. M. Aquino. 2010. Áreas Naturales Protegidas. E*n* Atlas del patrimonio natural, histórico y cultural de Veracruz, E. Florescano, J. Ortiz, (coords.). Gobierno del Estado de Veracruz-Comisión del Estado de Veracruz para la Conmemoración de la Independencia Nacional y la Revolución Mexicana-Universidad Veracruzana. Veracruz p. 249-274.

Diversidad de roedores y su relación con la heterogeneidad ambiental en la cuenca del río Nazas, Durango, México

Rodent diversity and its relationship with environmental heterogeneity in the Nazas river basin, Durango, México

Gloria Tapia-Ramírez[*¤], Celia López-González*[*], Alberto González-Romero*[**] y Silvia F. Hernández-Betancourt*[***]*

Resumen

Se llevaron a cabo muestreos en una comunidad heterogénea (sitios cultivados, matorral xerófilo, bosque ripario) en la cuenca media del Río Nazas, Durango México, para poner a prueba la hipótesis nula de no relación entre la heterogeneidad ambiental y la diversidad de roedores, tanto a nivel de sitio como de paisaje. A nivel paisaje la relación no fue significativa. A nivel de sitio sí lo fue, aunque esta relación parece ser válida sólo para sitios no cultivados, los más diversos y heterogéneos. Los resultados sugirieron que más que la heterogeneidad, es la composición del paisaje la que está relacionada con la diversidad de especies de estos sitios y que las características de esta relación cambian en el tiempo. Estas hipótesis se probaron utilizando análisis de correspondencias canónicas (CCA), aplicado para la estación seca y para la de lluvias. La correlación fue significativa en ambos casos. Se concluye que la composición de especies de roedores en un punto cualquiera del paisaje está en función de la heterogeneidad del mismo y los atributos presentes en ese momento. Algunas especies son capaces de seguir los cambios en el paisaje (cricétidos) en tanto que otras (heterómidos) están restringidas a sitios no agrícolas.

Palabras clave. Sistemas agrícolas, estructura del paisaje, Rodentia, Cricetidae, Heteromyidae, análisis de correspondencia canónica.

Abstract

We sampled small rodents in a heterogeneous landscape (cultivated land, desert scrub, and riparian forest) at the Nazas river basin, Durango, Mexico, to test the null hypothesis of no relationship between environmental heterogeneity and rodent diversity, both at the local and landscape levels. The relationship was non-significant at the landscape level, but significant at the local level. Nonetheless, this relationship appeared to be true only for non-cultivated sites, which also were the most diverse and heterogeneous. Results suggested that diversity is related not only to heterogeneity, but also to the structural composition of the landscape, and that this relationship may change across time. We further tested these hypotheses using canonical correspondence analysis (CCA) separately for rainy and dry seasons. Correlations were significant in both cases. We concluded that rodent species composition at any given point on these landscapes is related to local site heterogeneity, as well as to the structural attributes present. Furthermore, some species are able to track landscape changes (cricetids), whereas others (heteromids) were restricted to non-cultivated spots.

Key words. Agricultural systems, landscape structure, Rodentia, Cricetidae, Heteromyidae, canonical correspondence analysis.

** CIIDIR Unidad Durango, Instituto Politécnico Nacional. Calle Sigma 119, Fraccionamiento 20 de Noviembre II. C.P. 34220 Durango, Durango, México.*
*** Instituto de Ecología. Carretera antigua a Coatepec km 2.5 N° 351, Congregación El Haya. C.P. 91070 Xalapa, Veracruz, México.*
**** Departamento de Zoología, Campus de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad Autónoma de Yucatán. Carretera Mérida-Xmatkuil km 15.5. Apartado Postal 4-116, Itzimná, C.P. 97000 Mérida, Yucatán, México.*
¤ tapiaramangel@hotmail.com

Introducción

Entre las muchas hipótesis que se han propuesto en ecología para explicar la riqueza y diversidad de especies sobre el paisaje, se encuentra la de la heterogeneidad ambiental, la cual propone que un hábitat heterogéneo o estructuralmente complejo, contiene más nichos de los que contendría un hábitat estructuralmente simple, lo que resulta en un incremento en la diversidad de especies que potencialmente podrían explotar los recursos disponibles (Klopfer, 1959; Bazzaz, 1975; Tews et al., 2004). Numerosos trabajos sobre el tema definen la heterogeneidad ambiental como la medida del número de diferentes atributos estructurales presentes y la abundancia relativa de cada uno de ellos en el sistema en estudio (Rosenzweig y Winakur, 1969; August, 1983; McElhinny et al., 2005); asimismo, la fisionomía del hábitat puede medirse como variación horizontal o vertical en un tiempo dado o a través del tiempo (August, 1983; Southwood, 1996).

Para considerar los efectos de la heterogeneidad ambiental sobre la diversidad de especies, es fundamental saber qué es lo que las especies en estudio perciben como hábitat (Tews et al., 2004) y qué atributos estructurales conforman ese espacio. En la mayoría de los hábitats terrestres, son los atributos de la comunidad vegetal los que determinan la estructura física del ambiente y los que tienen influencia sobre la distribución e interacción de las especies animales (Morris, 1987; Tews et al., 2004).

Los roedores son un grupo adecuado para evaluar la hipótesis de la heterogeneidad ambiental ya que se sabe que éstos están fuertemente asociados a sus hábitats (Hardy, 1945; Reynolds y Haskell, 1949; Reynolds, 1950; Stevens y Tello, 2009). Sobre el tema de la heterogeneidad ambiental y los roedores se han hecho numerosos trabajo, principalmente en las zonas templadas y tropicales de México (Vázquez et al., 2000; Horváth et al., 2001; García-Estrada et al., 2002; Barrera, 2004; Cuautle García, 2007; Cimé-Pool, 2006; Cimé-Pool et al., 2010; Barragán, et al., 2010; Aragón, 2011); sin embargo, las zonas áridas o semiáridas del norte del país han sido menos estudiadas (Mellink, 1991; Riojas-López, 2006; Luévano et al., 2008).

La rápida transformación de ambientes semiáridos en tierras de cultivo o pastoreo, deja tras de sí paisajes heterogéneos conformados por un gran número de parcelas de distintos cultivos y áreas con vegetación nativa. No obstante, aun cuando estos paisajes resultan heterogéneos a nivel regional, estudios en otros países concluyen que la intensificación de la agricultura causa la simplificación de los paisajes a nivel local, que resulta en un incremento en la homogeneidad a ese nivel (Benton et al., 2003; Bennett et al., 2006; Concepción et al., 2008). Podemos hablar entonces de una heterogeneidad a nivel local, otra distinta a escala de paisaje y probablemente una tercera a través del tiempo. Presumiblemente, la heterogeneidad en uno o varios de estos niveles podría estar relacionada con la diversidad de roedores.

Un ejemplo de paisaje modificado por la agricultura es la cuenca del río Nazas, en Durango, México. El río nace en la Sierra Madre Occidental y fluye de oeste a este hasta su desembocadura en la Presa Francisco Zarco. La presencia de agua permanente en esta zona favoreció el establecimiento de grandes extensiones de cultivos de riego, originándose así un valle agrícola donde se producen variados cultivos que colindan con matorrales xerófilos con diversos grados de disturbio que aún se conservan; el resultado es un paisaje heterogéneo compuesto de cultivos y vegetación natural (Fig. 1). Dentro de cada fragmento cultivado, la estructura puede ser más o menos heterogénea. En este contexto, el objetivo de esta contribución fue evaluar la hipótesis de que entre mayor sea la diversidad de atributos estructurales a nivel local, habrá mayor complejidad, mayor heterogeneidad ambiental, y por tanto mayor diversidad de roedores. Asimismo probamos la hipótesis de que la comunidad local se ve afectada por el cambio en la heterogeneidad a nivel del paisaje. Finalmente se evaluó la posibilidad de que además de la heterogeneidad (número de elementos presentes), podría existir una relación entre las características de los elementos presentes y la composición de especies.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El trabajo se realizó en el ejido General Lázaro Cárdenas (Fig. 1) en el municipio de Nazas, ubicado 151 km al noreste de la ciudad de Durango, Durango, México. La altitud promedio del sitio es de 1,233 metros sobre el nivel del mar y las coordenadas extremas del área de trabajo son 25° 16’23” N, 104°00’15.06” W y 25° 19’53.7” N, 104° 00’6.9” W. El clima es seco (BWhw(w)(e)), con lluvias en verano y precipitaciones de 302 mm al año (García, 1988). El Nazas es un río perenne, pero represado en sus partes altas, por lo que en la temporada seca el flujo puede reducirse a una serie

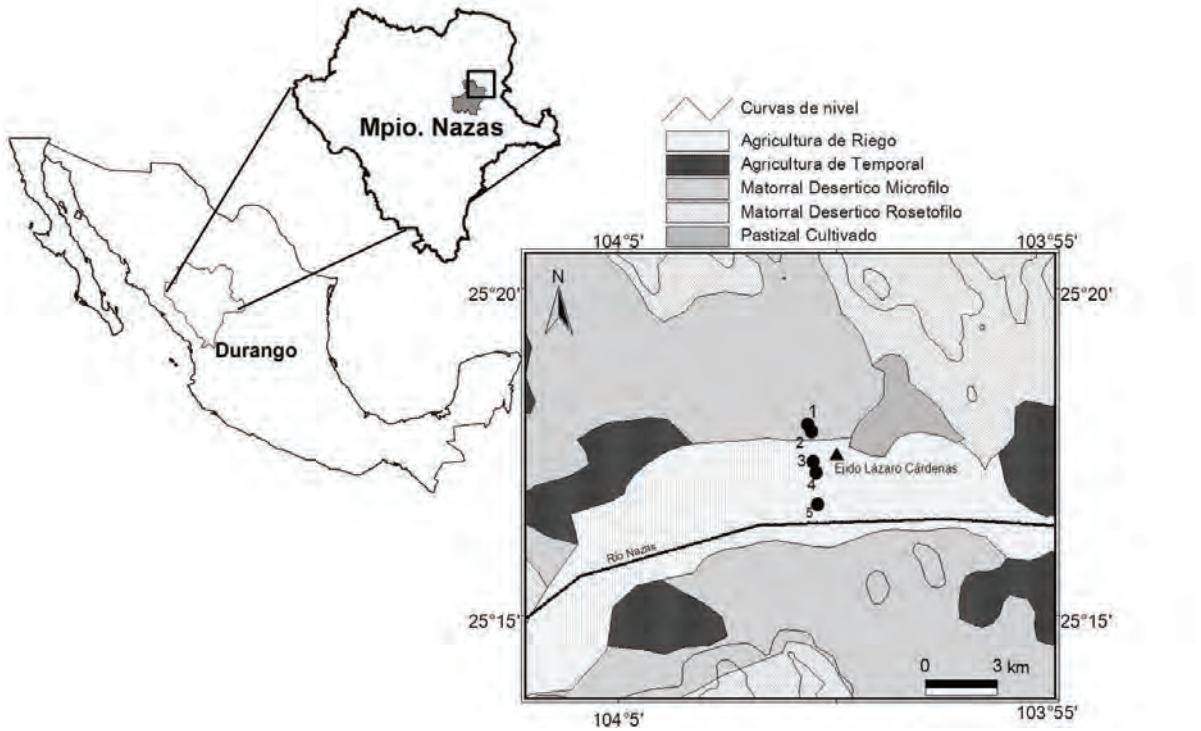


Figura 1. Ubicación geográfica del área y sitios de estudio en el Municipio de Nazas, Durango, México, y su posición respecto al río Nazas.

de pozas unidas por un hilo de agua superficial. La presencia de agua permanente permitió el establecimiento de asentamientos humanos acompañados de cultivos de riego del tipo de alfalfa, maíz, avena, sorgo, nogal y chile. Para este estudio se seleccionaron cinco sitios separados entre sí por distancias de 600 a 1000 m (Fig. 1), y sujetos a dos regímenes hídricos, lluvia y riego:

Sitio 1 (matorral). Matorral xerófilo en estado sucesional, pues se trata de un terreno que fue cultivado y luego abandonado. Las especies de plantas dominantes son: gobernadora (*Larrea tridentata*), mezquite (*Prosopis glandulosa*), ocotillo (*Fouquieria splendens*), lechuguilla (*Agave lechuguilla*), hojasen (*Flourensia cernua*), cactus (*Mammilaria* sp), nopal (*Opuntia rastrera*) y numerosas compuestas. Este es el sitio más alejado del río (Fig. 1).

Sitio 2 (parcela agrícola). Se siembra sorgo (*Sorghum* sp) y chile (*Capsicum annuum*) en el ciclo primavera-verano, y alfalfa (*Medicago sativa*) de manera permanente con poda cada 2 meses.

Sitio 3 (parcela agrícola). Se siembra maíz (*Zea mays*) en el ciclo primavera-verano y avena (*Avena sativa*) en el ciclo otoño-invierno. Dos meses permanece sin cultivo y la tierra se prepara para la siguiente siembra.

Sitio 4 (parcela agrícola). Se siembra alfalfa (*Medicago sativa*), que es cortada aproximadamente cada dos meses desde el año 2002.

Sitio 5 (vegetación riparia). Es una delgada franja (3-5 m) de vegetación a lo largo del río mezclada con elementos del matorral. Actualmente está constituido por sabinos (*Taxodium mucronatum*), álamos (*Populus tremuloides*), sauces (*Salix* sp), jarillas (*Helianthemum chamaecistus*), fresnos (*Fraxinus* sp), huizaches (*Acacia farnesiana*), mezquites (*Prosopis glandulosa*) y bejucos (*Clematis* sp) como especies dominantes.

Muestreo de roedores

Se realizaron siete muestreos de roedores, 3 en temporada seca (octubre de 2008, enero y marzo de 2009) y 4 en temporada de lluvia (junio y agosto de 2008, mayo y julio de 2009; Fig. 2). Todos los sitios fueron muestreados durante 3 noches consecutivas cada dos meses. En cada sitio se colocaron dos líneas paralelas con 25 trampas Sherman colocadas cada 10 m y con una distancia de 30 m entre líneas. Las líneas se colocaron en dirección norte-sur, excepto sobre el río, donde fueron puestas en dirección aproximada este-oeste siguiendo el cauce. Aquí la separación entre el

principio de una línea y el final de la otra también fue de 30 m. La posición de cada trampa fue georreferenciada con un GPS Garmin eTrexH (±5 m) con la finalidad de asegurar, en la medida de lo posible, que fueran colocadas en el mismo sitio cada vez.

Las trampas fueron cebadas con una mezcla de avena con crema de cacahuate. Se revisaron cada día, una vez por la noche y una por la mañana. Cada ejemplar capturado se identificó hasta especie con ayuda de referencias bibliográficas especializadas (Anderson, 1972; Hall, 1981) y comparando con fotografías de ejemplares colectados e identificados en un muestreo preliminar. Los individuos fueron marcados en la oreja con una grapa numerada secuencialmente para registrar posibles movimientos y se anotó la posición de la trampa donde fue capturado, mes y día y temporada de captura (seca o lluvia). Se registró el sexo, el peso y la condición reproductiva de cada animal al momento de su captura. Para los machos, se anotó si los testículos eran abdominales o escrotados. Para las hembras, se indicó si la vagina estaba abierta o cerrada; si estaba preñada o lactando (Brown y Zeng, 1989). También se estimó la edad relativa del ejemplar (juvenil o adulto), con base en la coloración del pelaje y el estado reproductivo. Los roedores fueron liberados *in situ*. Algunos animales que murieron en la trampa (19, 6% de la muestra), se prepararon como ejemplares de museo y fueron depositados en la Colección Regional de Mamíferos del CIIDIR-IPN Unidad Durango (CRD).

Muestreo de atributos estructurales

Con el fin de evaluar si la heterogeneidad ambiental a nivel de parcela está relacionada con la diversidad de roedores, los atributos estructurales del hábitat fueron cuantificados en los mismos sitios que los roedores en temporada seca (enero y marzo de 2009) y de lluvia (mayo y julio de 2009). Para cada uno de los sitios se trazó un transecto entre las dos líneas de trampas Sherman, paralelo a éstas. Se utilizó un cuadro de 1 x 1 m con subdivisiones cada 10 cm, el cual se colocó sobre el suelo siguiendo la disposición de las trampas. En el área delimitada por el cuadro se contabilizó el porcentaje del área total cubierta por cada uno de los siguientes atributos estructurales: Pedregosidad (Ped), Suelo desnudo (SueDes), Troncos derribados (TroDerr), Materia vegetal muerta (MatVegMue), Ramas (Ramas), Gramíneas (Gram), Herbáceas (Herb), Arbustos (Arbu), Árboles (Arbo), Alfalfa, Chile, Pasto cultivado (Avena, Sorgo o Maíz). Se obtuvieron así 25 muestras en cada sitio por mes de muestreo (para un total de 100). La posición de cada punto fue georreferenciada con un GPS Garmin eTrexH (±5 m) para procurar en la medida de lo posible que se muestreara el mismo punto cada vez. Los muestreos fueron simultáneos con el trampeo de roedores. En cada temporada de muestreo se registró el tipo y estado de desarrollo de los cultivos de cada sitio (sembrada, barbecho, especie de cultivo, edad aproximada del cultivo: plántulas, adultos).

Cuadro 1. Listado taxonómico de las especies de roedores y sus abundancias absolutas registradas en los cinco sitios muestreados en la cuenca baja del río Nazas en Durango, México. En paréntesis, luego del autor, se anota la abreviatura con que se reconocen en los análisis.

	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 3	Sitio 4	Sito 5
Familia Cricetidae					
Neotoma leucodon, Merriam 1894 (Nle)	1	0	0	0	0
Peromyscus maniculatus (Wagner, 1845) (Pma)	0	11	5	1	0
Peromyscus pectoralis Osgood, 1904 (Ppe)	4	3	7	1	44
Sigmodon hispidus Say y Ord, 1825 (Shi)	4	0	0	0	35
Sigmodon ochrognathus Bailey, 1902 (Soc)	1	0	11	1	8
Familia Muridae *Mus musculus* Linnaeus, 1758 (Mmu)	0	1	20	11	1
Familia Heteromyidae					
Heteromys irroratus (Gray, 1868) (Lir)	0	0	0	0	6
Perognathus flavus Baird, 1855 (Pfl)	2	4	2	2	0
Chaetodipus eremicus (Merriam, 1889) (Cer)	40	0	0	0	0

Cuadro 1. Continúa.

	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 3	Sitio 4	Sito 5
Chaetodipus nelsoni (Merriam, 1894) (Cne)	49	0	0	0	0
Dipodomys merriami Mearns, 1890 (Dme)	32	0	0	0	0
Dipodomys nelsoni Merriam, 1907 (Dne)	9	0	0	0	0
Totales	142	19	45	16	94

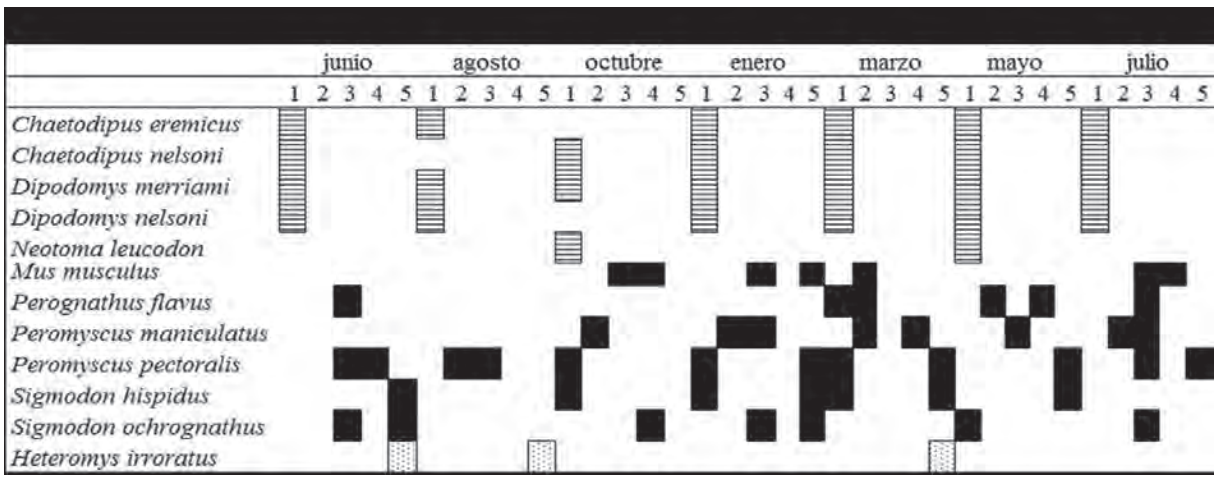


Figura 2. Cambios mensuales en la distribución de las especies de roedores en el paisaje estudiado en la ribera del río Nazas, Durango, México. Cuadros con líneas horizontales: especies exclusivas del matorral; cuadros con puntos: especies exclusivas del ambiente ripario; cuadros en negro: resto de las especies. Los números corresponden a los sitios de la Figura 1.

Análisis de los datos

Con fines de visualización del comportamiento de las especies de roedores a través del tiempo, se tabuló la abundancia absoluta por especie y sitio (Cuadro 1) y se realizó una gráfica de presencia-ausencia por mes (7) y por sitio (1 a 5). Los datos fueron ordenados por mes, aun cuando correspondieron a años diferentes (junio 2008, julio 2009, agosto 2008), para obtener así el panorama secuencial de lo que ocurre en el paisaje (Fig. 2).

La diversidad de roedores (H'_r) se estimó utilizando el índice de Shannon-Wiener, el cual también se utilizó como medida de heterogeneidad ambiental (H'_a) ya que mide el número de objetos distintos que conforman un sistema y la proporción en que ocurren (Krebs, 1989; Yeaman y Jarvis, 2004; Tabeni y Ojeda, 2005). Se calculó un índice de heterogeneidad ambiental por sitio en cada mes de muestreo ($H'_{am;}$ 5 sitios x 4 meses = 20 índices en total, menos el sitio 2 en julio que no fue posible analizar por inundación), luego se agruparon los datos de todos los meses y se calculó un índice de heterogeneidad ambiental total para cada sitio (H'_{as}, 5 índices). De manera similar, se estimó un índice de diversidad de roedores por sitio en cada mes de muestreo ($H'_{rm;}$ 5 sitios x 7 meses = 35 índices en total), y luego un índice para cada sitio (H'_{rs}) con los datos de todos los meses (5 índices en total).

Heterogeneidad local vs. diversidad local de roedores

Con la finalidad de observar la tendencia del comportamiento general de los datos, para cada mes de muestreo se graficaron las H'_{rm} (20) contra sus correspondientes H'_{am} (20). Con la correlación de Spearman (rho) se probó la hipótesis de relación entre diversidad y heterogeneidad (Zar, 1974) usando el programa STATISTICA 7.0 (StatSoft, 2004). Dado que el tamaño de la muestra no permite verificarlo estadísticamente, los resultados se interpretaron con precaución ya que podría existir auto correlación temporal y espacial entre los datos.

Heterogeneidad del paisaje vs. diversidad de roedores

Se usó la correlación de Spearman para probar la hipótesis de que los cambios en la heterogeneidad a nivel de paisaje tienen una relación significativa con la diversidad de especies. Se calculó el índice de heterogeneidad para el paisaje (H'_p) para cada mes como sigue:

$$H'_p = \sum_{i=1}^{N} p_i \ln p_i \qquad \text{donde: } p_i = \frac{\text{número de sitios con las mismas características}}{\text{Número total de sitios}}$$

con N máxima = 5 sitios.

El índice de diversidad de especies de roedores (H'r) para el paisaje se calculó como sigue:

$$H'_p = \sum_{j=1}^{N} p_j \ln p_j \qquad \text{donde: } p_i = \frac{\sum n_j}{N_{total}}$$

con n_j = número total de roedores de la especie *j* por mes y N_{total} = número total de roedores en el paisaje por mes.

Relación entre la composición de especies y características ambientales

Para tener una perspectiva multivariada de la relación entre la composición de especies y la de los atributos de su hábitat, se utilizó el análisis canónico de correspondencias (CCA, Ter Braak, 1986) que es un análisis de reducción de dimensiones en el que sitios o especies se ordenan en función de su correlación con variables ambientales. Éste pone a prueba la hipótesis nula de no relación entre la composición de especies y las características de su ambiente. Se consideraron los datos por estación de muestreo, siendo una estación el conjunto de 2 trampas Sherman y su correspondiente punto de muestreo de datos ambientales. De esta manera, un sitio cualquiera incluye 25 estaciones de muestreo (dos hileras de trampas y una de puntos de muestreo de atributos estructurales). Se llevaron a cabo 2 análisis separados, uno para época seca y otro para la de lluvia. Para la seca (octubre, enero y marzo), se construyó una matriz de abundancia de roedores (12 especies por 125 estaciones de muestreo) y una de atributos estructurales (12 atributos por 125 estaciones de muestreo). Para la de lluvia (junio, agosto; mayo y julio) se construyeron matrices análogas de 12 especies por 125 estaciones de muestreo y 14 atributos estructurales por 125 estaciones de muestreo. Para época seca se excluyeron los atributos estructurales maíz y sorgo, puesto que eran elementos que no estaban presentes en esa temporada en el área.

El análisis se realizó con el programa CANOCO para Windows, Ver. 4.54 (Ter Braak y Šmilauer, 2006). Los datos de las proporciones de las coberturas de los atributos estructurales fueron transformados a arcoseno. Se realizó la prueba de Monte Carlo (1000 permutaciones) del mismo CANOCO para probar la significancia de la correlación entre los dos conjuntos de ejes canónicos (especies y atributos estructurales). En todas las pruebas estadísticas el nivel de significancia fue de $\alpha = 0.05$.

Resultados

Diversidad de especies de roedores

En total se registraron 13 especies, pertenecientes a las familias Heteromyidae y Cricetidae (Cuadro 1). El esfuerzo de captura total fue de 4,750 noches-trampa, obteniéndose 316 individuos, sin contar las recapturas. Se capturó además un individuo de ardilla (*Ictidomys mexicanus*, Sciuridae), el cual por ser diurno no fue considerado en subsecuentes análisis.

Peromyscus pectoralis fue la única especie que se registró en los cinco sitios y fue la más abundante. *Perognathus flavus* estuvo en todos los sitios excepto en el ripario. *Peromyscus maniculatus* sólo se capturó en los sitios agrícolas (2, 3 y 4) y *Mus musculus* (roedor no nativo de la familia Muridae, pero cuyos datos fueron considerados en conjunto con los de los cricétidos para comparaciones con heterómidos) estuvo en todos los sitios excepto en el matorral. Cinco especies más (*Neotoma leucodon*, *Chaetodipus nelsoni*, *C. eremicus*, *Dipodomys merriami* y *D. nelsoni*) sólo se encontraron en el matorral. *Heteromys irroratus* fue una especie exclusiva de la ribera del río (Cuadro 1).

Los resultados indican la existencia de tres grupos bien definidos de especies, uno que habita exclusivamente el matorral y cambia poco a lo largo del año (Fig. 2); *Heteromys irroratus,* que sólo se encontró en el río; y un tercer conjunto de especies que ocu-

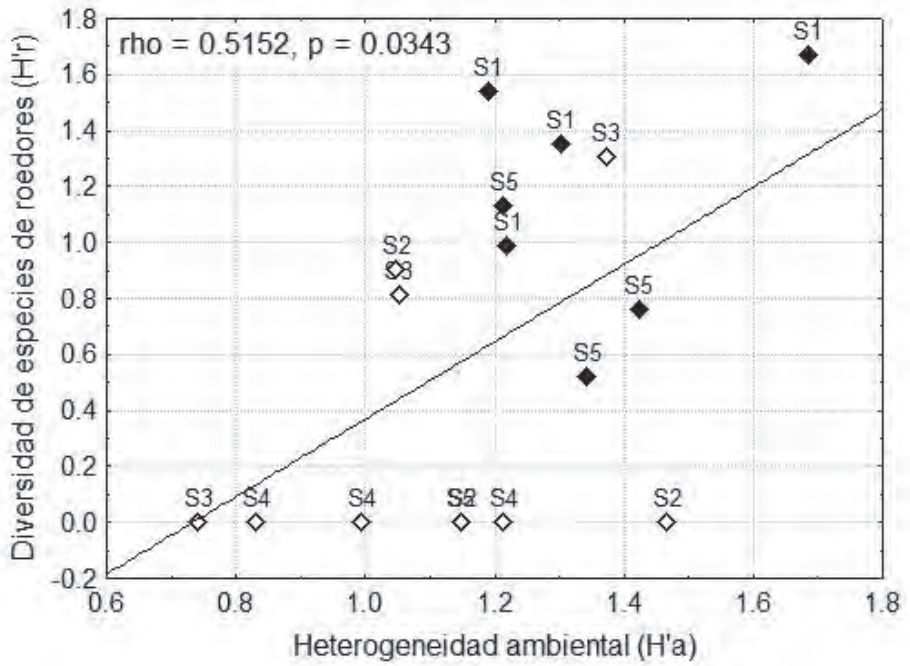


Figura 3. Relación entre los índices de diversidad y heterogeneidad ambiental obtenidos durante los meses de muestreo en los sitios de estudio en la cuenca del Nazas, Durango, México. Los símbolos representan: rombo lleno, sitios no cultivados (1 y 5); rombo vacío, sitios agrícolas (2, 3 y 4). S1 = Sitio 1, S2 = Sitio 2, S3 = Sitio 3, S4 = Sitio 4, S5 = Sitio 5; Ene = Enero, Mar = Marzo, May = Mayo y Jul = Julio. Se muestra línea de mejor ajuste y la correlación de Spearman (rho = coficiente de correlación y p = probabilidad).

pan todo el paisaje aunque no de manera simultánea. Estas últimas aparecen en junio, julio y agosto asociadas principalmente a los cultivos, pero conforme avanza el año y el paisaje se vuelve más seco, aparecen además en alguno de los sitios no cultivados (matorral o ripario; Fig. 2). *Relación heterogeneidad ambiental-diversidad a nivel de sitio.* Se encontró una correlación significativa entre la heterogeneidad ambiental y la diversidad de roedores (rho = 0.5152, p = 0.0343). No obstante, la gráfica heterogeneidad contra diversidad (Fig. 3) sugiere que lo que se tiene es una mezcla de dos conjuntos distintos de sitios con diferente comportamiento. Los sitios no cultivados (1 y 5) presentaron los mayores índices de heterogeneidad excepto en julio en el sitio 3 y valores altos de diversidad de especies de roedores (en su mayoría correspondientes); en cambio en los sitios agrícolas (2, 3 y 4) los índices diversidad de especies de roedores son muy bajos y éstos no se correspondieron con cambios proporcionales en los índices de heterogeneidad ambiental. La correlación de Spearman entre la heterogeneidad del paisaje (número de sitios diferentes) y la diversidad total de roedores por mes no fue significativa (rho = 0.107, p = 0.8182).

Relación entre la composición de especies y atributos del hábitat

La correlación canónica entre los atributos estructurales y la composición de especies fue significativa para época seca (F = 3.272, p = 0.0010, 1000 iteraciones de la prueba de Montecarlo de CANOCO). Los dos primeros ejes de variación en los atributos estructurales explicaron el 34.1% y 26.6% de la variación total de la matriz de roedores, respectivamente. Para la temporada de lluvias, la correlación fue también significativa (F = 1.928, p = 0.0010, 1000 iteraciones), los dos primeros ejes explicaron el 36.8% y 23.1% de la variación total de la matriz de roedores.

Discusión

Heterogeneidad ambiental y diversidad de roedores

La relación entre la heterogeneidad ambiental y la diversidad de roedores fue abordada a dos escalas distintas: a nivel del paisaje y a nivel del sitio. Desde nuestra percepción, el paisaje estudiado es heterogéneo tanto

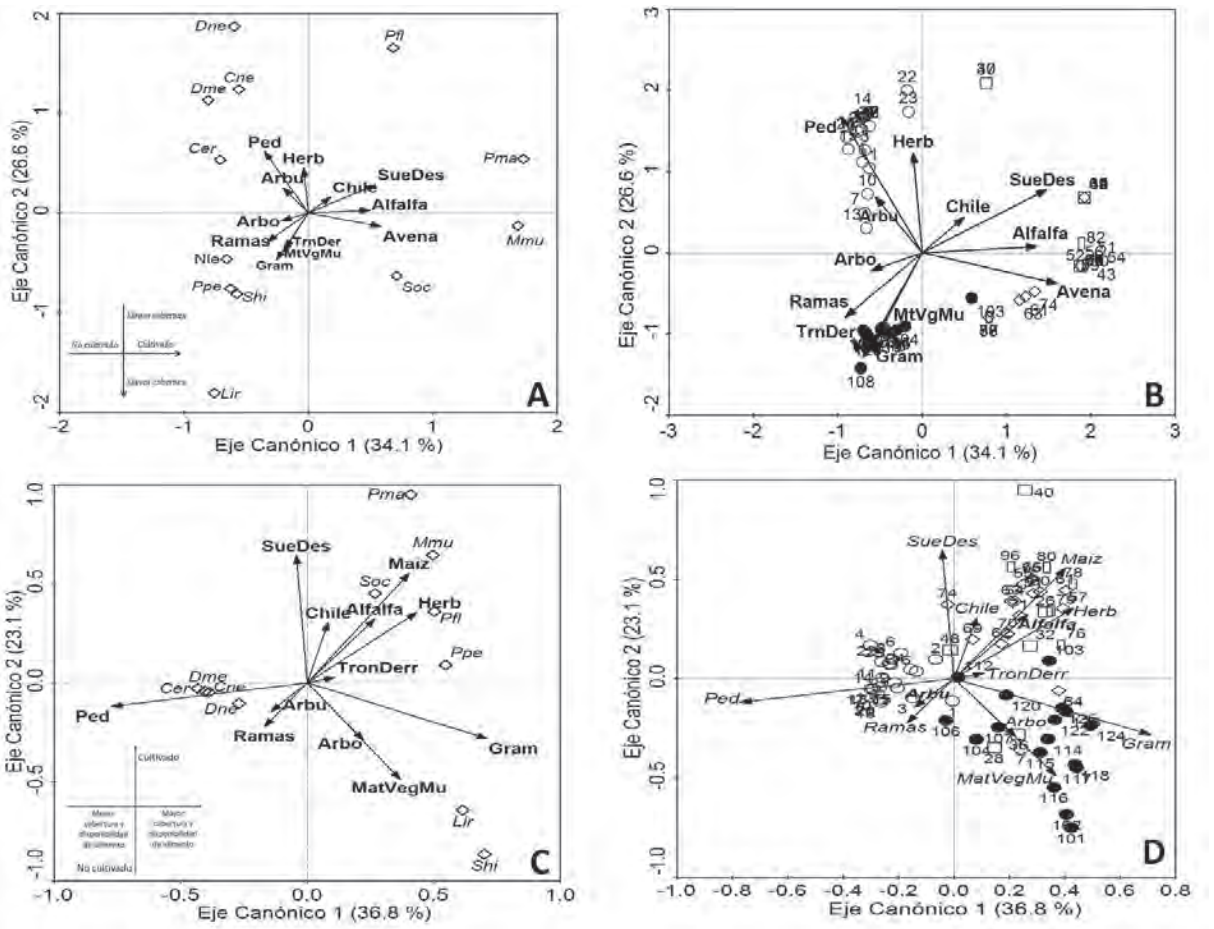


Figura 4. Diagramas de ordenación correspondientes a las temporadas seca (A y B) y de lluvia (C y D); las flechas representan la correlación entre los ejes de ordenación y las variables ambientales. A y C = distribución de las especies; las abreviaciones de los nombres científicos corresponden a los del cuadro 1 y los rombos representan la mayor abundancia sobre los gradientes ambientales. B y D = distribución de los sitios: círculo vacio, sitio 1; cuadro, sitio 2; rombo, sitio 3; rectángulo, sitio 4; circulo lleno, sitio 5.

en tiempo como en espacio, pues al haber agua durante todo el año, las plantas que se siembran en cada parcela agrícola cambian de ciclo en ciclo. Así, en un sitio en que se siembra maíz en primavera, en invierno se sembrará avena. Por otro lado, mientras que en uno de estos sitios se tiene siembra de maíz, la parcela aledaña puede estar preparándose para ser sembrada y tiene la mayor proporción del suelo sin cobertura vegetal o solo con rastrojo. Este sistema contradice la afirmación de Concepción et al. (2008), quienes dicen que la intensificación de la agricultura ha causado la simplificación de los paisajes y reducido la posibilidad de mantener altos números de especies, lo que pudiera ser cierto para algunos lugares y regímenes agrícolas, tales como cultivos extensivos de cereales como cebada y trigo. En la ribera del río Nazas, sin embargo, la diversidad de cultivos y el régimen hídrico han generado un gran número de hábitats potenciales para los roedores. Aunado a esto, el área de estudio sostiene 13 especies, número similar al que se ha encontrado en otros sistemas semidesérticos no cultivados de América del Norte (Hernández et al., 2005; Stevens y Tello, 2009).

Con todo, a escala de paisaje no se encontró una relación significativa entre la diversidad de roedores y la heterogeneidad ambiental, por lo que podrían estar ocurriendo dos cosas: 1) la diversidad no tiene nada que ver con la heterogeneidad o 2) la escala a la que las relaciones existen es más local. Esto parece ser lo que ocurre en el sistema de estudio: a nivel de sitio la relación sí fue significativa, aunque se observaron dos tendencias: en los sitios agrícolas, aun cuando la heterogeneidad ambiental se incrementa, la diversidad de

roedores es siempre muy baja y no se incrementa. Por otro lado, en los no agrícolas, la diversidad de roedores y la heterogeneidad del paisaje sí parecen variar juntos, aunque al analizarlos por separado la relación no fue significativa (rho = 0.287, p = 0.4530), probablemente por el pequeño tamaño de la muestra. En suma, la evidencia presentada no permitió establecer una relación significativa entre la diversidad de roedores y la heterogeneidad ambiental a ninguno de los dos niveles examinados (paisaje, sitio). Estos resultados contrastan con los de otros estudios en áreas desérticas. Por ejemplo, Rosenzweig y Winakur (1969) encontraron una correlación positiva y significativa entre ambas variables, sin embargo el trabajo de estos autores se centra en matorrales xerófilos y, como ya se indicó, nuestra muestra en este hábitat fue pequeña.

Atributos del paisaje y diversidad de roedores

Otros autores han propuesto que los atributos del hábitat tanto a nivel del paisaje como a nivel local, están asociados a la composición y dinámica de la comunidad de roedores (Michel et al., 2007); por lo tanto, no sería el número de componentes de un sistema lo que determina la diversidad, sino el tipo de componente y su distribución espacial; nuestros resultados sugieren que éste es el caso en la región de Nazas. No sólo eso, para algunos sitios los cambios en la composición del paisaje a través del tiempo se ven reflejados en cambios en la composición de la comunidad de roedores. Así, en los matorrales habita un grupo de roedores (heterómidos) exclusivos de este hábitat. Las variables importantes en el CCA asociadas a la presencia de heterómidos fueron cobertura (escasa) y pedregosidad (alta). Los heterómidos son roedores principalmente granívoros que dedican gran parte de la noche a buscar una variedad de semillas, una parte de las cuales almacenan y otra consumen. Por tanto, necesitan consumir y cosechar una gran cantidad de semillas que sólo se encuentran en los matorrales (Kotler y Brown, 1988).

Por otra parte, los heterómidos son roedores de hábitos fosoriales, y la mayoría construyen complicadas madrigueras en largos túneles, por lo que necesariamente requieren suelos con cierto grado de compactación que les permita cavar. Habitan en áreas de pastizales semiáridos en asociación con huizaches (*Acacia sp*), mezquites (*Prosopis sp*), ocotillos (*Fouqueria splendens*) y otros, donde los suelos son arenosos o de texturas finas, aunque también han sido hallados en lugares donde los porcentajes rocosos son altos (Dowler y Genoways, 1978; Best, 1988; Best, 1994; Best y Skupski, 1994). Por ejemplo, la rata canguro, *Dipodomys merriami* es más común en suelos compactos, en tanto que *Perognathus penicillatus* ha sido encontrado en suelos de tipo limoso, pues no requiere cavar a grandes profundidades (Rosenzweig y Winakur, 1969). Estas especies utilizan atributos estructurales similares en otros matorrales áridos de México (Mellink, 1991; Riojas-López, 2006 y Luevano et al., 2008) y Norteamérica,

En contraste, los roedores cricétidos (*Peromyscus maniculatus, Peromyscus pectoralis, Sigmodon hispidus, Sigmodon ochrognathus)* y *Mus musculus* se asocian a pastizales, cultivados o no (González-Romero, 1980). Son primordialmente omnívoros, su dieta está compuesta lo mismo por pastos que por insectos, frutos, semillas, cactáceas y algunas hierbas (según la disponibilidad de alimento y la temporada). Exhiben un amplio espectro de hábitats utilizados: lo mismo se les ha colectado en pastizales (*sensu estricto*), que en áreas de mezquite y pastizal, o en asociaciones de pastos con cactáceas y con presencia de arbustos (*Larrea* sp, *Acacia* sp y *Prosopis* sp). Construyen nidos de estructuras moderadamente complejas hasta diseños muy intrincados; emplean oquedades naturales en rocas, que rellenan con materia vegetal, o bien emplean nidos abandonados de otras especies. Tienen hábitos trepadores que les facilitan la huída o alcanzar alimento (Baker y Shump, 1978; Veal y Caire, 1979; Cameron y Spencer, 1981; Macedo y Mares, 1988). Estas características les permiten encontrarse en toda el área de estudio, aunque en diferentes sitios dependiendo de la temporada del año.

En época de lluvia, cuando el paisaje agrícola está sembrado, la cobertura vegetal se torna abundante tanto en los suelos agrícolas como no agrícolas, en esta temporada los roedores están distribuidos principalmente en los cultivos y asociados positivamente con altas proporciones de cobertura. Esta cobertura permanece por varios meses y proporciona refugio y recursos alimenticios como brotes e insectos (Houtcooper, 1978). Conforme avanza la temporada y el grano se siega, se agrega al alimento disponible semillas y materia orgánica que se depositan en el suelo. Sin embargo, hacia mediados del invierno, las áreas agrícolas son limpiadas y preparadas para la siguiente siembra, por lo que probablemente queda poco alimento disponible en ellas. En los meses de enero a marzo, los roedores que en lluvias se encontraban sólo en los cultivos, se pudieron capturar también en el matorral presumiblemente porque al haber menor disponibilidad de alimento se requerirán áreas de forrajeo más amplias.

Por otro lado, la presencia de roedores de distintas especies en diferentes temporadas podría estar relacionada también con los cambios fenológicos de las plantas,

esto es, que ciertas especies prefieran alimentarse de semillas, plántulas, plantas jóvenes u otros estadios (González-Romero, 1980) y por tanto estarán asociadas a dichos estadios. Así, la distribución de los individuos de roedores dentro de un paisaje variará a lo largo del año de acuerdo a los cambios en sus necesidades biológicas y la distribución espacial de los recursos en el paisaje mismo (Butet et al., 2006); por lo tanto los hábitats agrícolas serían un mosaico de hábitats efímeros (Morris, 1987), lo cual explicaría por qué los roedores no fueron recapturados.

Cuando se compara la composición de especies de roedores de nuestra área de estudio con la de matorrales xerófilos similares en otros sitios de México (Mellink, 1991; Riojas-López, 2006 y Luevano et al., 2008), encontramos que éstos incluyen algunas especies que nosotros encontramos principalmente en las áreas cultivadas. Esto indica que la agricultura proporciona hábitats alternativos, que si bien efímeros, son favorables para algunas especies de cricétidos. Millán de la Peña et al. (2003) sugieren que la diversificación en los cultivos es probablemente mejor para la estabilidad de las comunidades de pequeños mamíferos que las prácticas extensivas y homogéneas en grandes áreas, ya que al mismo tiempo se permite una mayor diversificación de los recursos disponibles, que favorece la dispersión de las poblaciones, lo cual parece estar ocurriendo en nuestra área de estudio con los cricétidos. No obstante, la mayoría de los heterómidos sólo se capturaron en ciertas combinaciones de pedregosidad y cobertura que se dan de manera exclusiva en el matorral, por lo que se restringen a éste. De la misma manera, *Heteromys irroratus* sólo se capturó en el ambiente ripario, asociado a altas proporciones de materia vegetal muerta.

En conclusión, este estudio demuestra que existe una considerable heterogeneidad ambiental en los sitios agrícolas considerados en otros trabajos como sitios homogéneos. En el caso de la ribera del Nazas, esta heterogeneidad está en función de la dinámica agrícola e hídrica que se desarrolla ahí, y parece no afectar significativamente la diversidad de roedores, ya que permite a las especies generalistas un uso amplio del paisaje. No obstante, el matorral y la vegetación riparia son hábitats exclusivos para al menos siete especies, que al parecer se asocian con la estructura del suelo y disponibilidad de semillas y materia orgánica (heterómidos), por lo que la pérdida de estas áreas significaría también la desaparición de las especies que al parecer no pueden aprovechar los hábitats modificados. Por este motivo, es necesario controlar la extensión desmedida de los sitios agrícolas y propiciar la creación de parches y corredores de vegetación primaria, a modo de permitir la supervivencia de la fauna restringida a estos sitios.

Agradecimientos

Este proyecto fue financiado por CONACYT (I0013-89853) y SIP-IPN (2008-0193). Este trabajo fue parte de los requisitos (tesis) para concluir el programa de maestría de Gloria Tapia Ramírez, realizado con el apoyo de la beca CONACYT No. 239721, quien agradece a los Drs. Gonzalo Castillo Campos y Carolina Valdespino Quevedo por haber realizado una excelente revisión de su trabajo de tesis. Agradecemos a las autoridades y pobladores de los ejidos de Paso Nacional y Lázaro Cárdenas, Durango, por brindarnos amablemente hospedaje en sus casas y acceso a sus campos. R. López-Wilchis puso a nuestra disposición trampas Sherman. Se reconoce el apoyo brindado a D. Hernández Velázquez, L. Torres Morales, I. Salvador, I. Latorre Beltrán, N. Rodríguez Rodríguez, O. Gutiérrez Montenegro, E. Soto, N. Lemus Medina, J. M. Serrano Serrano, J. A. Rascón Escajeda, A. Longoria Quiroz, G. Ortiz Salazar, L. Tzab Hernández, D. F. García-Mendoza y H. Jaik Urraza ya que colaboraron de manera entusiasta en el trabajo de campo. Los ejemplares de comparación fueron colectados bajo permiso FAUT-0085 a nombre de Celia López González.

Literatura citada

Anderson, S. 1972. Mammals of Chihuahua taxonomy and distribution. Bulletin of the American Museum of Natural History 148:1-410.

August, P. V. 1983. The role of habitat complexity and heterogeneity in structuring tropical mammal communities. Ecology 64:1495-1507.

Aragón, E. E. 2011. Composición y estructura de una comunidad de pequeños mamíferos de la Sierra Madre Occidental, Durango, México. Tesis, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D. F. 79 p.

Baker, R. H., K. A. Shump. 1978. *Sigmodon ochrognathus*. Mammalian Species 97:1-2.

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: 1-16.

Barrera, R. V. 2004. Estructura de la comunidad de pequeños roedores en tres sitios con vegetación en distintas etapas de desarrollo en la reserva

Cuxtal, Yucatán, México. Tesis, Fac. de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Universidad Autónoma de Yucatán. Mérida 49 p.

Bazzaz, F. A. 1975. Plant species diversity in old-field successional ecosystems in southern Illinois. Ecology 56:485-488.

Bennett, A. F., J. Q. Radford y A. Haslem. 2006. Properties of land mosaics: Implications for nature conservation in agricultural environments. Biological Conservation 133:250-264.

Benton, T. G., J. A. Vickery y J. D. Wilson. 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? Trends in Ecology and Evolution 18:182-188.

Best, T. L. 1988. *Dipodomys nelsoni*. Mammalian Species 326:1-4.

Best, T. L. 1994. *Chaetodipus nelsoni*. Mammalian Species 484:1-6.

Best, T. L. y M. P. Skupski. 1988. *Perognathus flavus*. Mammalian Species 471:1-10.

Butet, A., P. Gilles y Y. Delettre. 2006. Factors driving small rodents assemblages from field boundaries in agricultural landscapes of western France. Landscape Ecology 21:449-461.

Brown, J. H. y Z. Zeng. 1989. Comparative population ecology of eleven species of rodents in the Chihuahuan Desert. Ecology 70:1507-1525.

Cameron, G. N. y S. R. Spencer. 1981. *Sigmodon hispidus*. Mammalian Species 158:1-9.

Cuautle García, L. M. 2007. Diversidad de roedores en la Reserva de la Biosfera La Michilía en relación con la heterogeneidad ambiental a nivel macrohábitat y microhábitat. Tesis, Instituto de Ecología, A.C. Xalapa 85 p.

Cimé-Pool, A. J. 2006. Ecología de comunidades de pequeños roedores en un gradiente de perturbación de selva baja caducifolia espinosa de la Reserva Estatal de Dzilam, Yucatán, México. Tesis, Fac. de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Universidad Autónoma de Yucatán. Mérida 75 p.

Cimé-Pool, A. J., S. F. Hernández-Betancourt, R. C. Barrientos y A. A. Castro-Luna. 2010. Diversidad de pequeños roedores en una selva baja caducifolia espinosa del noreste de Yucatán, México. Therya 1:23-40.

Concepción, E. D., M. Díaz y R. A. Baquero. 2008. Effects of landscape complexity on the ecological effectiveness of agri-environment schemes. Landscape Ecology 23:135-148.

Dowler, R. C. y H. H. Genoways. 1978. *Liomys irroratus*. Mammalian Species 82:1-6.

García, E. 1988. Modificación al sistema de clasificación climática de Köppen. Offset Larios, México, D. F. 246 p.

García-Estrada, C., M. L. Romero-Almaraz y C. Sánchez-Hernández. 2002. Comparison of rodent communities in sites with different degrees of disturbance in deciduous forest of southeastern Morelos, Mexico. Acta Zoológica Mexicana (n. s.) 85:153-168.

González-Romero, A. 1980. Roedores plaga en las zonas agrícolas del Distrito Federal. Instituto de Ecología, México, D. F. 83 p.

Hall, E. R. 1981. The mammals of North America. John Wiley & Sons, New York Vol. 1:1-600, Vol. 2:601-1181.

Hardy, R. 1945. The influence of types of soil upon local distribution of some mammals in southwestern Utah. Ecological Monographs 15:71-108.

Hernández, L., A. González-Romero, J. W. Laundré, D. Ligthfoot, E. Aragón y J. López-Portillo. 2005. Changes in rodent community structure in the Chihuahuan Desert, Mexico: comparisons between two habitats. Journal of Arid Environments 60:239-25Horváth, A., I. J. March y J. H. D. Wolf. 2001. Rodent diversity and land use in Montebello, Chiapas, México. Studies in Neotropical Fauna and Environment 36:169-176.

Houtcooper, W. C. 1978. Food habits of rodents in a cultivated ecosystem. Journal of Mammalogy 59:427-430.

Klopfer, P. H. 1959. Environmental determinants of faunal diversity. The American Naturalist 93:337-342.

Kotler, B. P. y J. S. Brown. 1988. Environmental heterogeneity and the coexistence of desert rodents. Annual Review of Ecology and Systematics 19:281-307.

Krebs, C. J. 1989. Ecological Methodology. Harper Collins, New York, New York. 654 p.

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.

Macêdo, R. H. y M. A. Mares. 1988. *Neotoma albigula*. Mammalian Species 310:1-7.

McElhinny, C., P. Gibbons, C. Brack, J. Bauhus. 2005. Forest and woodland stand structural complexity: its definition and measurement. Forest Ecology and Management 218:1-24.

Mellink, E. 1991. Rodent communities associated with three traditional agroecosystems in the San Luis

Potosi Plateau, Mexico. Agriculture Ecosystems & Environment 33:363-375.

Michel, N., F. Burel, P. Legendre y A. Butet. 2007. Role of habitat and landscape in structuring small mammal assemblages in hedgerow networks of contrasted farming landscape in Brittany, France. Landscape Ecology 22:1241-1253.

Millán de la Peña, N., A. Butet, Y. Delettre, G. Paillat, P. Morant, L. Ledu y F. Burel. 2003. Response of the small mammal community to changes in western French agricultural landscapes. Landscape Ecology 18:265-278.

Morris, D. W. 1987. Ecological scale and habitat use. Ecology 68:362-369.

Riojas-López, M. E. 2006. Rodent communities in two natural and one cultivated "nopaleras" (*Opuntia* spp.) in north-eastern Jalisco, Mexico. Journal of Arid Environments 67:428-435.

Reynolds, H. G. 1950. Relation of Merriam kangaroo rats to range vegetation in southern Arizona. Ecology 31:456-463.

Reynolds, H. G. y H. S. Haskell. 1949. Life history notes on Price and Bailey pocket mice of southern Arizona. Journal of Mammalogy 30:150-156.

Rosenzweig, M. L. y J. Winakur. 1969. Population Ecology of Desert Rodent Communities: Habitats and Environmental Complexity. Ecology 50:558-572.

Southwood, T. R. E. 1996. Natural communities: structure and dynamics. Philosophical Transactions of the Royal Society of London 351:1113-1129.

StatSoft, Inc. (2004). STATISTICA (data analysis software system), version 7.

Stevens, R. D. y J. S. Tello. 2009. Micro-and macrohabitat associations in Mojave desert rodent communities. Journal of Mammalogy 90:388-403.

Tabeni, S. y R. A. Ojeda. 2005. Ecology of the Monte Desert small mammals in disturbed and undisturbed habitats. Journal of Arid Environments 63:244-255.

Ter Braak, C. J. F. 1986. Canonical Correspondence Analysis: A new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. Ecology 67:1167-1179.

Ter Braak, C. J. F y P. Šmilauer. 2006. CANOCO for Windows Version 4.54. Biometris-Plant Research International, Wageningen, The Netherlands.

Tews, J., U. Brose, V. Grimm, K. Tielbörger, M. C. Wichmann, M. Schwagner y F. Jeltsch. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/ diversity: the importance of keystone structures. Journal of Biogeography 31:79-92.

Veal, R. y W. Caire. 1979. *Peromyscus eremicus*. Mammalian species 118:1-6.

Vázquez, L. B., R. A. Medellín y G. N. Cameron. 2000. Population and community ecology of small rodents in montane forest of western Mexico. Journal of Mammalogy 81:77-85.

Yeaman, S. y A. Jarvis, 2004. Environmental heterogeneity shapes genetic diversity through gene flow in *Araucaria araucana* forest ecosystems in Argentina. In: Challenges in managing forest genetic resources for livelihoods: Examples from Argentina and Brazil, Vinceti, B., W. Amaral y B. Meilleur (eds.). International Plant Genetic Resources Institute, Roma, Italia p. 211-217.

Zar, J. H. 1996. Biostatistical Analysis. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey. 663 p.v

Algunos aspectos poblacionales del ratón de abazones Heteromys gaumeri *de la Reserva de la Biosfera Calakmul, Campeche, México*

Some population aspects of the Gaumer's spiny pocket mouse Heteromys gaumeri *from Calakmul Biosphere Reserve, Campeche, México*

Alberto Canul-Cruz, Jorge A. Vargas-Contreras**¤ y Griselda Escalona-Segura**

Resumen

Este trabajo se realizó de junio 2005 a marzo 2006 para conocer algunos aspectos poblacionales de *Heteromys gaumeri* en Calakmul, Campeche, tales como la densidad y estructura poblacional, el esfuerzo de captura, el éxito de muestreo, el índice de recaptura y las especies de semillas dispersadas por este roedor. El trabajo de campo se realizó en tres sitios donde se colocaron 100 trampas Sherman plegadizas separadas a 10 m una de otra. Se recolectaron las semillas encontradas en las trampas Sherman y en los abazones de los roedores para saber las especies que las que se alimentan. Se registraron las especies arbóreas donde fueron ubicadas las trampas Sherman y su período de fructificación. El índice de recaptura (2.8%) y el éxito de captura (9.5%) fueron altos para *H. gaumeri*, con una proporción sexual de 2♀:1♂. El tamaño poblacional fluctuó de 5-39 ind/ha, registrándose las mayores densidades y biomasa en lluvias. Sin embargo, no se encontró una correlación significativa entre la precipitación con la densidad y biomasa de los roedores. Se encontraron hembras y machos activos reproductivamente a lo largo del período de estudio. Diez especies de semillas fueron removidas por *H. gaumeri* con eventos de fructificación clasificados como extendidos (más de tres meses), breves (menos de dos meses) y mixtos (que ocurren dos estaciones). Esta investigación resalta la importancia de *Heteromys gaumeri* por su papel ecológico en el mantenimiento de las selvas.

Palabras clave: dinámica de poblaciones, roedor, selva tropical, semillas, alimento.

Abstract

We analyzed some population aspects of *Heteromys gaumeri* in Calakmul Biosphere Reserve from June 2005 to March 2006 such as: population density and structure, capture effort, sampling success, and capture index. Fieldwork was performed in three sites where there were set up 100 Sherman folding traps located 10 m apart. Seed were collected from the Sherman traps and rodent's pouches to know which seed species are they feeding on, and the arboreal species located in the trapping area were recorded. Population size varied from 5 to 39 individuals/ha being the highest densities during the rainy season, also biomass was higher during the rainy months and constant during the dry months. We found no correlation between precipitation with density and body weight; we found reproductive males and females along the study suggesting that reproduction occurs during all the year. Sexual proportion was of 2♀:1♂. Ten seeds species were removed by *H. gaumeri* with fruiting events classified as extended (more than two months) or brief (less than two months), and mixed (occurred during two seasons). This research highlights the relevance of *Heteromys gaumeri* by its ecological role in maintaining the forests.

Key words: Population dynamics, rodent, tropical forest, seeds, food.

** El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR) Unidad Campeche, Av. Rancho Polígono 2-A, Colonia Ciudad Industrial, C.P. 24500 Lerma Campeche, Campeche, México*
*** Facultad de Ciencias Químico Biológicas, Universidad Autónoma de Campeche, Av. Agustín Melgar s/n, Colonia Buenavista, C.P. 24035 Campeche, Campeche, México.*
¤ jalbino64@hotmail.com

Introducción

Estudios realizados en ecosistemas tropicales y desérticos han demostrado que los pequeños roedores influyen de manera importante sobre el paisaje, debido a que son dispersores y depredadores de semillas (Price y Reichman, 1987; Quintero y Sánchez-Cordero, 1989; Vásquez et al., 2000). Además, los roedores son importantes en los procesos ecológicos, como ser presas potenciales para otros vertebrados terrestres, consumidores masivos de partes vegetales, predadores de insectos y otros invertebrados, de esta manera hacen uso de un amplio rango de nichos ecológicos (Chandrasekar-Rao y Sunquist, 1996; Horváth et al., 2001).

Los roedores constituyen un excelente grupo para abordar aspectos sobre teoría de historia de vida, debido a la facilidad de obtener información demográfica y reproductiva precisa y detallada (Sánchez-Cordero y Canela-Rojo, 1991). Estos pequeños mamíferos son un componente integral de la comunidad de animales en los bosques y han motivado su estudio en ambientes desérticos, templados y tropicales (Brown y Lieberman, 1973; Brown, 1973; Price y Reichman, 1987; Brown, 1989; Brown et al., 1994; Quintero y Sánchez-Cordero, 1989; Mellink, 1995; Chandrasekar-Rao y Sunquist, 1996; Adler et al., 1997; Adler, 1998; Bernardo-Vásquez et al., 2000; Horváth et al., 2001). Sin embargo, el análisis de la disponibilidad del recurso alimento para pequeños roedores en ambientes tropicales es escaso (Adler, 1998; Bergallo y Magnuson, 1999; Lurz et al., 2000; Campos et al., 2001).

La investigación sobre el uso del espacio por pequeños roedores ha generado algunas hipótesis que abordan aspectos como calidad del hábitat, disponibilidad de recursos, cantidad y calidad del alimento, depredación, comportamiento social y reproductivo. Los primeros tienen una fuerte influencia sobre la diversidad y la estructura de las comunidades (Brady y Slade, 2001). Un factor a considerar *a priori* por su influencia sobre la demografía y la reproducción en pequeños mamíferos es la disponibilidad de alimento (Sánchez-Cordero y Canela-Rojo, 1991; Vásquez et al., 2000; Yunger, 2002). La cantidad y calidad del alimento tienen una fuerte influencia en la densidad poblacional, por lo tanto restringen el área de actividad (Sánchez-Cordero y Canela-Rojo, 1991; Hernández-Betancourt et al., 2003).

En trabajos realizados con roedores pertenecientes a los géneros *Heteromys* y *Liomys*, han descrito que las fluctuaciones poblacionales están directamente relacionadas con la disponibilidad del recurso alimento, que está influenciada por los cambios climáticos (Hernández-Betancourt et al., 2003). Por ejemplo, Adler (1998) experimentó en un bosque tropical el impacto de la abundancia del recurso alimento sobre poblaciones del ratón espinoso (*Proechimys semispinosus*). En el experimento tuvo cuatro poblaciones control con limitación del recurso y las otras cuatro sin limitación del recurso alimento. Obteniendo un incremento de la densidad poblacional, mayor sobrevivencia de jóvenes y adultos y mayor ganancia de masa corporal en las parcelas sin limitación del recurso.

Bergallo y Magnuson (1999) examinaron los efectos del tiempo y la disponibilidad del alimento sobre la reproducción y la ecología poblacional de *Nectomys squamipes, Oryzomys intermedius, Akodon cursor* y *Trinomys aheringi*. Obtuvieron que *N. squamipes* se reproduce temporalmente y la sobrevivencia aumentó con el incremento en la disponibilidad de frutas, en tanto que *O. intermedius, T. aheringi* y *A. cursor* lo hacen todo el año con picos durante la temporada lluviosa.

La mayor área de actividad de los machos reproductivos de *Heteromys desmarestianus* está dada por la presencia de hembras reproductivas y la disponibilidad de alimento. De hecho, las hembras reproductivas establecen territorios en microambientes con alta disponibilidad de alimento para satisfacer las necesidades energéticas de la reproducción (Quintero y Sánchez-Cordero, 1989). Hallazgo similar lo reportan Lurz et al. (2000) quienes encontraron que las hembras de *Sciurus vulgaris*, al norte de Inglaterra, pueden ser territoriales al ser desigualmente distribuido el alimento en el hábitat, concentrando su actividad en fragmentos ricos en alimento. Además, para algunos múridos (*Peromyscus aztecus* y *Reithrodontomys fulvescens*) de ambientes templados existe una sincronía entre las épocas de mayor disponibilidad de alimento con su reproducción (Vázquez et al., 2000).

En estudios sobre estrategias reproductivas en poblaciones de roedores se ha encontrado que algunas especies inhiben su reproducción en invierno y reducen la masa corporal, con el fin de maximizar la energía y tolerar el frío. Sin embargo, esto también puede suceder en condiciones limitadas del recurso alimenticio (Gockel y Ruf, 2001). Por el contrario, en regiones templadas la estacionalidad influye marcadamente en el comportamiento poblacional, reproductivo, cambios en los patrones de alimentación, migraciones y la calidad del hábitat (Vázquez et al., 2000). Para el caso de los heterómidos tropical se ha mencionado que la reproducción se lleva a cabo principalmente a finales de la temporada de secas y durante las lluvias (Schmidt et al.,

1989; Sánchez-Cordero y Fleming, 1993) con una etapa de gestación no mayor a un mes (Eisenberg, 1993).

La mayoría de heterómidos desérticos viven con patrones estacionales de baja precipitación pluvial muy marcada. En tales áreas las fluctuaciones poblacionales y la reproducción están influenciadas por la duración y cantidad de precipitación, teniendo breves periodos de lluvias y una larga temporada de sequía. Por lo tanto, la gran mayoría de las especies se enfrentan a ciclos anuales del clima. En estas condiciones, las plantas anuales que producen abundantes semillas y que permanecen en estado latente en secas, son alimento disponible para los heterómidos (Vaughan, 1988; Sánchez-Cordero y Fleming, 1993). Por otra parte, en los bosques tropicales el alimento potencialmente disponible para los heterómidos son semillas, frutas y pequeños artrópodos que pueden variar temporalmente con picos que usualmente ocurren en temporada de lluvias; esto podría evidenciar que la disponibilidad del recurso alimento está asociada con los patrones de precipitación (Sánchez -Cordero y Fleming, 1993) y a su vez en incrementos de la población de roedores.

Por lo antes expuesto, la presente investigación contribuye al conocimiento de la dinámica poblacional de *H. gaumeri* y su recurso alimenticio en la parte sur de la Reserva de la Biosfera Calakmul, Campeche, México. Para ello se establecieron los siguientes objetivos: (1) comparar la densidad poblacional, (2) definir la estructura de edad y la proporción de sexos, (3) documentar la fenología reproductiva de los roedores y (4) documentar la disponibilidad espacio-temporal del alimento.

Materiales y métodos

El área de estudio se ubica en La Reserva de la Biosfera Calakmul, la cual se encuentra en el sureste del estado de Campeche, limita con el estado de Quintana Roo al este y con la república de Guatemala al sur. La Reserva se localiza entre 19º 15´- 17º 50´ latitud N y 90º 10´- 89º 15´ longitud O, dentro del municipio de Calakmul (Fig. 1; Gates et al., 1999). La mayor parte de la reserva esta dentro de la sabana tropical (Clima Aw: cálido subhúmedo) con estaciones secas y húmedas marcadas (Folan et al., 1983). La temperatura media anual es 25.32 ºC y la precipitación de 1145.29 mm, siendo marzo la más baja (14.37) y septiembre el más alto (259.79 mm). La temporada de lluvias abarca de junio a octubre (Datos sin publicar de la Comisión Nacional del Agua, México).

El trabajo de campo se realizó en tres sitios de selva mediana subcaducifolia de junio de 2005 a marzo de 2006, con un mes de prueba en mayo. Cada sitio fue considerado como réplica por estar a más de 7 km de distancia entre uno y otro. A su vez, cada réplica estaba formada por dos parcelas de 50 x 100 m, separadas mínimo por 500 m para evitar la pseudorréplicación en función al ámbito hogareño de las especies (Hernández-

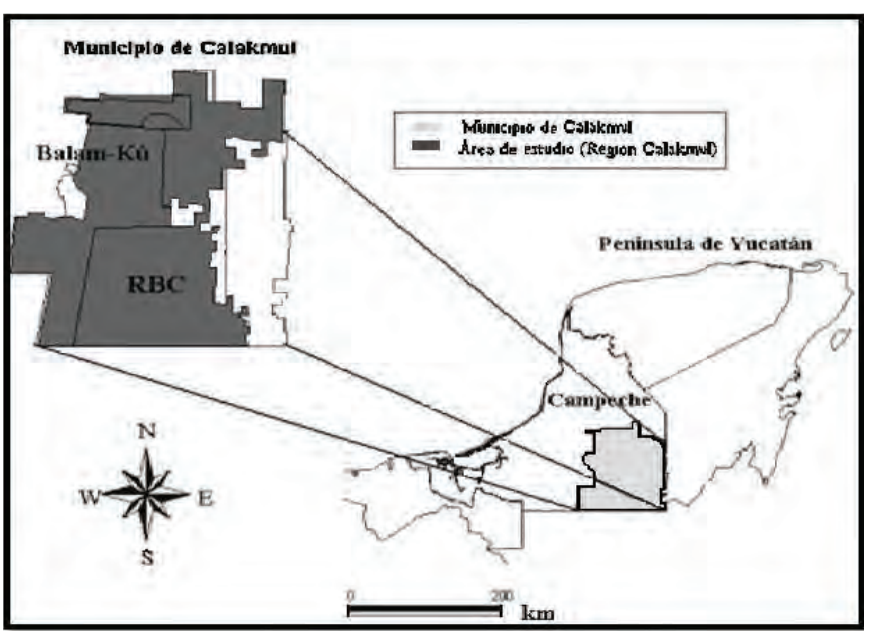


Figura 1. Localización geográfica del área de estudio del ratón de abazones *Heteromys gaumeri* en la Región de Calakmul, Campeche, México.

Betancourt et al., 2003). La información de los roedores se obtuvo por medio de muestreos mensuales en el hábitat seleccinado por el método de captura-marcaje-recaptura (Southwood y Henderson, 2000; Krebs, 2002) durante nueve noches (tres noches por réplica), obteniéndose aproximadamente 8100 noches trampa abarcando nueve meses de trabajo de campo. Se usaron un total de 100 trampas Sherman plegadizas (23 x 8 x 9 cm.), arregladas en dos cuadrículas de 5 x 10 líneas teniendo en cada parcela un total de 50 trampas separadas 10 m una de otra para la captura de roedores sin considerar el efecto de borde. Cada trampa fue rotulada con número y letra para su ubicación en la cuadricula, cebadas con semillas de girasol y colocadas al nivel del suelo.

Cada individuo capturado se marcó e identificó numéricamente por ectomización de falanges (Romero-Almaraz et al., 2000). Para determinar la madurez de los individuos, a cada uno se le asignó la categoría de edad juvenil o adulto y se pesó para obtener la masa corporal. Es decir, en las hembras se anotaron las condiciones de la vagina para determinar si era inactiva o receptiva. Se revisaron las glándulas mamarias y con base a su tamaño se decidió: si fueron pequeñas indicaron inactividad, medianas podrían estar desarrollándose para un periodo de lactancia o poslactantes, grandes de color rosado y con secreciones estaban lactando. En tanto que en los machos se anotó la posición de los testículos abdominales o inguinales (inactivos) o escrotados (activos) (Mellink, 1995; Romero-Almaraz et al., 2000).

El muestreo de vegetación se llevó a cabo en cada cuadrante para determinar la representatividad de las especies arbóreas. Cada árbol fue censado, registrando su DAP y nombre común que posteriormente en gabinete se relacionó con su nombre científico. Se recolectaron las semillas localizadas en las trampas Sherman y de los abazones de los roedores capturados para su posterior identificación. El propósito fue corroborar las especies de frutos que integran la alimentación de los heterómidos de manera natural. La determinación del período de fructificación de frutos consumidos por los heterómidos se realizó con información botánica tomada de la etiquetas de los ejemplares del Herbario-UCAM del Centro de Investigaciones Históricas y Sociales (CIHS) de la Universidad Autónoma de Campeche y complementada con información bibliográfica. La disponibilidad del recurso alimento se basó en información publicada sobre la producción de biomasa de frutos como el caso de Vargas-Contreras et al. (2009). La fructificación se definió usando el criterio de Vargas-Contreras et al. (2009) considerando la duración de cada evento de la siguiente manera: breve que implica no más de dos meses y extendido que abarca tres o más meses de fructificación. Esta última es modificada para incluir la variante mixta por tener eventos en lluvias y secas.

Se estimó el tamaño poblacional de *Heteromys gaumeri* para cada uno de los cuadrantes mediante el método propuesto por Krebs (1966) denominado "Número Mínimo de Individuos Vivos" (NMIV). Este método sólo indica la porción trampeable de individuos vivos colectados en la población (Hernández-Betancourt, 2003) por cada cuadrante de 5000 m^2 (seis cuadrantes en total). La estructura de la población se determinó considerando el sexo y definiendo la categoría de edad de los individuos y se reportó como el número de individuos de cada clase de edad/hectárea. La edad se determinó por medio del tamaño, coloración, masa corporal, condición reproductiva (García-Estrada, 2002; Romero-Almaraz et al., 2000; Vásquez et al., 2000).

El esfuerzo de captura de pequeños mamíferos se calculó con el número de trampas colocadas en cada hábitat multiplicado por los días de muestreo expresado en trampas/noche. El éxito de muestreo se calculó con el número total de capturas de roedores entre el número de noches trampa, expresado en porcentaje (Romero-Almaraz et al., 2000). El índice de recaptura fue calculado dividiendo el total de recapturas entre el total de capturas. Así, este índice representa el número de veces promedio que los individuos de una especie fueron capturados. Tanto el éxito de captura como el índice de recaptura están influenciados por la temporalidad, comportamiento y heterogeneidad del lugar (White et al., 1982). Se utilizó el coeficiente de correlación por rangos de Spearman (Zar, 1984) para medir el grado de asociación entre la precipitación mensual con el tamaño de densidad poblacional (NIMIV) y masa corporal (Hernández-Betancourt, 2003; Hernández-Betancourt et al., 2008). Además, se utilizó la prueba χ^2 de bondad de ajuste para determinar si existen diferencias en la proporción sexual (Zar, 1984).

Resultados

Muestreo

Se invirtió un esfuerzo de trampeo de 8100 noches-trampas con lo cual se capturaron 337 individuos, con 297 recapturas, que corresponden a dos especies de roedores. Del total de pequeños roedores capturados, 317 individuos correspondieron a *Heteromys gaumeri* y 19

a *Ototylomys phyllotis*. Esta última no se presentó en uno de los tres sitios de muestreo. El mayor éxito de captura se registró en el sitio las Ruinas con un 9.51 %, seguido de El Ramonal y el Km-20, con 7.48 y 6.48 %, respectivamente. En cuanto al índice de recaptura el valor más alto para *H. gaumeri* se obtuvo en El Ramonal (2.8) y para *O. phyllotis* en el Km-20 con 1.4.

En las tres réplicas de selva mediana, *H. gaumeri* fue la especie dominante con un porcentaje de captura del 95 %, seguido de *O. phyllotis* con un 4 %. En cuanto al porcentaje de especies capturadas por sitio, se obtuvieron valores para *H. gaumeri* de 88, 97.5 y 100 % correspondiendo al Km-20, El Ramonal y las Ruinas, respectivamente, mientras que para *O. phyllotis* sólo se obtuvieron datos de captura en el Km-20 y El Ramonal con 12 y 2.5%.

En cuanto a capturas de *H. gaumeri* se registraron dos picos: el primero en junio que disminuyó hasta octubre coincidiendo con el final de la temporada de lluvias y el segundo en noviembre a diciembre en la temporada de secas. En recapturas, los máximos ocurrieron meses después de iniciar la temporada de lluvias y seca (Fig. 2).

Densidad

Dado que esta variable no se comportó normalmente se utilizó la t de *student* para hacer comparaciones pareadas entre sitios y estaciones; encontrando diferencias significativas en la densidad de roedores de *H. gaumeri* entre temporadas en el Km-20 (t=3.09, g.l.=7, p=0.01), caso contrario para El Ramonal (t=-0.99, g.l.=7, p=0.35) y Ruinas (t=-0.72, g.l.=7, p=0.49). La densidad promedio de *H. gaumeri* en el Km-20 fue de 21 ind/ha, el dato más alto fue en agosto con 39 ind/ha y el más bajo en marzo con 5 ind/ha. En tanto que en El Ramonal y las Ruinas se encontraron dos picos poblacionales. Para el primer sitio fue en agosto con 25 ind/ha y noviembre con 31 ind/ha, mientras que para el segundo fue en julio con 33 ind/ha y noviembre con 38 ind/ha.

Por otra parte, se encontró que la densidad promedio fue mayor en lluvias en el Km-20 con 30 ind/ha, seguida de las Ruinas con 25 ind/ha y El Ramonal con 20 ind/ha. Por el contrario, en secas el sitio las Ruinas presentó mayor densidad con 30 ind/ha, seguida de El Ramonal con 24 ind/ha y el Km-20 con 14 ind/ha. Para toda el área (rs = -0.16, p = 0.4, n = 30) como por sitios, no se encontraron correlaciones significativas entre la precipitación y la densidad poblacional [Km-20 (rs = 0.26, p =0.64), El Ramonal (rs= -0.16, p= 0.64) y las Ruinas (rs= -0.28, p=0.64); Fig. 3].

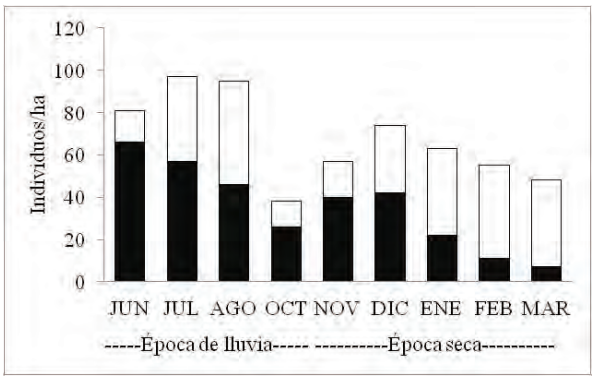


Figura 2. Capturas (barra negras) y recapturas (barras blancas) del ratón de abazones *Heteromys gaumeri* durante nueve meses de muestreo en la Reserva de la Biosfera Calakmul, Calakmul, Campeche, México. Las recapturas en junio pertenecen al segundo y tercer día de trabajo de campo; el mes de septiembre no fue muestreado.

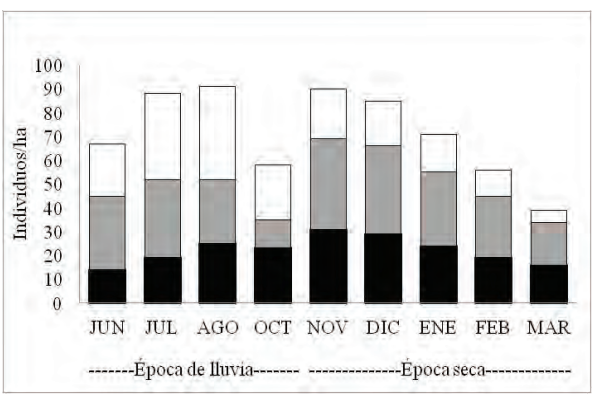


Figura 3. Variación temporal de la densidad del ratón de abazones *Heteromys gaumeri* en tres sitios de la Reserva de la Biosfera Calakmul, Calakmul, Campeche, México, durante nueve meses. Sitios: km 20 = barras negras, Ramonal = barras grises y Ruinas = barras blancas.



Figura 4. Densidad promedio de *Heteromys gaumeri* durante nueve meses en la Reserva de la Biosfera Calakmul, en Calakmul, Campeche, México.

Se registró que *H. gaumeri* presentó dos picos poblacionales, uno en lluvias (junio-agosto) y otro en secas (noviembre-diciembre), declinando paulatinamente desde noviembre hasta marzo (Fig. 4). También se encontró que una especie asociada, *O. phyllotis*, presentó fluctuaciones que van de 0 a 6 ind/ha con un incremento de la población en octubre y diciembre, y con el dato más bajo en julio. En el sitio El Ramonal solamente se capturaron individuos en los meses de diciembre a febrero, mientras en el sitio Km-20 el único mes sin capturas fue julio. En general, la mayor densidad fue en secas con 16 ind/ha. Debido a que los datos de *O. phyllotis* son bajos, de aquí en adelante no fueron incluidos en los análisis.

Biomasa

Se encontraron diferencias significativas en la biomasa corporal por temporadas de *H. gaumeri* en el Km-20 ($t=2.48$, g.l.=7, $p<0.05$), caso contrario lo fueron El Ramonal ($t=-0.72$, g.l.=7, $p>0.05$) y las Ruinas ($t=1.01$, g.l.=7, $p>0.05$). La biomasa promedio más alta se registró en lluvias en el sitio Ruinas con 1578 gr/ha y el menor valor en secas en el km-20 con 502 gr/ha. Entre sitios no se encontraron diferencias significativas [Km-20 y El Ramonal ($t=-1.67$, g.l.=16, $p>0.05$), Km-20 y Ruinas ($t=-1.85$, g.l.=16, $p>0.05$), El Ramonal y Ruinas ($t=-0.64$, g.l.=16, $p>0.05$)]. Espacialmente se registró una biomasa corporal promedio de *H. gaumeri* de 1402.66 gr/ha en las Ruinas, 1290.88 gr/ha en El Ramonal y de 893.44 gr/ha el Km-20. Por otra parte, no se encontró correlación entre la masa corporal y la precipitación (Km-20, rs= 0.175, p= 0.65; El El Ramonal, rs= -0.33, p= 0.65; Ruinas rs= 0.03, p= 0.65; Fig. 5).

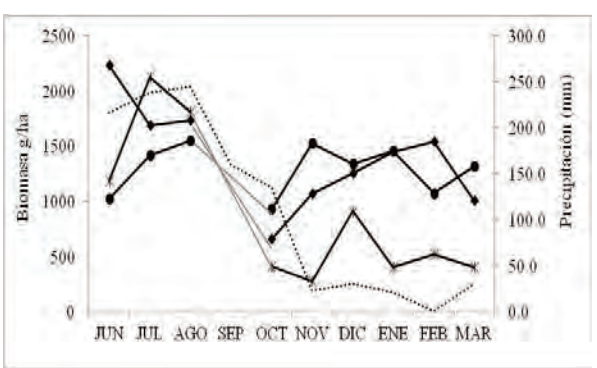


Figura 5. Biomasa del ratón de abazones *Heteromys gaumeri* y precipitación (línea punteada) registradas durante nueve meses en tres sitios de la Reserva de la Biosfera Calakmul, Calakmul, Campeche, México. * = km 20, ● = Ramonal, ■ = Ruinas.

Proporción de sexos

Se encontraron diferencias significativas en la proporción de sexos en cada temporada (lluvias, $\chi^2= 31.71$, g.l.= 1, $p<0.05$, n= 204♀, n= 105♂; secas, $\chi^2= 13.63$, g.l.= 1, $p<0.05$, n= 177♀, n= 114♂), con tendencia hacia mayor número de hembras (Cuadro 1). Por sitio, la proporción de sexos fue diferente de 1:1. En El Ramonal se encontró una proporción cercana a 1:1 ($\chi^2= 1.30$, g.l.= 1, $p>0.05$, n= 106♀, n= 90♂), mientras el Km-20 ($\chi^2= 24.96$, g.l.= 1, $p<0.05$, n= 108♀, n= 46♂) y las Ruinas ($\chi^2= 28.22$, g.l.= 1, $p<0.05$, n= 167♀, n= 83♂) se observó una mayor proporción de hembras (Cuadro 1).

Estructura de edades

Se encontraron diferencias significativas entre temporadas en la captura de juveniles ($\chi^2= 7.47$, g.l.= 1, $p<0.05$, lluvias con n=40, secas con n=19) y en el Km-20 ($\chi^2= 15$, g.l.= 1, $p<0.05$, lluvias con n=15, secas con n=0), caso contrario fue El Ramonal y las Ruinas ($\chi^2=0.14$, g.l.= 1, $p>0.05$, lluvias con n=4, secas con n=3; $\chi^2=67568$, g.l.= 1, $p>0.05$, lluvias con n=21, secas con n=16) (Fig. 6-a). Se capturaron juveniles de junio a enero, obteniéndose más individuos en julio y menos en octubre. Se capturaron subadultos en todos los meses de muestreo, encontrándose diferencias significativas entre temporadas ($\chi^2=2.63$, g.l.= 1, $p<0.05$, lluvias n=24, secas n=14) y en el Km-20 ($\chi^2=15$, g.l.= 1, $p<0.05$, lluvias n=15, secas n=0), caso contrario fue El Ramonal y las Ruinas ($\chi^2=0.11$, g.l.= 1, $p>0.05$, lluvias n=5, secas n=4), ($\chi^2=0.22$, g.l.= 1, $p>0.05$, lluvias n=8, secas n=10), respectivamente (Fig. 6-b). Para el caso de los adultos no se encontraron diferencias significativas entre temporadas ($\chi^2=1.05$, g.l.=1, $p>0.05$, lluvias n=241, secas n=264) y en las Ruinas ($\chi^2=1.27$, g.l.=1, $p>0.05$, lluvias n=93, secas n=109), pero si en el Km-20 y El Ramonal ($\chi^2=9.32$, g.l.=1, $p<0.05$, lluvias n=79, secas n=45; $\chi^2=9.39$, g.l.=1, $p<0.05$, lluvias n=69, secas n=110), respectivamente (Fig. 6-c). El pico más alto fue en agosto y el mínimo en marzo.

Reproducción

No se encontraron diferencias significativas en el registro de hembras preñadas entre temporadas ($\chi^2= 0.29$, g.l.= 1, $p>0.05$, lluvias n=41 y secas n=46), así como intra-sitio [Km-20 ($\chi^2= 0$, g.l.= 1, $p>0.05$, lluvias n=5, secas n=5), El Ramonal ($\chi^2=1.88$, g.l.= 1, $p>0.05$, lluvias n=17, secas n=26) y Ruinas ($\chi^2=0.48$, g.l.= 1, $p>0.05$, lluvias n=19, secas n=15)]. Se encontraron

Cuadro 1. Proporción de sexos del ratón de abazones *Heteromys gaumeri* en tres sitios de selva mediana subcaducifolia, en diferentes épocas del año, en Calakmul, Campeche, México.

	km 20	%	El Ramonal	%	Ruinas	%	Lluviosa	%	Seca	%
Hembras	108	70	106	54	167	66	204	66	177	61
Machos	46	30	90	46	83	34	105	34	114	39
Proporción	2.3 : 1		1.1 : 1		2.0 : 1		1.9:1		1.5:1	

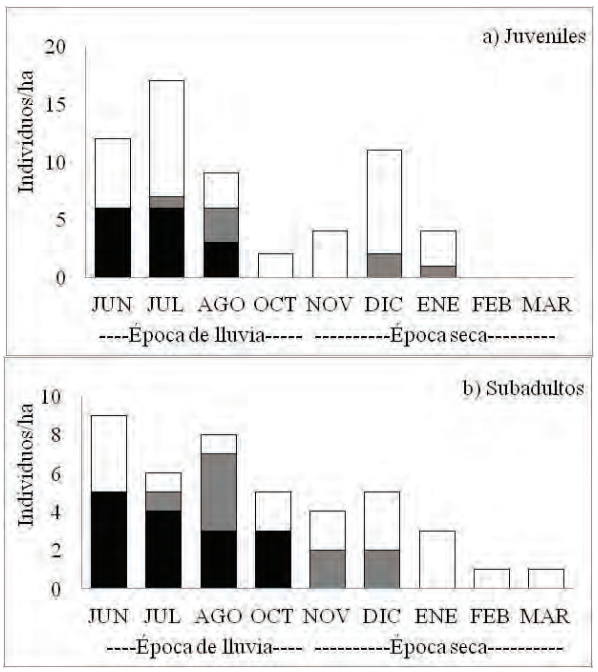


Figura 6. Estructura de la población del ratón de abazones *Heteromys gaumeri* de la Reserva de la Biosfera Calakmul, Calakmul, Campeche, México, durante nueve meses. km 20 = barras negras, Ramonal = barras grises y Ruinas = barras blancas.

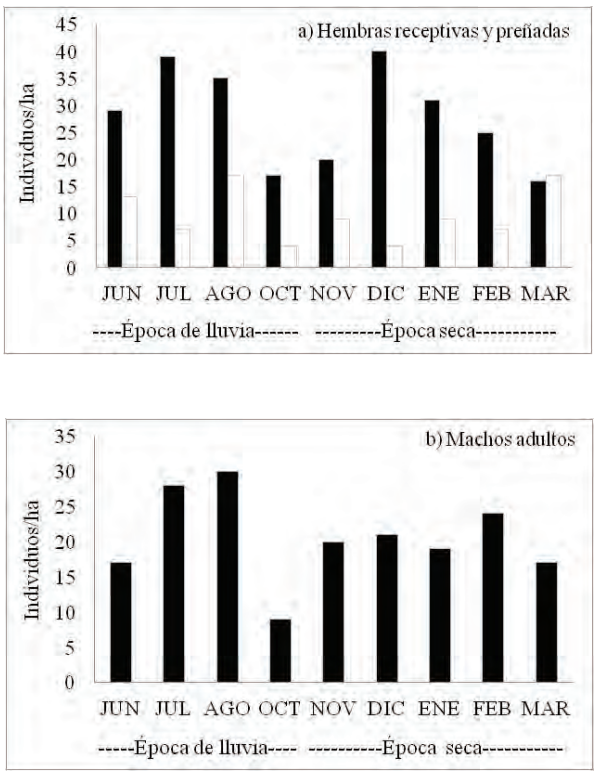


Figura 7. Actividad reproductiva de individuos del ratón de abazones *Heteromys gaumeri* de la Reserva de la Biosfera Calakmul, en Calakmul, Campeche, México, durante nueve meses. En (a) las barras negras = hembras receptivas y las barras blancas = preñadas.

hembras preñadas en todo el muestreo, con máximas por igual en marzo y agosto (n=17; Fig. 7a), por el contrario en lluvias se capturaron menos hembras preñadas (n=41). Por otra parte, no se encontraron diferencias significativas con los datos generales entre temporadas (χ^2=0.57, g.l.= 1, p>0.05, lluvias n=120 y secas n=132; Gráfica 8a). Se encontraron hembras adultas receptivas en los nueve meses de muestreo, con el dato más alto en julio y la mínima en marzo.

Con respecto a los machos no se encontraron diferencias significativas con los datos generales entre temporadas (χ^2=1.56, g.l.= 1, p>0.05, lluvias n=84 y secas n=101) ni por sitios (Km-20, χ^2=3.12, g.l.= 1, p>0.05, lluvias n=21 y secas n=11; Ruinas, χ^2=0.13, g.l.= 1, p>0.05, lluvias n=33 y secas n=36) a excepción de El Ramonal (χ^2=6.86, g.l.= 1, p<0.05, lluvias n=30 y secas n=54; Fig. 7b). Sin embargo, en lluvias se capturaron menos machos adultos reproductivos (84) que en secas (101).

Disponibilidad del recurso alimento

Del muestreo de vegetación se encontraron 60 especies de plantas vasculares, siendo los más abundantes *Brosimum alicastrum* (Moraceae) con 127 árboles, *Thouinia paucidentata* (Sapindaceae) con 102, *Talisia olivaeformis* (Sapindaceae) con 76, *Pouteria sapota* (Sapotaceae) con 66, *Lonchocarpus xuul* (Leguminosae) con 61, *Krugiodendron ferreum* (Rhamnaceae) con

44 y *Manilkara zapota* (Sapotaceae) con 44, en tanto que las subsecuentes 53 especies estuvieron pobremente representadas con menos de 20 individuos.

Durante el muestreo de roedores se encontraron dentro de las trampas Sherman 10 especies de semillas dispersadas-depredadas por *H. gaumeri* pertenecientes a 10 familias vegetales; de las cuales *B. alicastrum*, *T. olivaeformis* y *M. zapota* se encuentran dentro de las especies dominantes en la vegetación. Las otras siete especies de semillas están pobremente representadas con menos de 16 individuos: *Gymnopodium floribundum* (Poligonaceae), *Randia longiloba* (Rubiaceae), *Simarouba glauca* (Simarubaceae), *Spondias mombin* (Anacardiaceae), *Jatropha gaumeri* (Euforbiaceae), *Bauhinia divaricata* (Leguminosae) y *Cordia alliodora* (Borraginaceae; Cuadro 2). Sólo se tuvo un registro de un de caracol roído. Sobre los eventos de fructificación de las especies de semillas asociadas con *H. gaumeri*, se encontró que seis especies de plantas presentaron un evento extendido, es decir ocurrieron durante toda una estación. En secas se registró a *C. alliodora* y *G. floribundum* y en lluvias a *S. mombin*; mientras que *B. alicastrum* y *R. longiloba* ocuparon dos estaciones parcialmente y sólo *M. zapota* abarcó casi todo el año. En el caso de las especies que presentaron eventos breves (menos de dos meses) se encontró a *S. glauca* sólo en lluvias; en tanto que *J. gaumeri, B. divaricata* y *T. olivaeformis* tuvieron eventos mixtos por registrarse en ambas temporadas (Cuadro 2).

Discusión

Muestreo

Heteromys gaumeri y *O. phyllotis* representaron el 20% de las especies de roedores registradas para el estado de Campeche (Ramírez et al., 1986; Cervantes et al., 1994; Ceballos et al., 2002; Vargas-Contreras et al., 2005) y el 30% para la Reserva de la Biosfera Calakmul (INE-SEMARNAT, 2000). En este trabajo la diversidad de especies en la selva mediana subcaducifolia es menor en comparación con otros estudios que se han realizado con pequeños roedores (Sanchez-Harnandez et al*.,* 2001; García-Estrada et al., 2002; Sánchez-Cordero y Canela-Rojo, 1991; Mellink, 1995).

En cuanto al éxito de captura se menciona que del total de trampas, en general, solamente el 7% fueron efectivas y el número de recapturas mayor de un individuo fue de 2.18, siendo *H. gaumeri* la especie más abundante con un 95%. Esto último concuerda con Hernández-Betancourt (2003) quien trabajó en una selva mediana en Yucatán y registró que esta misma especie constituyó el 85% del total de capturas, siguiéndole *O.*

Cuadro 2. Evento de fructificación (explicado en Materiales y Métodos) de 10 especies de vegetales removidas por el ratón de abazones *Heteromys gaumeri* en la Reserva de la Biosfera Calakmul, Campeche, México. Meses marcados con gris indican muestreo en campo de junio 2005 a marzo 2006. x = registros según el Herbario-UCAM, Williams (1977), Pennington y Sarukhán (1988), Ochoa-Gaona y de la Cruz-Arias (2002) y Ochoa-Gaona et al. (2008). † = registros encontrados dentro de las trampas para roedores.

			Época de lluvia					Época seca					
Especie de planta	Fructificación	*M*	*J*	*J*	*A*	*S*	*O*	*N*	*D*	*E*	*F*	*M*	*A*
Spondias mombin	Extendido	†x	x	x		x	x	x					x
Cordia alliodora	Extendido					x	x	x	x	x	x	x†	x
Jatropha gaumeri	Breve-mixto	†x	x									†x	x
Bauhinia divaricata	Breve-mixto	†x									x	x	
Randia longiloba	Extendido-mixto		x	x	x	x		x		†			
Talisia olivaeformis	Breve-mixto	†		†				x	x				
Manilkara zapota	Extendido	†x	†x	x	†			x	x	x	x	x	x
Gymnopodium floribundum	Extendido	x									x	†x	x
Simarouba glauca	Breve	†-											-
Brosimum alicastrum	Extendido-mixto	x	x	x				†				x	x
Total		8	5	5	2	3	2	6	3	3	4	6	7

phyllotis con el 14 %. Zarza (2001) registró un total de ocho especies de roedores y el éxito de captura fue menor al 1% en un bosque tropical perennifolio en Chiapas y con un índice de recaptura para *H. desmarestianus* de 1.67. Por otra parte, en cafetales y en selva mediana de la Lacandona, Chiapas, Cruz-Lara et al. (2004) obtuvieron ocho especies de roedores, un éxito de captura en promedio de 2.54 % y un índice de recaptura de 12.8% de todas las especies, en tanto Hórvath (1997) registró diez especies de roedores y un éxito de captura de 10.7%. Si se considera que el éxito de captura de pequeños mamíferos en los bosques tropicales es bajo, aún en las mejores condiciones, generalmente menos del 10 % de las trampas colocadas tienen éxito (Voss y Emmons, 1996). Así, se puede decir que nuestros datos están dentro del intervalo de valores aceptables. El índice de captura como el porcentaje de capturas fueron altos para *H. gaumeri*.

Tamaño de la Población

El tamaño de la población reportada en este estudio para *H. gaumeri* va de 5-39 ind/ha, lo cual difiere con otros estudios dependiendo del tipo de hábitat. Por ejemplo, Hernández-Betancourt (2003) reportó de 1-29 ind/ha en una selva mediana al sur de Yucatán, México. En tanto que Cimé-Pool et al. (2007) encontraron bajas densidades (promedio de 5 ind/ha) en dos tipos de agrosistemas en Yucatán, México. Por otro lado, algunos autores han trabajado con *H. desmarestianus* que presenta características y comportamiento semejante, así como relación filogenética con *H. gaumeri*, como Anderson (1982) quien reportó densidades de de 3-25 ind/ha en Monteverde en Costa Rica, Fleming (1974) de 7-18 ind/ha en la Selva en Costa Rica, Fleming (1970) de 0-2 ind/ha en Panamá y Zarza (2001) de 0.29-1.7 ind/ha en la selva Lacandona en México.

Se ha demostrado que en sitios perturbados las densidades de *H. gaumeri* son bajas en comparación con los conservados (Cimé-Pool et al., 2007, Cruz-Lara et al., 2004). De esta manera, nuestros datos sustentan que la densidad de *H. gaumeri* en selvas conservadas se ubica en un valor medio de abundancia y que es debido, en parte, por el grado de especialización en los sitios conservados. Se encontró que en dos especies de heterómidos (*H. desmarestianus* y *H. gaumeri*), localizados en diferentes sitios en México, presentaron densidades constantes a lo largo del año (Zarza, 2001; Vargas-Contreras et al., 2005). Mientras que otros demostraron que altas densidades en bosques tropicales coinciden con los meses de alta disponibilidad de alimento (semillas, frutas y pequeños artrópodos) con picos que usualmente ocurren en temporada de lluvias (Sánchez-Cordero y Fleming, 1993; Vázquez-Domínguez et al., 1999). En este trabajo no es clara la relación que pudiera existir entre la precipitación y la densidad de ratones heterómidos. Sin embargo, bajo el planteamiento que ocurre un incremento en la población en la temporada de lluvia cuando el alimento es abundante, la información aquí generada sustenta en parte esta idea dado que se cumplió en un sitio de nuestra área de estudio (Km-20).

Reproducción

Durante el trabajo de campo se capturaron machos adultos reproductivos, hembras preñadas y receptivas. Sin embargo, la mayor cantidad de estos organismos fueron capturados en secas. Los datos más altos de hembras preñadas se registraron en ambas temporadas, no así de machos donde la máxima se registró a finales de lluvias. Debido a que se encontraron durante los nueve meses tanto hembras como machos con actividad reproductiva como hembras preñadas, es posible que la reproducción de *H. gaumeri* no tenga un patrón definido, como lo reportó Fleming (1974). Sin embargo, podría ser que se concentre en lluvias por la cantidad de machos reproductivos que se encontraron a finales de esta temporada. Por otro lado, Schmidt et al. (1989) y Hernández-Betancourt (2003) señalaron que la reproducción se concentra a finales de las lluvias y principio de la secas. Es posible que este patrón poco definido en la reproducción esté dado por disponibilidad del alimento en la zona de estudio, como lo demostrado para *H. desmarestianus* con actividad reproductiva continua en años de mayor precipitación y por consiguiente de alimento (Fleming, 1974; Sánchez-Cordero y Fleming, 1993).

Otros estudios realizados con otra especie de heterómidos corresponde a lo mencionado por Zalapa et al. (2005) con *Liomys pictus*. Ellos registraron que la actividad reproductiva se concentra en la temporada seca-cálida por encontrar más juveniles. Fleming (1971) registró que algunos mamíferos frugívoros tienen su actividad reproductiva y producen crías durante el período de mayor disponibilidad de frutos. Tuomi et al. (1983) y Reznick (1985) propusieron que si la reproducción se lleva a cabo durante el período de abundancia de recursos, o si estos se almacenan y se aprovechan durante la reproducción, los costos reproductivos podrían ser casi nulos. Es posible que lo antes mencionado esté sucediendo en la selva mediana subcaducifolia de Calakmul, el cual los pequeños roedores,

específicamente *H. gaumeri*, estén usando las reservas de alimento guardadas en sus madrigueras y usándolas en la temporada de reproducción. Además, los datos recabados de fructificación de las 10 especies de plantas dispersadas por los heterómidos para todo el período, apoyan aún más lo mencionado por los autores antes citados ya que estás especies presentan asincronía en su producción de frutos.

Hernández-Betancourt et al. (2008) mencionaron que en todos los meses capturaron hembras reproductivas, pero con números bajos de hembras receptivas y gestantes (1-3 inds.). Los mismos autores mencionan que la etapa de gestación probablemente dure de 30-45 días y la frecuencia de embarazo varió de una a dos veces al año. Nuestros datos apoyan este hallazgo dado que se capturaron dos hembras preñadas dos veces, en junio 2005 y en marzo 2006, durante los nueve meses de muestreo.

Biomasa

Los valores del peso corporal de pequeños roedores variaron en los tres sitios de muestreo. La mayor masa corporal general se registró en lluvias. Los datos obtenidos de *H. gaumeri* representó el 96% de la masa corporal total de las dos especies registradas y al parecer presenta dos incrementos en este rubro, el primero de junio a agosto con un decremento en octubre y el segundo a partir de noviembre, manteniéndose constante hasta marzo al menos para los sitios El Ramonal y las Ruinas. Resultados similares fueron obtenidos, pero para *H. desmarestianus*, en un bosque tropical perennifolio de la selva Lacandona en Chiapas por Zarza (2001). Este roedor contribuye con el 89% de la masa corporal de total de roedores encontrados, registrándose la mayor cantidad en octubre y la menor en junio, difiriendo de lo nuestro debido que se registró el valor más alto en junio y el más bajo en octubre.

Se encontró que los valores más altos de la masa corporal para *H. gaumeri* son de junio a agosto, la cual corresponde a la temporada de lluvias, sugiriendo que el recurso alimento es más abundante que en secas. También se ha documentado la depredación de invertebrados por parte de roedores, más especifico para *H. gaumeri* que incorpora caracoles, como complemento de su dieta para obtener agua y proteínas durante la temporada reproductiva en secas (Hernández-Betancourt et al., 2005). A pesar que se demuestra que la masa corporal es alta en la temporada de lluvias, estadísticamente la correlación no fue significativa entre la biomasa y la precipitación.

Proporción de sexos

La proporción de sexos de *H. gaumeri* registrado en esta investigación fue significativamente diferente de 1:1, tanto en temporada de lluvias y secas como por sitio de muestreo, con una tendencia hacia las hembras; con excepción en el sitio El Ramonal al encontrar una proporción 1:1. Pero no es el caso de Hernández-Betancourt (2003) y Cimé-Pool et al. (2007), quienes encontraron una tendencia hacia los machos en dos ambientes diferentes (selva mediana y un tipo de agrosistema) en Yucatán. Zarza (2001) estimó en un bosque tropical perennifolio y en acahual que más del 62 % de la población son hembras.

La proporción de sexos puede variar dependiendo del tipo de hábitat (Zalapa et al., (2005; Cimé-Pool et al., 2007). Por ejemplo, Zalapa et al. (2005) capturó *Liomys pictus* en tres áreas de bosque tropical subcaducifolio con distintas etapas de regeneración y diferentes tendencias en la proporción de sexos. Una posible explicación de esta variabilidad está en función a sus compromisos energéticos y conductuales de los pequeños roedores, en la cual los machos reproductivos extienden sus áreas de actividad para aparearse con un número mayor de hembras y las hembras reproductivas reducen su área de actividad a territorios que presentan una alta disponibilidad de alimento (Quintero y Sánchez-Cordero, 1989; Hernández-Betancourt, 2003).

Estructura de edades

La cantidad de adultos encontrados en este estudio fue ligeramente mayor en secas que en lluvias, en agosto fue la máxima y en octubre la mínima, manteniéndose constante durante la secas. Los individuos subadultos fueron hallados durante todo el estudio y más en lluvias. En cuanto a los juveniles, se registró la mayor cantidad en temporada de lluvias. En general, se registraron más juveniles en lluvias que subadultos, aunque los primeros solamente se capturaron en siete de nueve meses muestreados. Estos resultados concuerdan con lo expresado por Hernández-Betancourt (2003) en el primer año de su estudio.

Los resultados aquí presentados sobre los adultos, confirman lo reportado por Hernández-Betancourt (2003) y Cimé-Pool et al. (2007) que el mayor componente de la población de *H. gaumeri* lo constituyen los adultos. La misma tendencia lo cita Sánchez-Cordero y Fleming (1993) para *H. desmarestianus* en selvas húmedas de Centro América. En concreto, la presencia

de juveniles, subadultos, hembras preñadas y machos activos en los nueve meses del presente estudio hace suponer que la reproducción ocurre en todo el año como lo indicó Hernández-Betancourt (2003).

Disponibilidad del recurso alimento

Heteromys gaumeri removió un total de 10 especies de semillas en la selva mediana subcaducifolia que representan el 17% de árboles existentes en el área de muestreo. La cantidad de especies de semillas removidas en este hábitat es menor a las reportadas por otros autores. Por ejemplo, Hernández-Betancourt (2003) reportó 38 especies removidas por *H. gaumeri* que representaron el 32 % de la comunidad vegetal muestreada. Por otro lado, Martínez-Gallardo y Sánchez-Cordero (1993) registraron un total de 12 especies de frutos y semillas removidas por *H. desmarestianus* en una selva de Veracruz. Esto demuestra la importancia de este heterómido como agente removedor y dispersor en las selvas de México. Se encontró en herbarios y literatura científica que *Spondias mombin* produce frutos de abril a julio y de septiembre a noviembre (Ochoa-Gaona y de la Cruz-Arias, 2002; Herbario UCAM). En tanto que *Randia longiloba* fructifica de junio a septiembre y en noviembre, *Jatropha gaumeri* de marzo a junio, *Bauhinia divaricata* y *Gymnopodium floribundum* de febrero mayo (Herbario UCAM). Con esta información podemos mencionar que cinco especies de árboles de la zona se encuentran fructificando asincrónicamente en el año. Es muy probable que las semillas removidas presenten substancias energéticas, nutricionales como lo mencionan Martínez-Gallardo y Sánchez-Cordero (1993) y agua que son elementos necesarios para la subsistencia de los roedores.

Williams (1977) encontró que *T. olivaeformis* produjo frutos en noviembre y diciembre, la cual se catalogó con un evento de fructificación breve mixto en ambas temporadas. Ochoa-Gaona et al. (2008) determinaron que la especie *M. zapota* fructifica en los meses de enero a julio y en noviembre-diciembre, mientras que nuestros datos aportan registros en casi todo el año presentando un evento extendido. El árbol *Brosimum alicastrum* fructificó de marzo a julio, coincidiendo en parte con nuestra caracterización de un evento extendido. La investigación realizada por Vargas-Contreras et al. (2009) en Calakmul, Campeche, México, arrojó que en una selva subcaducifolia existió un período largo de fructificación de enero a agosto, además que individuos de *M. zapota* producen más cantidad de frutos durante la temporada de secas en áreas selváticas en comparación con áreas modificadas y la cantidad estimada de frutas fue de 371.64 kg/ha con una producción de 30,388 frutas, en tanto que *S. mombin* con 299.31 kg/ha se estimó su producción en 70,760 frutas. Las especies mencionadas fueron catalogadas como bajas respectivamente en cuanto a la densidad de frutos. Los mismos autores mencionan que en el bosque tropical subcaducifolio y las áreas modificadas producen más frutos durante la temporada de lluvias.

Se ha documentado que *H. gaumeri* busca fuentes alternas de alimento durante las épocas de mayor escasez, como el uso de caracoles para suplir agua y proteínas durante la temporada reproductiva (Hernández-Betancourt et al., 2005). Este resultado se confirmó en el mes de agosto en las trampas, por el caracol encontrado en ellas, que coinciden con la mayor cantidad de hembras preñadas y de machos reproductivos en nuestro estudio. Adicionalmente, se considera que los insectos constituyen otra fuente alterna de alimento para los roedores, principalmente en la época crítica con poca disponibilidad alimenticia, sobre todo si éstos presentan varios períodos reproductivos.

En suma, nuestros datos aportan información de una especie poco conocida en el fragmento de vegetación tropical más grande de México, donde cubre los siguientes roles ecológicos: interactúa como dispersor-depredador de semillas de plantas y es una especie indicadora de selvas conservadas. Sin embargo, nuestros datos deben ser tomados con cautela debido a que falta dar seguimiento por periodos prolongados en diferentes tópicos como la interacción fruto-roedor, la fenología de plantas que dispersa esta especie, calidad de fruto, disponibilidad del recurso alimenticio y monitoreos de la dinámica poblacional de pequeños roedores.

Agradecimientos

Al CONACYT por haber otorgado las becas 42017 y 21467 del Sistema Nacional de Investigadores a los dos últimos autores, a la dirección de la Reserva de la Biosfera Calakmul por permitirnos desarrollar este trabajo en el área y especialmente a Idalia Puga, Lizbeth Moo y Diego Martínez, por su apoyo en el campo. A los revisores por sus aportaciones en el mejoramiento de este escrito. A los vigilantes del INAH y los guardaparques de la RBC por su colaboración en este proyecto, así como a las autoridades del municipio de Calakmul por los diversos apoyos.

Literatura citada

Adler, G. 1998. Impacts of resource abundance on populations of a tropical forest rodent. Ecology 79:242-254.

Adler, G., J. Arboledo y B. Travi. 1997. Diversity and abundance of small mammals in degraded tropical dry forest of northern Colombia. Mammalia 61:361-370.

Anderson, S. D. 1982. Comparative population ecology of *Peromyscus mexicanus* in a Costa Rican wet forest. Ph. D. Thesis. University of Southern California, Los Angeles. 324 pp.

Bernardo-Vásquez, L., R. Medellín y G. Cameron. 2000. Population and community ecology of small rodents in Montane forest of western México. Journal of Mammalogy 81:77-85.

Bergallo, H. y W. Magnuson. 1999. Effects of climate and food availability on four rodent species in southeastern Brazil. Journal of Mammalogy 80:472-486.

Brady, M. y N. Slade. 2001. Diversity of a grassland rodent community at varying temporal scales: The role of ecologically dominant species. Journal of Mammalogy 82:974-983.

Brown, J. y G. Lieberman. 1973. Resource utilization and coexistence of seed-eating desert rodents in sand dune habitats. Ecology 54:778-797.

Brown, J. 1973. Species diversity of seed-eating desert rodents in sand dune habitats. Ecology 54:775-787.

Brown, J. 1989. Desert rodent community structure: a test of four mechanisms of coexistence. Ecological Monographs 59:1-20.

Brown, J., B. Kotler y W. Mitchell. 1994. Foraging theory, patch use, and the structure of a negev desert granivore community. Ecology 75:2286-2300.

Campos, C., R. Ojeda, S. Monge y M. Dacar. 2001. Utilization of food resources by small and medium-sized mammals in the Monte Desert biome, Argentina. Austral Ecology 26:142-149.

Cervantes, F., A. Castro-Campillo y J. Ramírez –Pulido. 1994. Mamíferos terrestres nativos de México. Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Serie Zoología 65:177-190.

Cevallos, G., J. Arroyo-Cabrales y R. Medellín. 2002. The mammals of Mexico: composition, distribution, and conservation status. Occasional Papers, Texas Tech University 218:1–27.

Cimé-Pool, J., S. Hernández-Betancourt y J. Chablé-Santos. 2007. Comunidades de pequeños roedores en dos agrosistemas del estado de Yucatán, México. Revista Mexicana de Mastozoología 11:57-68.

Cruz-Lara, L., C. Lorenzo, L. Soto, E. Naranjo y N. Ramírez-Marcial. 2004. Diversidad de mamíferos en cafetales y selva mediana de las cañadas de la selva lacandona Chiapas, México. Acta Zoológica Mexicana (*n.s.*) 20:63-81.

Chandrasekar-Rao, A. y M. Sunquist. 1996. Ecology of small mammals in tropical forest habitats of southern India. Journal of Tropical Ecology 12:561-571.

Eisenberg, J. 1993. Ontogeny. p 479-490. In: Genoways, H. y J. Brown. Biology of the Heteromydiae. The American Society of Mammalogist. p 719.

Folan, W. J., J. Gunn, J. Eaton y R. Patch, 1983. Paleoclimatological Patterning in Southern Mesoamerica. Journal of Field Archaeology 10:453-468.

Fleming, T. H. 1971. Population ecology of three species of neotropical rodents. Miscellaneous Publication Museum of Zoology, University of Michigan 143:1-77.

Fleming, T. H. 1970. Notes on the rodent faunas of two Panamanian forests. Journal of Mammalogy 29:5-35.

Fleming, T. H. 1974. The population ecology of two species of Costa Rican heteromyid rodents. Ecology 55:493-510

Gates, M., W. Folan y M. C. Sánchez, 1999. Introducción p. XIII-XVII. *In*: Folan, W., M. C. Sánchez y J. M. Ortega. Naturaleza y Cultura en Calakmul, Campeche. CIHS. Universidad Autónoma de Campeche. 176 p.

García-Estrada, C., M. Romero-Almaraz y C. Sánchez-Hernández. 2002. Comparison of Rodent communities in sites with different degrees of disturbance in deciduous forest of south-eastern Morelos, México. Acta Zoológica Mexicana (n.s.) 85:153-168.

Gockel, J. y T. Ruf. 2001. Alternative seasonal reproductive strategies in wild rodent populations. Journal of Mammalogy 82 (4):1034-1046.

Hernández-Betancourt, S., R. López., J. Cimé-Pool y S. Medina-Peralta. 2003. Área de actividad, movimiento y organización social de *Heteromys gaumeri* Allen y Chapman, 1987 (Rodentia: Heteromyidae) en la selva mediana subcaducifolia de Yucatán, México. Acta Zoológica Mexicana (n.s.) 90:77-91.

Hernández-Betancourt. 2003. Dinámica poblacional de *Heteromys gaumeri* Allen y Chapman, 1897, en una selva mediana del sur de Yucatán, México. Tesis de Doctorado en Ciencias Biológicas. Universidad Autónoma Metropolitana. México, D. F. 266p.

Hernández-Betancourt, S. F., J. Goméz-Gonzalez., J. Cimé-Pool., S. Medina-Peralta y C. Euán-Canul.

2005. First report of use of land snails for *Heteromys gaumeri* (Rodentia: Heteromyidae) in a subdeciduous forest in Yucatan, México. Acta Zoológica Mexicana (n.s.) 21:155-156.

Hernández-Betancourt, S. F., J. Cimé-Pool., S. Medina-Peralta y M. Gonzales-Villanueva. 2008. Fluctuación poblacional de *Ototylomys phyllotis* Merriam, 1901 (Rodentia: Muridae) en una selva mediana subcaducifolia del sur de Yucatán, México. Acta Zoológica Mexicana (n.s.) 24:161-177.

Horvath, A. 1997. Diversidad de ratones y usos del suelo en Montebello, Chiapas, México. Tesis de Maestría en Ciencias (Recursos Naturales y Desarrollo Rural) de El Colegio de la Frontera Sur. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas. 29 pág.

Horvath, A., I. March y J. Wolf. 2001. Rodent diversity and use in Montebello, Chiapas, México. Studies on Neontropical Fauna and Environment 36:169-176.

INE-SEMARNAT. 2000. Programa de manejo de la Reserva de la Biosfera de Calakmul. Instituto Nacional de Ecología. México, D. F. 268p

Krebs, C. J. 2002. Ecological Methodology. 2nd edition. Harper Collins Publishers. Canadá. Pp 654.

Krebs, C. J. 1966. Demographic changes in fluctuating populations in *Microtus californicus*. Ecological Monographs 36:240-273.

Lurz, P., P. Garson y L. Wauters. 2000. Effects of temporal and spatial variations in food supply on the space and habitat use of red squirrels (*Sciurus vulgaris* L.). Journal of Zoology 251:167-178.

Martínez-Gallardo, R. y V. Sánchez-Cordero. 1993. Dietary value of fruits and seeds to Spiny Pocket Mice, Heteromys desmarestianus (Heteromyidae). Journal of Mammalogy 74:436-442.

Mellink, E. 1995. Uso del hábitat, dinámica poblacional y estacionalidad reproductiva de roedores en el Altiplano Potosino, México. Revista Mexicana de Mastozoología 1:1-8.

Ochoa-Gaona, S. y V. de la Cruz-Arias. 2002. La distribución y fenología de la flora arbórea del Estado de Tabasco con base en la información de herbario. Universidad y Ciencia. 18:14.

Ochoa-Gaona, S., I. Pérez-Hernández y B. H. J. de Jong. 2008. Fenología reproductiva de las especies arbóreas del bosque tropical de Tenosique, Tabasco, México. Revista de Biología Tropical 56:657-673.

Pennington, T. y J. Sarukahán. 1998. Árboles tropicales de México. UNAM- Fondo de Cultura Económica. México, D.F.

Price, M. y O. Reichman. 1987. Distribution of seeds in Sonoran desert soils: Implications for Heteromyid Rodent foraging. Ecology 68:1797-1811.

Quintero, G. y V. Sánchez-Cordero. 1989. Estudio del área de actividad de *Heteromys desmarestianus* (Rodentia: Heteromyidae) en una selva alta perennifolia. Anales del Instituto de Biología. Universidad Nacional Autónoma de México, Serie Zoología. 60:223-240.

Ramírez-Pulido, J., M. C. Britto, A. Perdomo y A. Castro. 1986. Guía de los mamíferos de México. Referencia hasta 1983. Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa. México, D. F. 720p.

Reznick, D. 1985. Cost of reproduction: an evaluation of the empirical evidence. Oikos 44:257-267.

Romero-Almaraz, M., C. Sánchez-Hernández, C. García-Estrada y R. Owen. 2000. Mamíferos pequeños, manual de técnicas de captura, preparación, preservación y estudio. México, D. F. 149p.

Sánchez-Cordero, V. y T. Fleming. 1993. Ecology of tropical Heteromyids. In: Genoways, H. y J. Brown, (eds). Biology of the Heteromyidae. Publicación especial Nº 10. The American Society of Mammalogist. Pp 596-615.

Sánchez-Cordero, V. y M. Canela-Rojo. 1991. Estudio poblacional de roedores en un bosque de pino del eje Neovolcánico transversal mexicano. Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Serie Zoología 62: 319-340.

Sánchez-Hernández, C., M. Romero-Almaraz, H. Colín-Martínez y C. García-Estrada. 2001. Mamíferos de cuatro áreas con diferente grado de alteración en el Sureste de México. Acta Zoológica Mexicana (n.s.) 84:35-48.

Southwood, T. y P. Hendersen. 2000. Ecological Methods. 3th edition. Blackwell Science. pp 575.

Schmidt, Ch., M. Ergstrom y H. Genoways. 1989. *Heteromys gaumeri*. Mammalian Species 345: 1-4.

Tuomi. J., T. Hakala y E. Haukioja. 1983. Alternative concepts of reproductive effort, costs of reproduction, and selection in life history evolution. American Zoology. 23:25-34

Vargas-Contreras, J.A., R.A. Medellín, G. Escalona-Segura y L. Interián-Sosa. 2009. Vegetation complexity and bat-plant dispersal in Calakmul, Mexico. Journal of Natural History 43:219-243.

Vargas-Contreras, J. A., G. Escalona-Segura, J. Arroyo-Cabrales, R. Calderón-Mandujano, L. Interián-Sosa y R. Reyna-Hurtado. 2005. Especies prioritarias de vertebrados terrestres en Calakmul, Campeche. Vertebrata Mexicana 16:11-32

Vaughan, T. 1988. *Mamíferos*. 3ª edición. Interamericana, Mc Graw-Hill. México. Pp 249-282.

Vázquez, L., G. Cameron y R. Medellín. 2000. Hábitos

alimentarios y biología poblacional de dos especies de roedores en el occidente de México. Revista Mexicana de Mastozoología 4:5-21.

Vázquez-Domínguez, E., D. Piñero y G. Ceballos. 1999. Linking heterozygosity, demography, and Fitness of tropical populations of *Liomys pictus*. Journal of Mammalogy 80:810-822.

Voss, R. S. y L. H. Emmons. 1996. Mammaliam diversity in neotropical lowland rainforest: A preliminary assessment. Bulletin of the American Museum of Natural History 230:1-115.

Williams, T. P. 1977. Comprehensive index to the flora of Guatemala. Field Museum of Natural History (Chicago) 24:1-266.

White, G. C., D. R. Anderson, K. P. Burnham y D. L. Otis. 1982. Capture-recapture and removal methods for sampling closed populations. Los Alamos National Laboratory LA-8787-NERP. Los Alamos, Nuevo México.

Yunger, J. 2002. Response of two low-density populations of *Peromyscus leucopus* to increased food availability. Journal of Mammalogy 83:267-279.

Zar, J. 1984. Biostatistical análisis. 2nd edition. Prentice-Hall. Pp 718.

Zarza, H. 2001. Estructura de la comunidad de pequeños mamíferos en diversos hábitats en la selva lacandona, Chiapas, México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México. México D.F. 128p.

Zalapa, S. S., M. H. Badii, F. A. Cervantes y S. Guerrero. 2005. Ecología poblacional de *Liomys pictus* en tres áreas de bosque tropical subcaducifolio con diferente tiempo de regeneración, en la costa norte de Jalisco, México. Acta Zoológica Mexicana (n.s.) 21:1-14.

Composición del ensamble de pequeños mamíferos del borde de un bosque mesófilo de montaña en Veracruz, México

Composition of a small mammal assemblage from a humid mountain forest edge in Veracruz, México

Alvar González Christen[¤], *Nallely V. Rodríguez Santiago y Gladys Marín Gómez*

Resumen

El bosque mesófilo de montaña en Veracruz ha perdido más del 40% de su superficie y los remanentes se encuentran aislados en fragmentos con diferentes tamaños, de los que se desconoce la composición de mamíferos. Se presentan los resultados de un estudio de dos años mediante captura y liberación de mamíferos pequeños del borde de un fragmento de Bosque mesófilo de montaña en Naolinco, Veracruz. El objetivo del estudio fue caracterizar la asociación de mamíferos pequeños del borde de un fragmento de bosque mesófilo de montaña. Por lo anterior se estudió la riqueza y distribución a lo largo del borde se recopiló información sobre riqueza, frecuencia de captura, edad y aspectos reproductivos de los pequeños mamíferos. La asociación de pequeños mamíferos esta formada por 10 especies, nueve de ellas roedores y un marsupial, la especie dominante fue el ratón *Peromyscus furvus* (116 capturas). No se detectó un patrón de reproducción o de frecuencia de captura en relación a la precipitación, si bien, la actividad reproductiva de *Marmosa mexicana* y de *P. furvus* alcanzó sus valores máximos en la temporada seca, en cambio en *Microtus quasiater* fue atemporal.

Palabras clave: Riqueza de especies, frecuencia de captura, reproducción, Marmosa mexicana, Peromyscus furvus, Microtus quasiater.

Abstract

The humid montane forest in Veracruz has lost more than 40% of its surface and the remaining fragments are isolated in different sizes, of which mammals' composition is not known. We present the results of a two-year study by capturing and releasing small mammals from the edge of a forest fragment in Naolinco, Veracruz. The study aimed to characterize the assemblage of small mammals from the edge of a fragment of humid montane forest. Therefore, we studied the richness and distribution along the edge; we collected information on richness, catch frequency, age and reproductive aspects of small mammals. The assemblage of small mammals is formed by 10 species, nine rodents and one marsupial, dominant species were the *Peromyscus furvus* mouse (116 catches). A pattern of reproduction or catch frequency in relation to precipitation was not detected, although, the reproductive activity of the *Marmosa mexicana* and *P. furvus* reached their peak in the dry season, whereas in *Microtus quasiater* was timeless.

Key words: species richness, frequency of capture, reproduction, Marmosa mexicana, Peromyscus furvus, Microtus quasiater.

Introducción

El bosque mesófilo de montaña en México se presenta en altitudes de 600 a los 3,000 m.s.n.m, constituido por especies tanto de afinidad Neártica como Neotropical, así como aquellas de carácter endémico y microendémicas. Los bosques mesófilos de montaña, alcanzan en México la distribución más septentrional de este tipo de vegetación en América del norte, donde son una zona de ecotonía entre las selvas húmedas y los bosques templados, característica de la zona biogeográfica denominada de transición mexicana (Luna et al., 2001; Sánchez-Velásquez et al.,

Instituto de Investigaciones Biológicas, Universidad Veracruzana, Av. Luis Castelazo s/n, Colonia Industrial Ánimas. C.P. 91190 Xalapa, Veracruz México
¤ agonzalez@uv.mx

2008; Morrone, 2009; Villaseñor, 2010). Este tipo de vegetación contienen una alta diversidad - la mayor biodiversidad por unidad de superficie y sólo ocupa 0.6% del territorio mexicano, pero probablemente alberga 12% de las plantas y animales conocidas del país y el endemismo presente es equivalente al 34.8% nacional (Challenger, 2007; Newton, 2007) con un marcado recambio natural de especies.

El bosque mesófilo de montaña se distribuye a lo largo de las diferentes cadenas montañosas de nuestro país y se encuentra amenazado por la transformación ambiental de origen antrópico, sin que se conozca la diversidad de los pequeños mamíferos que lo habita y su respuesta a estos cambios. La perturbación natural y antrópica de la vegetación crea bordes o zonas de transición que poseen una estructura y composición florística particular que influye a su vez en la disponibilidad de alimento y en los sitios de refugio o de reproducción de los animales afectando su diversidad, distribución y abundancia donde la coexistencia de los pequeños mamíferos es regulada tanto por la heterogeneidad ambiental como por el uso diferencial del espacio (Jorgenesen, 2004; Luévano et al., 2008; Hodson et al., 2010).

La mastofauna de la región centro del Estado de Veracruz en México es particularmente relevante en términos de su riqueza y endemismos, región donde la pérdida de la biodiversidad a consecuencia de la fragmentación de la vegetación quizás sea el mayor problema ambiental (Whittmore, 1997; Ruan Tejeda, 2006; Püttker, 2007; Loayza y Loiselle, 2009; Armesto et al., 2010, Sala et al., 2010). En Veracruz los ecosistemas templados de montaña han sido objeto de grandes transformaciones y en particular el bosque mesófilo de montaña (Challenger, 2007), también conocido como bosque húmedo de montaña, bosque de niebla (mexican cloud forest o humid montane forest, tropical montane forest), es un tipo de vegetación al que se le considera sumamente frágil y como uno de los hábitats más amenazados, en peligro de extinción (CONABIO, 2010; Ibarra-Núñez et al., 2011; Toledo, 2010). La Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la biodiversidad (CONABIO) ha señalado trece subregiones de prioridad crítica para la conservación del bosque mesófilo de montaña en México, seis se presentan en Veracruz (CONABIO, 2010).

El bosque mesófilo de montaña en Veracruz, ha perdido más del 40% de su superficie original (Manson, 2008; Williams-Linera et al., 2007) por lo que actualmente se presenta en forma de un archipiélago de fragmentos de diferentes tamaños y grados de alteración. Se ha documentado el proceso de transformación y pérdida de este tipo de vegetación, sin embargo, y a pesar de su importancia ecológica, son pocos los estudios realizados en relación a los efectos que tienen las transformaciones antrópicas sobre la estructura y funcionamiento de este tipo de vegetación (Samaniego Herrera, 2003; Ruan Tejeda 2006; Williams-Linera, 2007; Sánchez-Velásquez et al. 2008). Los fragmentos de bosque mesófilo de montaña son fundamentales para el mantenimiento de poblaciones viables de los mamíferos (Smith-Ramírez et al., 2010).

A pesar de la importancia de los mamíferos en la dinámica de los bosque (Golley et al., 2009; Stoddart, 1979; Howe, 1986; Chapman. 1995; Merrrit, 2010) en México es evidente la falta de información al respecto, por ejemplo CONABIO (2010) únicamente incluye cinco referencias a mamíferos, ninguna de estas hace mención a los del estado de Veracruz. El conocimiento de la mastofauna presente en esta vegetación es incipiente (Monteagudo Sabaté y León Paniagua, 2002) y de manera particular, en el caso de Veracruz, donde se desconoce la diversidad de sus mamíferos asociados, sus características ecológicas o su papel en la dinámica natural de este tipo de vegetación (López et al., 2007; Manson, 2007), si bien, se han realizado algunos trabajos en relación a los mamíferos asociados con los cafetales que han sustituido al bosque mesófilo de montaña (Gallina et al., 1996; Gordon et al., 2007; Manson et al., 2008).

En los bosques de la región montañosa central de Veracruz, y que corresponden a porciones de la Sierra Madre Oriental y del Eje Volcánico Transversal se han detectado 47 especies de mamíferos y específicamente para el bosque mesófilo de montaña en Veracruz se han reportado 22 especies nativas y 2 introducidas de pequeños mamíferos no voladores (Apéndice 1) en un intervalo de riqueza de 5 a 18 especies (González, 2002; Ruán, 2006; Manson, 2007; Gallina et al., 2008), en tanto el rango de la riqueza específica reportada de estos mamíferos en otros bosques de montaña de México abarca de 5 a 19 especies (Vázquez et al., 2000; Cervantes et al., 2002; Monteagudo Sabaté y León Paniagua, 2002; Pérez Lustre et al., 2006) por localidad.

Para entender la dinámica de las respuestas de los pequeños mamíferos ante la heterogeneidad del bosque mesófilo y su proceso de fragmentación el primer paso es documentar su composición específica. Dado lo anterior, el objetivo es caracterizar la asociación de mamíferos pequeños del borde de un fragmento de bosque mesófilo de montaña.

Materiales y Métodos

Para poder caracterizar la asociación de los mamíferos pequeños nos basaremos en su composición taxonómica y su distribución espacial. El estudio se realizó en el municipio de Naolinco dentro de la región Centro de Veracruz (Fig. 1), Subregión 5.1 Sierra Norte de Puebla-Chiconquiaco (CONABIO, 2010). Se eligió un fragmento de bosque mesófilo de montaña, ubicado entre las coordenadas 19° 39' 54.6" a 19° 39' 48.9" N, y 96° 53' 34.1" a 96° 53' 32.3" W, en un rango altitudinal de 1,535 a 1,570 m.s.n.m.

El clima es templado húmedo regular, Cb (fm) (i') gw" de acuerdo a la clasificación de García (1987). Registra una temperatura promedio de 17.3 °C, con la mínima durante enero y la máxima en mayo; presenta una precipitación pluvial media anual de 1,727.9 mm, distribuida en dos temporadas: a) Período de estiaje o de secas que se presenta de octubre a abril, con un valor mínimo en el mes de febrero, si bien en años particulares puede ser mayo (CSVA, 2010), y b) Período de húmedo o de lluvias en los meses de junio a octubre, con un valor máximo en septiembre.

Para la captura de los pequeños mamíferos se utilizaron 40 trampas Sherman (23 x 7.5 X 9 cm) cebadas con una mezcla a base de plátano, avena en hojuelas y extracto de vainilla. Las trampas se colocaron en un ambiente heterogéneo perturbado, disponiéndolas en un solo transecto de manera paralela a la carretera, al interior desde el borde hasta 4 metros en sentido perpendicular a la carretera y con una separación entre trampas de 10 metros aproximadamente. Las trampas se ubicaron en lugares estratégicos colocándolas en el piso, se activaron al atardecer (16:00-17:00 horas), recogiendo el material capturado a la mañana siguiente (08:00 a 09:00 horas). El trampeo fue mensual de abril, 2007 hasta febrero de 2009. Se realizaron 22 salidas de trampeo de una noche de duración cada una, en el mes de marzo no se realizó el muestreo.

Los individuos no se marcaron, se identificaron en campo, se les tomaron algunas medidas (longitud total, longitud de la cola, longitud de la pata y longitud de la oreja desde la escotadura, medidas en milímetros), se les pesó en gramos y se determinó la edad en función al tamaño, peso y coloración del pelaje asignándolos a una de las dos categorías juveniles o adultos. La condición reproductiva de los machos fue determinada como activos si presentaban testículos escrotados (excepto en *Marmosa*), a las hembras se les consideró activas si presentaban vagina abierta, estaban lactando o si era evidente la presencia de preñez al observar embriones al tacto. Los ejemplares fueron liberados y solamente 12 ejemplares fueron sacrificados y preparados siguiendo técnicas convencionales (Ramírez- Pulido et al., 1989) e incorporados a la Colección de Mamíferos del Instituto de Investigaciones Biológicas de la Universidad Veracruzana (número de registro VER.-MAM-191-10-06 SEMARNAT) con los números de catálogo: 3254-3256, 3258-3259, 3377, 3393, 3427, 3444, 3450, 3570 y 3582.

Un elemento de caracterización de un ensamble de mamíferos es determinar su diversidad, para ello se utilizó la riqueza de especies, que es un componente central y es ampliamente utilizada como una medida de la diversidad biológica. Este estudio se basó en la cuantificación del número de especies de los pequeños mamíferos mediante el conteo directo de las especies capturadas, sin asignarles un valor de importancia a las mismas (Moreno, 2001; Magurran, 2004 y Magurran y McGill, 2011). Otro aspecto que se midió para caracterizar al ensamble fue la frecuencia de captura individual

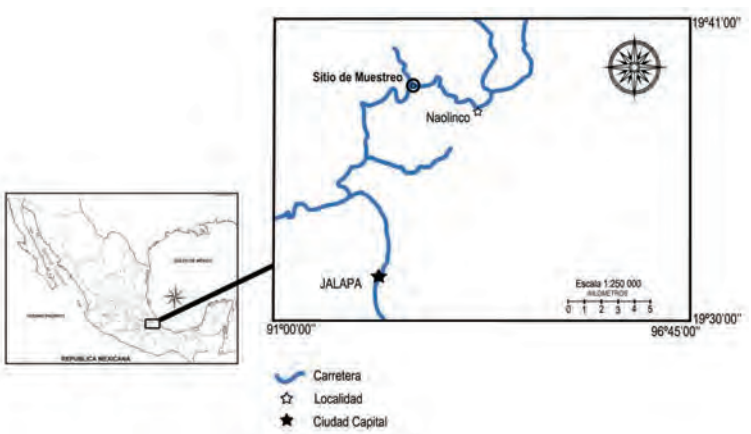


Figura 1. Localización geográfica del sitio de muestreo de un ensamble de pequeños mamíferos del borde de un bosque mesófilo de montaña en el municipio de Naolinco, Veracruz, México.

por especie, esto es, cuantos individuos de cada especie se capturaron.

La distribución espacial de las especies dentro del borde se estimó mediante la medición de la distancia máxima en metros entre las trampas donde se colectó a la especie, para ello el transecto se dividió en cuatro secciones con 10 trampas cada una. Mediante la razón varianza/media, de las distancias se establecieron tres patrones: a) distribución al azar, b) distribución espacial amontonada (agrupaciones densas) y c) distribución uniforme.

Resultados

Riqueza específica

Se colectaron 318 mamíferos pequeños que representan taxonómicamente a dos órdenes, dos familias, ocho géneros y 10 especies (Didelphimorphia, Marmosidae: *Marmosa mexicana*; Rodentia, Muridae: *Baiomys musculus, Microtus quasiater, Mus musculus, Oligoryzomys fulvescens, Oryzomys alfaroi, Peromyscus furvus, P. aztecus, Reithrodontomys sumichrasti* y *R. mexicanus*). El Orden Didelphimorphia tuvo una especie, en tanto que del Orden Rodentia se obtuvieron nueve especies. La Familia mejor representada fue Muridae con cinco géneros y nueve especies. El género *Peromyscus* y el género *Reithrodontomys* con dos especies cada uno fueron los mejor representados. La riqueza de especies registrada para las dos temporadas fue similar, secas con nueve especies y lluvias con ocho especies, una especie de diferencia *(Baiomys musculus)*.

Frecuencia de captura

De las 318 capturas 7.23% corresponden al Orden Didelphimorphia (Cuadro 1) y 92.76% corresponden a las especies del Orden Rodentia, el ratón negro *Peromyscus furvus* fue la especie más frecuente, de mayor abundancia relativa en este estudio y representó el 37.42% de todas las capturas; la segunda mayor abundancia relativa lo conforma el grupo de los ratones cosechadores del género *Reithrodontomys* (*R. mexicanus* y *R. sumichrasti*) que contribuyeron con 22 % de las colectas, la rata cañera *Oryzomys alfaroi* aportó 12.3 %, estas especies en conjunto significaron 71.7% (228/318) de las capturas. Fue muy baja la diferencia en la frecuencia de captura por especies registrada entre las temporadas de secas/lluvias; en secas se capturaron 145 (46%) y en lluvias 173 (54%). La especie *Baiomys musculus* fue la especie más rara con solo tres capturas (1.3%).

Proporciones de sexos y edades

La proporción de sexos registrada varió entre las especies (Cuadro 2): *Microtus quasiter, Reithrodontomys sumichrasti* y *Mus musculus*, mostraron una proporción entre sexos 1:1 o muy cercana; en tanto que cinco especies mostraron una mayor proporción de machos respecto de las hembras, en el caso de *Oligoryzomys fulvescens* se capturó una mayor proporción de hembras que de machos. Asimismo, es clara la mayor proporción de adultos encontrados en este estudio, la proporción de edades registrada (Cuadro 2) del conjunto de especies mostró una proporción 4:1 adultos / juvenil, *Reithro-*

Cuadro 1. Frecuencia, y estructura poblacional de los pequeños mamíferos detectados en el borde de un fragmento de bosque mesófilo de montaña en Naolinco, Veracruz, México.

Especie	Fre	%	♂	♀	PS	adulto	juvenil
Baiomys musculus	4	1.3	n/d	1	n/d	n/d	n/d
Marmosa mexicana	23	7.2	16	7	2.28 : 1	13	9
Microtus quasiater	34	10.7	16	13	1.23 : 1	13	n/d
Mus musculus	8	2.5	3	3	1 : 1	n/d	n/d
Oligoryzomys fulvescens	5	1.6	1	4	1 : 4	3	1
Oryzomys alfaroi	39	12.3	17	12	1.5 : 1	5	n/d
Peromyscus aztecus	16	5.0	9	4	2.25 : 1	3	n/d
Peromyscus furvus	119	37.4	66	38	1.73 : 1	48	12
Reithrodontomys sumichrasti	19	6.	10	9	1.1 : 1	6	1
Reithrodontomys mexicanus	9	2.8	6	3	2 : 1	5	4
Reithrodontomys sp.	42	13.2	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d

Fre = frecuencia de captura; % = contribución porcentual a la abundancia total; PS = proporción de sexos; n/d = no determinado o no capturado.

Cuadro 2. Frecuencia de captura y actividad sexual de pequeños mamíferos por épocas seca y de lluvia en el borde de un fragmento de bosque mesófilo de montaña en Naolinco, Veracruz, México

Especies	Frecuencia						Actividad sexual			
	Secas			Lluvias			Seca		Lluvia	
	H	M	n/d	H	M	n/d	H	M	H	M
Baiomys musculus	1	0	3	0	0	0	0	0	0	0
Marmosa mexicana	2	14	0	5	2	0	0	0	3	0
Microtus quasiater	6	8	3	7	8	2	3	3	3	1
Mus musculus	2	2	1	1	1	1	0	0	0	0
Oligoryzomys fulvescens	1	0	0	3	1	0	0	0	0	0
Oryzomys alfaroi	5	7	4	7	10	6	0	0	1	0
Peromyscus aztecus	0	0	0	4	9	3	0	0	2	0
Peromyscus furvus	19	26	5	19	40	10	6	3	2	1
Reithrodontomys sumichrasti	4	3	0	5	7	0	1	0	2	2
Reithrodontomys mexicanus	0	0	0	3	6	0	0	0	2	0
Reithrodontomys sp.	9	17	3	5	6	2	2	0	3	0

M= Machos. Se consideró activo sexualmente a los machos con testículos escrotados; H= Hembras. Se consideró como activa sexualmente a la hembra lactando, preñada o con la vagina abierta; n/d = no determinado.

dontomys sumichrasti mostró la diferencia más grande con una proporción de 6:1 y *Reithrodontomys mexicanus* mostró la proporción más cercana a uno (1.4:1).

Actividad reproductiva

Los machos presentaron mayor evidencia de actividad reproductiva que las hembras, principalmente en la temporada de lluvias (Cuadro 2). En tres de las especies no se detectaron individuos sexualmente activos, de otras tres sólo se detectaron hembras activas en la temporada de lluvias. De las cuatro especies restantes se presentó actividad reproductora en ambas temporadas, pero en la temporada de secas la mayoría (tres) de estas especies mostró mayor actividad sexual. En el caso de *Microtus quasiter,* se encontró actividad reproductiva durante cinco meses continuos octubre a febrero y en mayo con máximos reproductivos en febrero, mayo y diciembre. Para *Peromyscus furvus* la actividad reproductiva se extiende de septiembre a febrero, exhibe un pico poblacional durante el mes de febrero. *Marmosa mexicana* mostró actividad reproductiva (hembras) en mayo, junio y agosto sin que se detectara un máximo de actividad reproductiva.

Distribución espacial

La distribución espacial de los mamíferos pequeños dentro del fragmento fue generalmente amplia (Cuadro 3). La

Cuadro 3. Distribución de pequeños mamíferos en el borde de un fragmento de bosque mesófilo de montaña en Naolinco, Veracruz, México.

Especie	Puntos	metros	%
Baiomys musculus	3	330	82.5
Marmosa mexicana	11	370	92.5
Microtus quasiater	12	380	95
Mus musculus	6	280	70
Oligoryzomys fulvescens	5	180	45
Oryzomys alfaroi	24	390	97.5
Peromyscus aztecus	7	360	90
Peromyscus furvus	37	390	97.5
Reithrodontomys mexicanus	15	370	92.5
Reithrodontomys sumichrasti	5	320	80
Reithrodontomys sp.	16	360	90

Puntos: muestra el número de trampas (de un máximo de 40) en las que se capturo algún individuo de las diferentes especies; Metros: corresponde a la distancia entre los extremos desde la primera a la última trampa; %: determinación porcentual de la extensión del borde abarcada por la especie. Se registraron 1 -6 especies por punto (moda = 4).

extensión estimada del ámbito hogareño dentro del borde se presentó en un rango de distancias de 180 hasta 390 metros, a *Peromyscus furvus* se le localizó en prácticamente todo el borde, a *Oryzomys alfaroi* se le detectó en más del 50 % del borde en cambio a *Baiomys musculus* sólo se le localizó en tres puntos. Una especie mostró un patrón de distribución al azar, tres mostraron un patrón de distribución espacial amontonada (agrupaciones densas) y siete especies mostraron un patrón de distribución uniforme. En el Cuadro 4 se muestra a las especies registradas y las especies con las que compartieron o no las trampas. Cuatro especies compartieron trampas con todas las otras especies detectadas en el borde, otras dos especies compartieron trampas únicamente con ocho especies y cuatro más compartieron las trampas con seis especies.

Discusión

Todas las especies identificadas en este estudio han sido previamente detectadas en los bosque de la región central del estado de Veracruz (González, 2002; Ruan Tejeda, 2006; Manson, 2007; Gallina et al., 2008). La comparación de la riqueza de especies mamíferos pequeños detectadas en el borde de bosque mesófilo estudiado (10 sp.), con lo reportado para otros bosques mesófilos de montaña en Veracruz, que muestran un rango de riqueza de 5 a 18 especies, lo que coloca al sitio en un valor intermedio. Sin embargo al comparar los valores de riqueza en una escala más fina se observa que Ruan Tejeda (2006) detecta una riqueza de 3 a 7 mamíferos pequeños en cada uno de los ocho fragmentos de bosque mesófilo de montaña de su estudio, valores de riqueza más bajos que lo presentado en este trabajo, de igual manera ocurre con lo reportado por Gallina et al. (2008), que encuentran un rango de riqueza de especies de uno a ocho mamíferos pequeños dentro de los nueve sitios de muestreo, Manson (2007) reporta 18 mamíferos pequeños para toda la región montañosa central de Veracruz, su trabajo que implica una superficie mayor así como un rango altitudinal mas amplio, por lo que no es posible realizar una comparación fina contra este trabajo, pero si se puede utilizar como una referencia, pues el 50% de las especies reportadas por Manson (2007) se encuentran en el borde del fragmento de bosque mesófilo de Naolinco.

El contraste de los valores de riqueza (R) de mamíferos pequeños obtenidos en este trabajo (R=10) contra los reportados para los bosques mesófilos de otros estados se encuentran valores similares: R=11 en Chiapas, Hidalgo y Guerrero (Cervantes et al., 2002; Monteagudo Sabaté y León Paniagua, 2002); un valor intermedio en comparación contra Oaxaca donde se reportan valores de R=5 y R=19 (Monteagudo Sabaté y León Paniagua, 2002; Pérez Lustre et al., 2006) y un valor de R menor (R=14) respecto a Tamaulipas (Monteagudo y León Paniagua, 2002). Los resultados de este ejercicio parecen indicar que la diversidad de pequeños mamíferos en el contexto regional aún puede ser alta, probablemente a consecuencia del recambio de especies entre fragmentos. Es notoria tanto en los trabajos consultados, como en el inventario producto de esta investigación, la ausencia de algunas especies de roedores como *Megadontomys nelsoni*, *Neotoma nelsoni* y

Cuadro 4. Número de pequeños mamíferos capturados y especies con las que compartieron las trampas en el borde de un fragmento de bosque mesófilo de montaña en Naolinco, Veracruz, México.

	Ba	*Ma*	*Mi*	*Mu*	*Of*	*Oa*	*Pa*	*Pf*	*Rm*	*Rs*	DIST
Baiomys musculus		1	0	0	1	1	1	1	1	0	Amo
Marmosa mexicana	1		1	1	1	1	1	1	1	1	Uni
Microtus quasiater	0	1		1	1	1	1	1	1	1	Amo
Mus musculus	0	1	1		1	1	0	1	1	0	Uni
Oligoryzomys fulvescens	1	1	1	1		1	0	1	1	1	Uni
Oryzomys alfaroi	1	1	1	1	1		1	1	1	1	Aza
Peromyscus aztecus	1	1	1	0	0	1		1	1	0	Amo
Peromyscus furvus	1	1	1	1	1	1	1		1	1	Uni
Reithrodontomys mexicanus	1	1	1	1	1	1	1	1		1	Uni
R. sumichrasti	0	1	1	0	1	1	0	1	1		Uni
total	6	9	8	6	8	9	6	9	9	6	Uni

Los nombres de la primera izquierda se corresponden con las abreviaturas de las columnas siguientes. DIST = patrón espacial de dispersión en el borde. Amo = agrupaciones densas de individuos; Uni = distribución uniforme de los individuos; Aza = Distribución al azar de los individuos, sin un patrón aparente

Habromys similatus (Veracruz), especies características de bosque mesófilo de montaña.

Se ha señalado que los bordes poseen una estructura y composición florística particular que integra elementos propios de por lo menos dos unidades o estados de vegetación y que por tanto tiene un efecto sobre la disponibilidad de alimento de manera particular (Luévano et al., 2008; Hodson et al., 2010), donde los sitios de refugio o de reproducción de los animales pueden ser escasos por lo que los mamíferos pequeños han desarrollado diferentes respuestas a esta peculiaridad ambiental (Manson, et al., 1999). Los estudios realizados por Manson, et al. (1999); Cervantes et al. (2002) y Rúan (2006) señalan que por su respuesta al fragmento se puede agrupar a los mamíferos en especies de interior de fragmento (*Oligoryzomys fulvescens*, *Oryzomys alfaroi* y *Peromyscus furvus*), especies que hacen un uso indistinto del ambiente (*Peromyscus aztecus* y *Reithrodontomys mexicanus*) y las especies que hacen un uso del borde del fragmento (*Microtus quasiater*), nuestros resultados muestran la presencia de todas estas especies en el borde del fragmento y es particularmente notoria la presencia de *P. furvus* que es la especie más frecuente y que ha sido reportada en casi todos los estudios de Bosque mesófilo de montaña en Veracruz, especie considerada de interior de fragmento. De nuestro trabajo podemos señalar que *Marmosa mexicana* y *Reithrodontomys sumichrasti* utilizan el borde con facilidad, toda vez que fueron capturados frecuentemente, es probable que la *Marmosa* sea más abundante pues es una especie de hábitos arborícolas. La especie invasora *Mus musculus* está asociada al borde y ambientes muy perturbados.

La distribución espacial de los mamíferos pequeños detectada a lo largo del borde fue generalmente amplia donde las especies más grandes (*Peromyscus furvus*, *Oryzomys alfaroi* y *Marmosa mexicana*) o las especies de borde (*Microtus* quasiater) ocuparon el mayor número de trampas y por tanto abarcaron una mayor extensión del sitio. Algunas especies (*Baiomys musculus* y *Oligoryzomys fulvescens*) se capturaron en pocas ocasiones y su presencia en el borde fue mínima, si bien la distancia entre las trampas donde se capturo a *B. musculus*, es considerable pues comprende casi el 83% de la extensión del borde, en cambio *O. fulvescens*, que por presentarse entre trampas contiguas no abarcó gran parte de la extensión del borde.

Aparentemente dentro del conjunto de estrategias que están empleando los mamíferos pequeños en el borde, para disminuir la competencia por los recursos tienen como un elemento importante la distribución espacial donde a) las especies de tallas similares (menos de 200 mm.) evitaron el uso de las mismas trampas, lo que podría indicar una cierta segregación espacial; b) las especies más pequeñas mostraron las mayores distancias en la extensión del borde; c) la estimación de la razón varianza/media mostró los tres patrones posibles de distribución espacial, aglomerado, al azar y uniforme, si bien, la mayoría de las especies mostró un patrón de distribución uniforme. Las tres especies de mayor abundancia (*Peromyscus furvus*, *Oryzomys alfaroi* y *Microtus quasiater*), mostraron un patrón de distribución diferente entre sí.

Aparentemente existe una interacción entre especies del borde, las trampas en promedio capturaron cuatro especies diferentes. El 100% de las especies compartió alguna trampa con otra especie, el 60% de las especies compartió trampas entre sí y 40% lo hizo con el 60% de las especies del borde. Algunas especies no compartieron trampas entre sí (no fueron capturados en trampas en las que previamente se hubiese capturado a otra especie en particular, por ejemplo donde se capturó a *Baiomys musculus* no se a *Microtus quasiater*, *Mus musculus*, *Reithrodontomys sumichrasti*; en el caso de las trampas donde se colectó a *Mus musculus no se capturó Baiomys musculus*, *Peromyscus aztecus* ni a *Reithrodontomys sumichrasti*; en las trampas de *Peromyscus aztecus* no se colectó *a Mus musculus*, *Oligoryzomys fulvescens* y *Reithrodontomys sumichrasti*; en el caso de *Reithrodontomys sumichrasti* no se le capturó con *Baiomys musculus*, *Mus musculus* y *Peromyscus aztecus*; *Microtus quasiater* no se capturó en trampas donde se capturó previamente a *Baiomys musculus*. Estos seis ratones probablemente constituyan una comunidad ecológica de especies simpátricas, tróficamente similares que potencialmente compiten por los recursos ya que presentan entre sí aproximadamente la misma talla y peso, los ratones con la mayor segregación fueron *Baiomys musculus, Mus musculus* y *Peromyscus aztecus*. Estas especies son muy en cuanto a talla y peso.

Otro resultado importante de este trabajo es en torno a las respuestas de las 10 especies detectadas frente a las épocas húmedas y de secas donde nuestros resultados parecen indicar que hay poca variación en cuanto a la riqueza de las especies pues sólo se detectó una especie de diferencia entre las dos temporadas. La variación estacional en cuanto a la abundancia de las especies si marco claras diferencias pues se encontró una mayor abundancia en lluvias que en secas (174 / 144). De las cuatro especies mas numerosas*, M. mexicana* presentó una mayor abundancia en la temporada de secas; *P. fur-*

vus, *M. quasiater* y *O. alfaroi* presentaron una mayor abundancia en la temporada de lluvias.

Respecto a la actividad reproductiva, los patrones detectados en esta investigación deben ser considerados con cautela, toda vez que el tamaño de muestra no es amplio para la mayoría de las especies detectadas. Durante todo el año se detectaron individuos activos sexualmente, no se presentan registros de marzo pues en ese mes no se trabajó en campo. De tres especies se obtuvieron datos mínimos para detectar un patrón de actividad reproductiva *M. mexicana*, *M. quasiater* y *P. furvus*, especies que se reprodujeron tanto en temporada de lluvias como en temporada de secas. El ratón tlacuache *M. mexicana* mostró actividad de febrero a junio (secas y lluvias) como señala Medellín (2005), la mayoría de los juveniles se detectaron en la temporada de secas, el metorito *M. quasiter* presento actividad sexual prácticamente durante todo el año como señalan Castro-Campillo et al. (2005), sin embargo la mayor actividad se concentra de octubre a febrero (lluvias y secas), se detectaron hembras lactando de diciembre a febrero; el ratón negro *P. furvus*, claramente se reprodujo de septiembre a febrero (lluvias y secas) pero sólo se detectaron juveniles durante las secas, lo cual confirma lo reportado por Castro-Campillo et al. (2005).

Conclusiones

En este trabajo se registraron 10 especies de pequeños mamíferos de bosque mesófilo de montaña. La riqueza de pequeños mamíferos detectada en el borde del fragmento de Naolinco mostró valores similares con la riqueza de otros bosques mesófilos de montaña en Veracruz y en menor grado con la riqueza de otros bosques mesófilos de montaña del país. La especie dominante del borde fue *Peromyscus furvus.* No se detectaron a las especies *Megadontomys nelsoni*, *Neotoma nelsoni* y *Habromys simulatus*. Existe poca variación en cuanto a la riqueza de especies en respuesta a la precipitación. El didélfido *Marmosa mexicana* y los roedores *Microtus quasiater* y *Peromyscus furvus*, se reprodujeron tanto en temporada de lluvias como en temporada de secas.

Agradecimientos

Se reconoce el apoyo proporcionado por Daniela Aguilera Fernández en la elaboración de la Fig. 1, y en la traducción del resumen al inglés a Teofi Alheli Espinosa García. A los revisores anónimos que proporcionaron recomendaciones y sugerencias que mejoraron sustancialmente el documento final.

Literatura citada

Armesto Juan J., D.Manuschevich, A. Mora, C. Smith-Ramírez, R. Rozzi, A. M. Abarzúa y P. A. Marquet. 2010. From the Holocene to the Anthropocene: A historical framework for land covers change in southwestern South America in the past 15,000 years. Land Use Policy 27(2): 148–160.

Castro-Campillo. A., E. González C., H. Martínez P. y J. Ramírez P. 2005 *Peromyscus furvus* J. A. Allen y Chapman 1897. *In* Ceballos C y G. Oliva (eds.). Los mamíferos silvestres de México. México. FCE y CONABIO p. 734-735.

Castro-Campillo. A., J. Martínez P., F. Cervantes R. y J. Ramírez P. 2005 *Microtus quasiater* (Coues, 1874). *In* Ceballos C y G. Oliva, 2005. Los mamíferos silvestres de México. México. FCE y CONABIO p. 662-663.

Cervantes F.A., S. Ramírez-Vite y J. N. Ramírez-Vite. 2002. Mamíferos pequeños de los alrededores del poblado de Tlanchinol, Hidalgo. Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Serie zoología 73(2): 225-237.

Challenger A. 2007. Conceptos generales acerca de los ecosistemas templados de montaña de México su estado de conservación. *In* Sánchez Ó., E. Vega, E. Peters y O. Monroy Conservación de ecosistemas templados de montaña en México. Instituto Nacional de Ecología. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. p. 17- 44.

Chapman C. A. 1995. Primate seed dispersal: coevolution and conservation implications. Evolutionary. Anthropology: Issues, News, and Reviews, 4 (3): 74-82.

CONABIO. 2010. El Bosque Mesófilo de Montaña en México: Amenazas y Oportunidades para su Conservación y Manejo Sostenible. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México D.F., México. 197 p.

CSVA.2010. Consejo del Sistema Veracruzano del agua http://www.csva.gob.mx/sih/proyecto_2/pag_proyecto_info_estclima07.php?xclave=30114

Ek del-Val and Juan J. Armesto. 2010. Seedling Mortality and Herbivory Damage in Subtropical and Temperate Populations: Testing the Hypothesis of Higher Herbivore Pressure Toward the Tropics Biotropica 42(2): 174–179.

Gallina S., S. A. González Romero y R. H. Manson. 2008. Mamíferos pequeños y medianos. *In* Manson R. H., V. Hernández Ortiz, S. Gallina y K. Mehltreter (eds.). 2008. In Agroecosistemas cafetaleros de

Veracruz: biodiversidad, manejo y conservación. Instituto de Ecología (INECOL) e Instituto Nacional de Ecología (INE-SEMARNAT), México. p. 161-180.

Gallina S., S. Mandujano y A. González Romero. 1996. Conservation of mammalian biodiversity in coffee plantations of Central Veracruz, México. Agroforestry Systems 33:13-27.

García, E., 1987. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen (para adecuarlo a las condiciones de la república mexicana, 4 ed. Offset Larios México. 214 p.

Golley, F.B., K. Petrusewicz, and L. Ryzkowski, eds. 2009. Small mammals: their productivity and population dynamics. IBP no. 5 Cambridge: Cambridge Univ. Press. 480 p.

González Chr, A. 2000. Roedores de los Bosque de Veracruz, México. Foresta Veracruzana 2(2):33-38.

Gordon, C., R.H. Manson, J. Sundberg y A. Cruz Angón. 2007. Biodiversity, Profitability, and Vegetation Structure in Coffee Agroecosystems of central Veracruz, Mexico, Agriculture, Ecosystems & Environment 118: 256-266.

Hodson, J., D. Fortin y L. Bélanger. 2010. Fine-scale disturbances shape space-use patterns of a boreal forest herbivore. Journal of Mammalogy, 91(3):607-619.

Howe, H. F. 1986. Seed dispersal by fruit-eating birds and mammals.. *In* Seed dispersal, D. R. Murray, ed. Academic press. Australia. p. 123-189.

Ibarra- Nuñez G, J. Maya-Morales y D. Chamé-Vázquez. 2011 Las arañas del Bosque mesófilo de montaña de la Reserva de la Biosfera Volcán de Tacaná, Chiapas, México. Revista Mexicana de Biodiversidad 82:1183-1193.

Jorgensen E. E., 2004. Small mammal use of microhabitat reviewed. Journal of Mammalogy, 85(3):531-539.

Loayza. A. P. y B. A. Loiselle. 2009 Composition and distribution of a bat assemblage during the dry season in a naturally fragmented landscape in Bolivia Journal of mammalogy, 90(3):732-742.

López Barrera, Fabiola, Robert Hunter Manson, Mario González Espinosa, Adrián Newton. 2007. Effects of varying forest edge permeability on seed dispersal in a tropical montane forest. Landscape Ecology 22:189-203.

Luévano J. L., E. Mellink, M. R. 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 I., A. Velázquez y E. Velázquez. 2001 México. En Kapelle M y A. D. Brown (Eds.). 2001. Bosques nublados del neotrópico. Heredia costa Rica: Instituto Nacional de Biodiversidad, INBio. 704 p.

Magurran, A. E., 2004. Measuring Biological Diversity. Blackwell Science Ltd. 264 p.

Magurran, A. E. y B. J. McGill 2011. Biological diversity: frontiers in measurement and assessment. Oxford University Press Inc., New York. 345 p.

Manson, R. H. 2007. Recuadro 7.2 Pequeños mamíferos y fragmentación del paisaje. *In* Williams Linera G. 2007. El Bosque de Niebla del centro de Veracruz: Ecología, historia y destino en tiempos de fragmentación y cambio climático. CONABIO, Instituto de Ecología, A. C., Xalapa Veracruz, México. p. 126-127.

Manson, R. H., R. S. Ostfeld & C. D. Canham. 1999. Responses of a small mammal community to heterogeneity along forest-old-field edges. Landscape Ecology, 14: 335-367.

Manson Robert H., Armando Contreras Hernández y Fabiola López-Barrera 2008 Estudios de Biodiversidad en Cafetales *In* Manson R. H., V. Hernández Ortiz, S. Gallina y K. Mehltreter (Editores). 2008. Agroecosistemas cafetaleros de Veracruz: biodiversidad, manejo y conservación. Instituto de Ecología (INECOL) e Instituto Nacional de Ecología (INE-SEMARNAT), México. p. 1-14.

Medellín L. R. 2005 *Marmosa mexicana* Merriam, 1897. *In* Ceballos C y G. Oliva, 2005. Los mamíferos silvestres de México. México. FCE y CONABIO. 1986 p.

Merrrit, J. F. 2010. The biology of small mammals. The Johns Hopkins University Press. 313 p.

Moreno C. E. 2001. Manual de métodos para medir biodiversidad. Universidad Veracruzana. 49 p.

Monteagudo Sabaté D. y L. León Paniagua. 2002. Estudio comparativo de los patrones de riqueza altitudinal de especies en mastofaunas de áreas montañosas mexicanas. Revista mexicana de mastozoología 6: 60-82.

Morrone J. J. 2009. Evolutionary Biogeography: An integrative Approach with case studies. The Columbia University Press. New York. 301 p.

Newton. A. C. 2007 Introduction. *In* Newton. A. C. 2007. Biodiversity Loss and Conservation in Fragmented Forest landscapes: The Forests of Montane Mexico and Temperate South America. Institute of Ecology and Resource Management, University of Edinburgh, UK. p. 1-14.

Pérez Lustre, M., R. G. Contreras Diaz y A. Santos-Moreno. 2006. Mamíferos del Bosque Mesófilo de Montaña del Municipio de San Felipe Usila, Tuxtepec, Oaxaca, México. Revista Mexicana de Mastozoología, 10:88-91

Püttker Thomas. 2007. Effects of fragmentation on use of vegetation structures, density, movement patterns and parasite load of selected small mammal species in secondary forest fragments of the coastal Atlantic forest, Brazil. Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades des Fachbereichs Biologie der Universität Hamburg. 119 p.

Ramírez- Pulido J., Irma Lira, S. Gaona., C. Müdespacher y A. Castro. 1989 Manejo y mantenimiento de Colecciones Mastozoológicas. Universidad Autónoma Metropolitana Iztapalapa. 127 p.

Ruán Tejeda Irma. 2006. Impacto de la Fragmentación sobre mamíferos pequeños del Bosque mesófilo de montaña en el centro del estado de Veracruz. Tesis de Maestría Posgrado en Ecología y Manejo de Recursos Naturales, Instituto de Ecología, A.C., Xalapa, Veracruz, México.

Sala, O.E., Chapin, F.S., Armesto, J.J., Barlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L., Jackson, R.B., Kinzing, A., Leemans, R., Lodge, D.M., Mooney, H.A., Oesterheld, M., Poff, N.L., Sykes, M.T., Walker, B.H., Walker, M., Hall, D.W., 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. Science. 287, 1770–1774.

Samaniego Herrera Araceli. 2003. Deslaves y sus efectos de borde sobre la comunidad de roedores en un Bosque mesófilo de montaña. Tesis de Maestría. Posgrado en Ecología y Manejo de Recursos Naturales, Instituto de Ecología, A.C., Xalapa, Veracruz, México.

Sánchez-Velásquez Lázaro Rafael, Elizabeth S. Ramírez-Bamonde, Antonio Andrade-Torres y Paola Rodríguez Torres Ecología, florística y restauración del Bosque mesófilo de montaña. *In* Sánchez-Velásquez Lázaro Rafael, Jorge Galindo González y Francisco Díaz Fleischer (Eds.) Ecología, manejo y conservación de los ecosistemas de montaña en México 2008 Mundi Prensa México. 393 p.

Smith-Ramírez Cecilia, Juan L. Celis-Diez, Erik von Jenstchyk, Jaime E. Jiménez and Juan J. Armesto. 2010. Habitat use of remnant forest habitats by the threatened arboreal marsupial Dromiciops gliroides (Microbiotheria) in a rural landscape of southern Chile. Wildlife Research, 37, 249–254. At www.publish.csiro.au/journals/wr

Stoddart D. M 1979 Ecology of small mammals. Chapman and Hall. Ltd. London. 386 p.

Toledo, T. 2010 El bosque mesófilo de montaña. *In* El Bosque Mesófilo de Montaña en México: Amenazas y Oportunidades para su Conservación y Manejo Sostenible. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México D.F., México. 197 p.

Vázquez, L. B., R. A. Medellín y G. N. Cameron. 2000. Population and community ecology of small rodents in montane forest of western México. Journal of Mammalogy, 81: 77-85

Villaseñor J.L. 2010. El bosque húmedo de montaña en México y sus plantas vasculares: catálogo florístico-taxonómico. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad – Universidad Nacional Autónoma de México. México D.F. 40 p.

Whitmore, T. C. 1997. Tropical forest disturbance, disappearance and species loss. *In* Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation in fragmented communities (W. F. Laurance and R. O. Bierregaard, Jr., eds.). University of Chicago Press, Chicago, Illinois. p. 3–12

Williams Linera G. 2007. El Bosque de Niebla del centro de Veracruz: Ecología, Historia y destino en tiempos de fragmentación y cambio climático. CONABIO. Instituto de Ecología, A. C., Xalapa Veracruz, México. 208 p.

Apéndice 1. Pequeños mamíferos no voladores registrados en la zona montañosa central de Veracruz, México.

	González, 2002	Ruán Tejeda, 2006	Manson, 2007	Gallina et al., 2008	
				Las Cañadas	Cafetales
Especie					
Marmosa mexicana			1		1
Cryptotis mexicana		1	1		
Sorex macrodon			1		
Sciurus aureogaster	1		1	1	1
Sciurus deppei			1		1
Baiomys musculus	1		1	1	1
Microtus mexicanus			1		
Microtus quasiater	1	1	1		1
Mus musculus					1
Oryzomys couesi	1		1		
Oryzomys melanotis	1		1		
Oryzomys alfaroi		1	1	1	1
Oligoryzomys fulvescens					1
Peromyscus leucopus		1	1		
Peromyscus melanotis	1				
Peromyscus mexicanus	1	1			
Peromyscus aztecus		1	1	1	1
Peromyscus furvus	1	1	1	1	1
Megadintomys nelsoni			1		
Rattus rattus					1
Reithrodontomys fulvescens		1	1		
Reithrodontomys megalotis			1		
Reithrodontomys mexicanus	1	1	1		1
Reithrodontomys sumichrasti	1		1		
Total	10	9	18	5	12

Diversidad de pequeños roedores del Parque Nacional Lagunas de Chacahua y La Tuza de Monroy, Oaxaca, México

Diversity of small rodents of Parque Nacional Lagunas de Chacahua and La Tuza de Monroy, Oaxaca, México

Alejandra Buenrostro-Silva y Jesús García-Grajales**¤*

Resumen

El objetivo de este trabajo fue generar una lista actualizada de los roedores y su distribución en el Parque Nacional Lagunas de Chacahua y La Tuza de Monroy, Oaxaca. El trabajo de campo se llevó a cabo entre julio de 2009 y junio de 2010, colocando 120 trampas Sherman durante cuatro noches por mes en cada sitio y se incluyó la temporada de sequía y lluvias. Un total de 319 individuos fueron capturados en 5760 noches trampa y correspondieron a cinco especies de las familias Sciuridae, Heteromyidae y Muridae. La Tuza fue la localidad más diversa (H´=1.53, H´=1.56, respectivamente) y El Corral fue la menos diversa en ambas temporadas, sin embargo, no se encontraron diferencias significativas en la diversidad para ambas temporadas. Respecto a los patrones de abundancia se observó que La Tuza presentó la mayor abundancia, riqueza específica y dominancia en comparación con las localidades incluidas en el Parque Nacional Lagunas de Chacahua. Este trabajo representa un aporte al conocimiento de la mastofauna de la planicie costera de Oaxaca y del Parque Nacional Lagunas de Chacahua.

Palabras clave: riqueza específica, equidad, abundancia, Rodentia, planicie costera, Pacífico

Abstract

The aim of this study was to generate a updated list of small rodents and their distribution in the Parque Nacional Lagunas de Chacahua (PNLCh) and La Tuza de Monroy, Oaxaca. The field work was carried out between July 2009 and June 2010. 120 Sherman traps were set four nights per month in each site and the dry and wet season were included. A total of 319 rodents were captured in 5760 night-traps and corresponded to five species of Sciuridae, Heteromyidae and Muridae families. La Tuza was the locality with the highest diversity (H´=1.53, H´=1.56, respectively) and El Corral was the locality with the lowest diversity for both seasons, however, significant differences in diversity were not found for both seasons. Regarding abundance patterns we observed that La Tuza showed the major abundance, species richness and dominance compared with the other localities included in Parque Nacional Lagunas de Chacahua. This study represents a contribution to knowledge of the mastofauna of the coastal plain of Oaxaca and the PNLCh.

Key words: species richness, eveness, abundance, Rodentia, coastal plain, Pacific.

Introducción

Las áreas naturales protegidas (ANP´s) de nuestro país juegan un papel crucial en la conservación de la flora, fauna y en general, de la biodiversidad. El estado de Oaxaca cuenta con tres Parques Nacionales; desafortunadamente, en la mayoría de ellos no existen inventarios confiables de su biota, los cuales son vitales para su conservación y programas de manejo. Asimismo, las áreas adyacentes a las ANP´s y que no forman parte de los polígonos de protección pre-

** Instituto de Industrias, Universidad del Mar campus Puerto Escondido, Km 2.5, carretera Puerto Escondido-Sola de Vega, San Pedro Mixtepec. C.P. 71980 Oaxaca, México*
*** Instituto de Recursos, Universidad del Mar campus Puerto Escondido, Km 2.5, carretera Puerto Escondido-Sola de Vega, San Pedro Mixtepec. C.P. 71980 Oaxaca, México.*
¤ archosaurio@yahoo.com.mx

sentan una problemática similar al no existir generación de conocimientos y sufrir el deterioro de sus ambientes por la acelerada expansión de las fronteras agrícolas, ganaderas y asentamientos humanos, mismos que han provocado una notable reducción de la biodiversidad vegetal y animal (Ramírez-Bautista et al., 2009).

Como una medida de la preservación del hábitat, los gobiernos de muchas naciones han establecido cientos de áreas naturales protegidas. En México dichas áreas se han decretado con el fin de preservar zonas prístinas y bosques; no obstante, es bien sabido que un número considerable de ellas no funcionan por falta de una planeación apropiada; lentitud y carencias en el desarrollo de inventarios de la biota en general, que permitan tener una idea adecuada de la biodiversidad que encierran dichos lugares, entre otras; aún que cabe mencionar los esfuerzos realizados para generar programas de manejo de muchas áreas y parques naturales (Casas-Andreu y Aguilar-Miguel, 2005).

El Parque Nacional Lagunas de Chacahua (PNLCh), decretado en 1937, abarca una extensión de 13264 hectáreas, de las cuales 10331 hectáreas corresponden a tierra firme y 2902 hectáreas a lagunas costeras (Pérez-Delgado, 2002); constituye un área de gran importancia ecológica, económica, social, histórica y cultural que se caracteriza por sus diversas condiciones ambientales que favorecen la presencia de diversos hábitats (Hernández-Santos, 2009). Sin embargo, existe una falta de conocimiento sobre los vertebrados que se distribuyen en el PNLCh. Por otro lado, se ha documentado que La Tuza de Monroy, región adyacente al PNLCh, es un sitio prioritario para la conservación de varios grupos de vertebrados y considerando que una Área Natural Protegida (ANP) por muy extensa que sea, no es posible que reúna toda la riqueza del paisaje, debido a que esta diversidad está espacialmente dispersa a lo largo de una región (Halffter, 2005, 2007), se ha considerado incluir a esta zona como prioritaria para la conservación de los recursos bióticos. En este sentido, la necesidad de generar listados de especies que proveen información sólida y confiable permitirá dar a conocer la diversidad de vertebrados del PNLCh y La Tuza de Monroy.

En este sentido, los roedores (orden Rodentia), juegan un papel ecológico importante en los ecosistemas donde habitan como dispersores y depredadores de semillas y depredadores de plántulas, por lo que inciden en la estructura y función de las comunidades vegetales (Ceballos y Galindo, 1984). Es el orden más numeroso de los mamíferos ya que comprende 2021 especies, que equivalen al 45% del total (Wilson y Reeder, 1993). El estado de Oaxaca presenta una diversidad de roedores de 56 especies agrupadas en siete familias y 24 géneros (Briones-Salas y Sánchez-Cordero, 2004), no obstante el conocimiento mastozoológico que se tiene en el Parque Nacional Lagunas de Chacahua es escaso, lo que motivó a la realización del presente estudio, cuyos objetivos se orientaron a generar una lista actualizada de los roedores y su distribución en el PNLCh y La Tuza de Monroy, y dada la importancia que tiene el parque desde el punto de vista biológico, se busca señalar las condiciones de conservación en las que se encuentran las especies de roedores registradas.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo dentro del polígono del PNLCh y en La Tuza de Monroy, Oaxaca. El PNLCh se ubica al SW del estado de Oaxaca en la región costa en el municipio de Villa de Tututepec de Melchor Ocampo, a los 16°04´10´´, 15°96´22´´ N y 97°79´28´´, 97°52´70´´ W, limitando al Este con Zapotalito y Cerro Hermoso, al sur con el Oceáno Pacífico, al norte con San José del Progreso y al Oeste con el Río Verde (Hernández-Santos, 2009). La región de la Tuza de Monroy, se ubica de igual manera al SW del estado de Oaxaca en el municipio de Santiago Jamiltepec, entre las coordenadas 16°08´52´´ y 16°08´26´´ N y 97°58´02´´ y 97°44´18´´ W, limitando al sureste con el Río Verde, al Sur con el Oceáno Pacífico, al Norte con la Sierra Madre del Sur y al Oeste por el Río La Arena (Lira y Naranjo, 2005; Fig. 1).

La vegetación dominante de esta región corresponde a selva baja caducifolia, selva mediana subcaducifolia y subperennifolia (Torres Colín, 2004). El clima de la región de acuerdo a la clasificación de Köppen modificada por García (1988), es A Wo (w) i, g, que corresponde al grupo climático cálido con una temperatura media anual mayor a 28°C y la del mes más frío superior a 18°C con lluvias concentradas en el verano y principios del otoño, generalmente de julio a octubre, isoterma con una oscilación menor a 5°C, y temperatura media anual de 28°C con temperatura media máxima de 37°C y mínima de 23.2°C. La precipitación media anual es de aproximadamente 1000 mm (Marini, 1999; Hernández Santos, 2009).

Trabajo de campo

El trabajo de campo se llevó a cabo de manera mensual y alterna para cada sitio seleccionado en el periodo com-

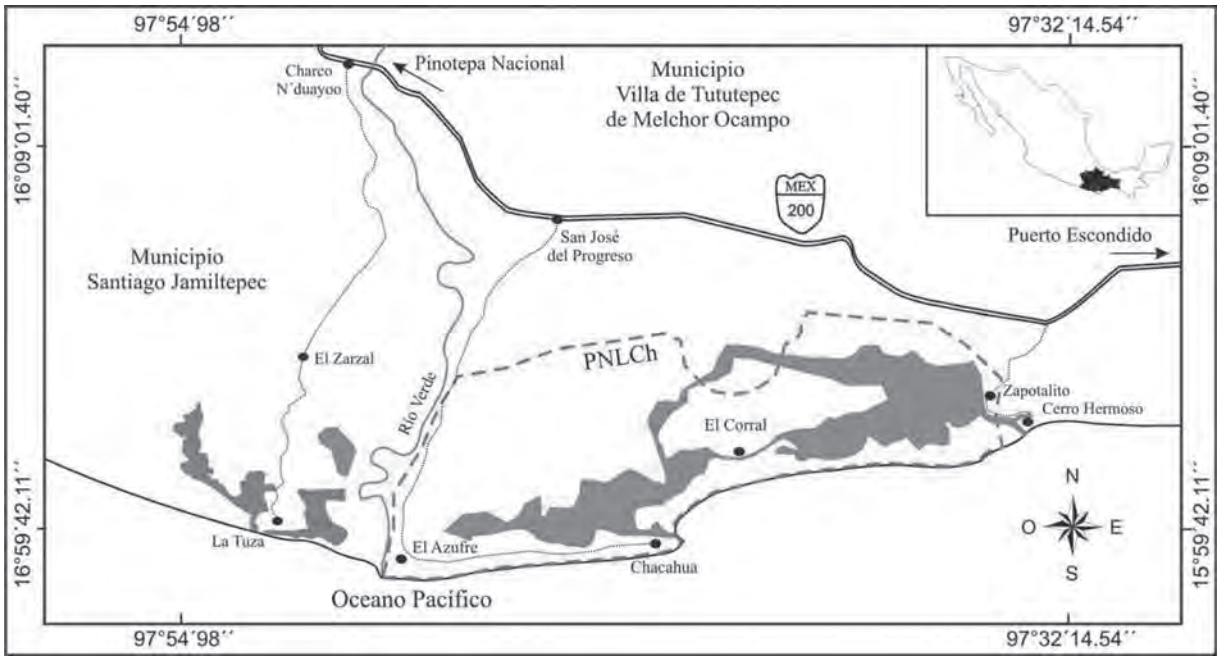


Figura 1. Área de estudio con las localidades de muestreo de pequeños roedores en el Parque Nacional Lagunas de Chacahua (PNLCh) y La Tuza de Monroy, Oaxaca, México.

prendido entre julio de 2009 y junio de 2010, con una duración de cuatro días por muestreo. Los muestreos sistemáticos, es decir, siguiendo un orden en cuanto a tiempo y esfuerzo horas/hombre, aplicado para cada uno, comprendieron cuatro sitios (La Tuza, El Azufre, El Corral y Cerro Hermoso) los cuales se eligieron por su estado de conservación y la presencia de los tres tipos de vegetación natural de mayor dominancia. También se tomó en cuenta el acceso y consentimiento de los pobladores para el trabajo de campo. Las visitas incluyeron proporcionalmente la temporada de sequía y lluvias.

En cada sitio se colocaron 3 estaciones radiales, conjuntando en cada estación 8 transectos unidos por el centro del mismo. Cada transecto contenía 5 trampas Sherman separadas cinco metros entre sí, contabilizando 40 trampas por estación. Las 120 trampas fueron cebadas con una mezcla de avena, extracto de vainilla, plátano y crema de cacahuate. Adicionalmente, en todas las localidades se realizaron caminatas sobre senderos con la finalidad de registrar visualmente a los roedores arborícolas. Todos los ejemplares capturados fueron determinados hasta el nivel de especie siguiendo las claves de Hall (1981), Reid (1997), Bowers et al. (2004) y Ceballos y Oliva (2005), considerando el arreglo taxonómico reciente de Ramírez-Pulido et al. (2005).

Para obtener la riqueza de especies por localidades se utilizó el índice de Margalef, el cual se basa únicamente en el número de especies presentes, sin tomar en cuenta el valor de importancias de las mismas, los valores del índice fluctúan de cero en adelante, a medida que aumenta su valor, mayor será su riqueza (Moreno, 2001). Para el caso de la comparación de la riqueza de especies para cada temporada del año (lluvia y sequía) se evaluó empleando el índice de Shannon-Wiener (H'). Este índice considera estadísticamente a la comunidad como una muestra finita y es sensible al cambio entre el número de especies (Feisinger, 2001; Halffter et al., 2001); además, actúa bajo la suposición de que los individuos se muestran al azar a partir de una población inmensamente grande, y que todas las poblaciones de las especies están presentes en una sola muestra (Magurran, 2004).

Para comparar los patrones de abundancia entre sitios y especies se usó una gráfica de rango-abundancia o curva de Whitaker (Feinsinger, 2001). Además, se utilizó el índice de dominancia de Berger-Parker (d), que se basa en la importancia proporcional de las especies más abundantes. Es completamente independiente del número de especies (S), por lo que algunos de los autores lo recomiendan como uno de los mejores índices para calcular la dominancia (Moreno, 2000), y se utilizó el índice de equidad de Pielou (J') (Moreno, 2000).

Para obtener las diferencias entre los índices de diversidad (H') entre sitios se utilizó una prueba de t modificada por Hutcheson (Hutcheson, 1970). Se utilizó un $\alpha = 0.05$.

Cuadro 1. Abundancia relativa y parámetros de diversidad de pequeños roedores en cuatro sitios del Parque Nacional Lagunas de Chacahua y La Tuza de Monroy, Oaxaca, México, para las estaciones seca (S) y de lluvia (Ll).

	Azufre		El Corral		Cerro Hermoso		La Tuza	
	S	Ll	S	Ll	S	Ll	S	Ll
Familia Sciuridae								
Sciurus aureogaster	2	16	5	18	9	14	8	23
Familia Heteromyidae								
Liomys pictus	2	12	4	9	7	7	10	15
Familia Muridae								
Peromyzcus aztecus	1	15	0	0	3	0	7	12
Reithrodontomys fulvescens	0	0	0	0	4	26	3	11
Sigmodon hispidus	3	23	3	6	0	8	12	21
Abundancia relativa (n)	8	50	12	33	23	55	40	82
Riqueza (S)	4	4	3	3	4	4	5	5
Índice de Margalef	1.44	0.7	0.8	0.57	1	0.75	1.1	0.9
Índice de Menhinick	1.42	0.49	0.87	0.52	0.8	0.54	0.8	0.55
Shannon-Wienner (H´)	1.32	1.12	1.07	0.99	1.3	1.21	1.5	1.56
Dominancia Berger-Parker	0.25	0.24	0.42	0.54	0.4	0.47	0.3	0.28
Equitatividad J (Pielou)	0.95	0.81	0.97	0.9	0.9	0.87	1	0.96

Resultados

Se capturaron 319 individuos en 5760 noches-trampa. Estos correspondieron a cinco especies de las familias Sciuridae, Heteromyidae y Muridae (Cuadro 1). La localidad que aportó el mayor número de individuos fue La Tuza con el 38.2%, seguido de Cerro Hermoso con 24.5%, El Azufre con 23.2% y El Corral con 14.1%. *Sciurus aureogaster* fue la especie más abundante (29.8%), seguida por *Sigmodon hispidus* (23.8%) y *Liomys pictus* (20.7%).

La localidad más diversa en ambas temporadas (sequía y lluvias) fue La Tuza (H´= 1.53 y 1.56, respectivamente); en contraste, la menos diversa fue El Corral (H´= 1.07 y 0.99, respectivamente, Cuadro 1). Todas las especies son compartidas, excepto *Reithrodontomys fulvescens* que estuvo ausente en las localidades de El Azufre y El Corral en ambas temporadas (sequía y lluvias). No se encontraron diferencias significativas en la diversidad en la comparación pareada entre las localidades para ambas temporadas. Lo anterior indica que no existe una gran heterogeneidad en la diversidad de roedores entre las localidades estudiadas a lo largo del año.

En cuanto a las gráficas de rango-abundancia, se observan diferencias entre las pendientes de las localidades de El Azufre y La Tuza para la temporada de sequía (Fig. 2). En la primera hay una menor abundancia total y menor dominancia, mientras que en La Tuza hay una mayor abundancia total, mayor riqueza específica y mayor dominancia. Las localidades de El Corral y Cerro Hermoso ocupan una posición intermedia entre estos dos extremos. No obstante, para la temporada de lluvias no se observan diferencias marcadas entre las pendientes de las localidades (Fig. 3). *Sigmodon hispidus* y *Sciurus aureogaster* se presentaron en una similar posición jerárquica en las cuatro localidades como las especies más abundantes y dominantes en la temporada de sequía. Para el caso de la temporada de lluvias, ocurrió un patrón similar con la diferencia de que *Reithrodontomys fulvescens* ocupo la posición más abundante y dominante en la localidad de Cerro Hermoso.

Discusión

La riqueza y diversidad de roedores no fueron diferentes entre las localidades estudiadas, presentándose una mayor diversidad en La Tuza con respecto a El Corral. Esto se atribuye probablemente a que La Tuza es un área de selva baja y mediana con bajos niveles de perturbación mientras que El Corral es una extensión geográfica aislada debido a la presencia de las Lagunas de Chacahua a su alrededor y a la alta presencia de

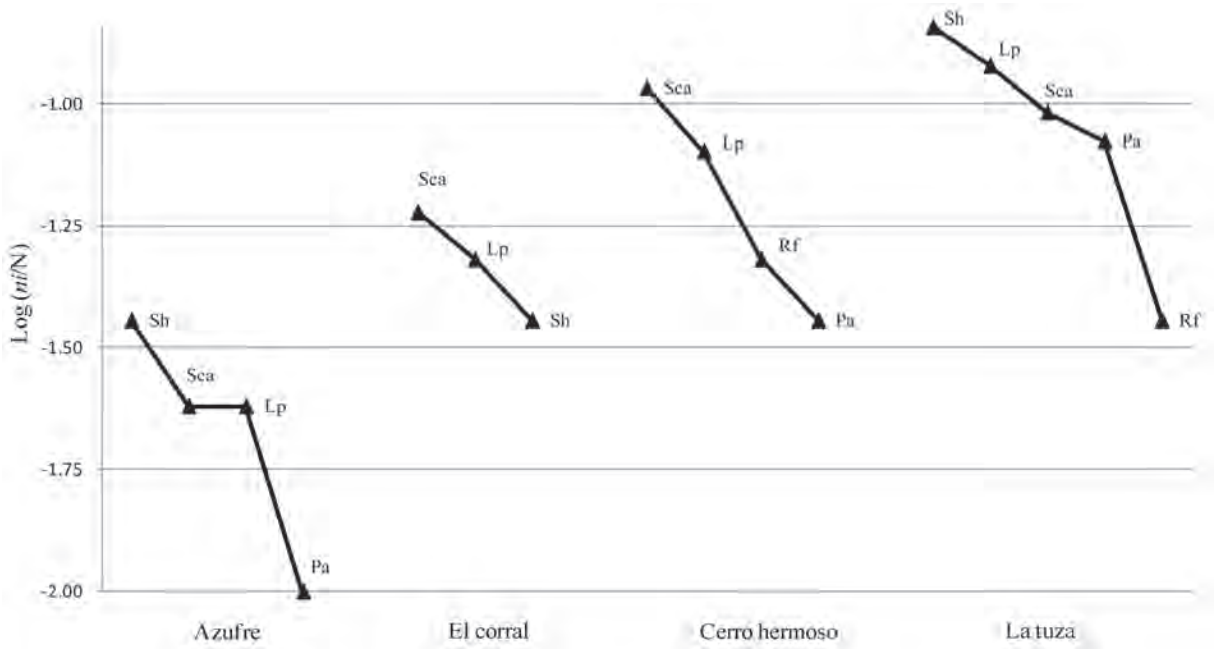


Figura 2. Curvas de rango-abundancia de las especies de pequeños roedores en el Parque Nacional Lagunas de Chacahua y La Tuza de Monroy, Oaxaca, México, durante la temporada de sequía. Lp = *Liomys pictus*, Pa = *Peromyzcus aztecus* Sca = *Sciurus aureogaster*, Sh = *Sigmodon hispidus*, Rf = *Reithrodontomys fulvescens*.

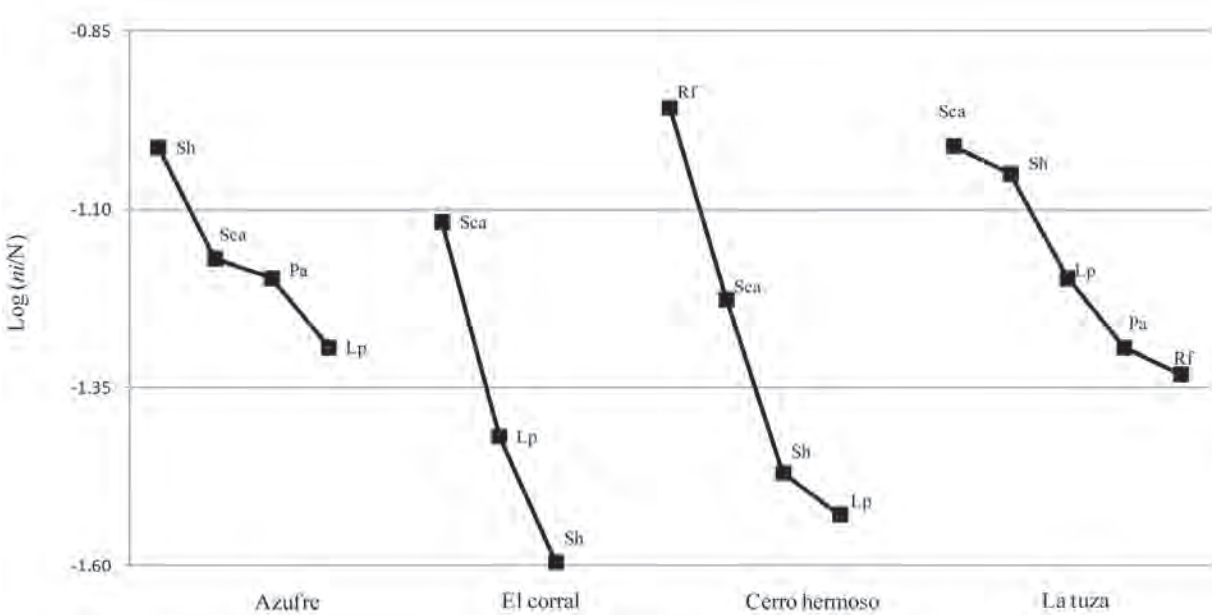


Figura 3. Curvas de rango-abundancia de las especies de pequeños roedores en el Parque Nacional Lagunas de Chacahua y La Tuza de Monroy, Oaxaca, México, durante la temporada de lluvia. Lp = *Liomys pictus*, Pa = *Peromyzcus aztecus* Sca = *Sciurus aureogaster*, Sh = *Sigmodon hispidus*, Rf = *Reithrodontomys fulvescens*.

gatos y perros domésticos asociados a los asentamientos humanos de la isla.

S. aureogaster es una especie abundante y de amplia distribución que se beneficia con la perturbación del hábitat y las actividades antropogénicas (Valdez-Alarcón y Téllez-Girón, 2005). Esta podría ser la razón por la que esta especie se encontró en todas las localidades en este estudio de forma abundante y dominante. En cuanto a *S. hispidus* es una rata que se ha reportado relacionada con selvas medianas, cultivos y ambientes mixtos, presentando una amplia distribución (Ramírez et al., 2005). Las localidades de El Azufre y La Tuza presentan extensas áreas de cultivo y probablemente se relacionen con la abundancia y dominancia de esta especie en esas localidades, por el contrario, su baja abundancia y dominancia en la localidad de El Corral en ambas temporadas del año probablemente se deba a la ausencia de cultivos y al grado de aislamiento de este sitio. Para el caso de *L. pictus*, esta es una especie abundante tanto en lugares conservados como perturbados y habita en selvas bajas, vegetación perturbada, cultivos y huertos, son de hábitos nocturnos, territoriales y agresivos y tienden a ser solitarios (Domínguez y Ceballos, 2005). Probablemente su abundancia y dominancia se observan disminuidas debido a sus hábitos solitarios, en otros estudios se han observado poblaciones que fluctúan entre 2 y 71 individuos por hectárea en selva baja, aún de considerarse una especie abundante (Domínguez y Ceballos, 2005)

Se observó que la riqueza de especies fue baja en la localidad de El Corral en ambas temporadas del año, debido a que en promedio se capturaron tres especies. Las más frecuentes pero en diferentes proporciones fueron: *S. aureogaster, L. pictus y S. hispidus*. Probablemente la presencia de estas especies de roedores se deba a su amplia distribución y a su gran capacidad para adaptarse a las condiciones de esta localidad (Ceballos y Oliva, 2005). Aunado a lo anterior y de manera general para toda esta región excepto La Tuza, las prácticas anuales de tumba-rosa y quema pueden estar afectando la variabilidad espacial y temporal en la composición de estas especies de pequeños roedores (Fa y Sánchez-Cordero, 1993).

Especies generalistas en su dieta o en tipos de ambiente, como *S. aureogaster*, *S. hispidus* y *L. pictus* tienen una alta tolerancia a la transformación del hábitat, es por ello que se les encuentra en áreas agrícolas, zonas de pastizales y zonas llanas (Ramírez-Pulido et al., 2005). Es posible que en las localidad de El Azufre, El Corral y Cerro Hermoso, donde actualmente se realiza ganadería sin control, *P. aztecus* y *R. fulvescens* estén siendo afectados por el pisoteo del ganado. Asimismo, La riqueza registrada en este trabajo (cinco especies) es semejante a la reportada en estudios realizados en áreas de selva baja caducifolia y selva mediana subcaducifolia de Reservas de los estados de Yucatán y Quintana Roo, México, que se encuentran entre cinco y ocho especies (Hernández-Betancourt et al., 1996, 2008a, b; Pozo y Escobedo, 1999; Cimé-Pool et al., 2006, 2010).

Con el presente estudio se concluye que la localidad de La Tuza mantiene una alta riqueza, diversidad y abundancia en comparación con las localidades que forman parte del Parque Nacional Lagunas de Chacahua (El Azufre, El Corral y Cerro Hermoso). Estos resultados son un acercamiento al conocimiento de la distribución geográfica de la mastofauna de México, y en particular, de los pequeños roedores de la planicie central del estado de Oaxaca. No obstante, es necesaria la continuación de estudios en cuanto al efecto de los tamaños de los fragmentos y la composición vegetal sobre la variación espacial y temporal de la composición de estas especies para poder entender claramente la importancia de este grupo biológico, y con ello generar estrategias de conservación de las comunidades de pequeños roedores dentro del Parque Nacional Lagunas de Chacahua, como eslabón fundamental en el ecosistema de la selva baja y mediana caducifolia de esta extensa región.

Agradecimientos

Deseamos agradecer a la Universidad del Mar (UMAR) y a la Comisión Federal de Electricidad (CFE) a través del convenio de colaboración CUP:2IR0807 por las facilidades y financiamiento de esta investigación. Miguel Antonio-Gutiérrez, Batlin Pineda, Daniela Sigüenza, Yolanda López, Ilse A. Melchor apoyaron en el trabajo de campo. Asimismo, agradecemos la hospitalidad y facilidades otorgadas de los habitantes de las comunidades de La Tuza, El Azufre, El Corral y Cerro Hermoso. A la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales por el permiso de colecta científica (SGPA/DGVS/07774/08). Gwendolen Love Wilde (UMAR) realizó modificaciones a la versión en inglés de este trabajo.

Literatura citada

Bowers N., R. Bowers y K. Kaufman. 2004. Mammals of North America. Houghton Mifflin. New York. 351 p.

Casas-Andreu, G. y X. Aguilar Miguel. 2005. Herpetofauna del Parque Sierra de Nanchititla,

estado de México, México. Lista, distribución y conservación. Revista Ciencia Ergo Sum 12(1):44-53.

Ceballos, G. y C. Galindo. 1984. Mamíferos silvestres de la cuenca de México. Editorial Limusa/Instituto de Ecología, México, D.F. 299 p.

Ceballos G. y G. Oliva. 2005. Los mamíferos silvestres de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Fondo de cultura Económica. México, D. F. 986 p.

Cimé-Pool, J. A., J. B. Chablé-Santos, J. E. Sosa-Escalante y S. F. Hernández-Betancourt. 2006. Quirópteros y pequeños roedores de la Reserva de la Biósfera Ría Celestún, Yucatán, México. Acta Zoológica Mexicana (n. s.) 22:127-131.

Cimé-Pool, J. A., S. F. Hernández-Betancourt, R. C. Barrientos y A. Castro-Luna. 2010. Diversidad de pequeños roedores en una selva baja caducifolia espinosa del noreste de Yucatán, México. Therya 1(1):23-40.

Domínguez, Y. y G. Ceballos. 2005. *Liomys pictus* Thomas, 1893. *In* Los mamíferos silvestres de México, G. Ceballos y G. Oliva (eds.), Fondo de Cultura Económica y Comisión para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México. p. 629-631.

Fa, J. y V. Sánchez-Cordero. 1993. Effect of fire on a mexican high altitude grassland small mammals community. Journal of Zoology 230:343-347.

Feinsinger, P. 2001. Designing field studies for biodiversity conservation. The Nature Conservancy and Island Press. Washington, D. C. 212 p.

García, E. 1988. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. (Para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana). 4 ed., Offset Larios, México. 252 p.

Hall, E. R. 1981. The mammals of north america. Volumen 2, 2ª edición. The Blackburn Press, New Jersey. 1181+90 p.

Halffter, G. 2005. Towards a culture of biodiversity conservation. Acta Zoológica Mexicana (n.s.) 21:133-153.

Halffter, G. 2007. Reservas archipiélago: Un nuevo tipo de área protegida *In* Hacia una cultura de conservación de la diversidad biológica, G. Halffter, S. Guevara y A. Melic (eds.). ESA-CONABIO-CONANP-CONACYT-INECOL, AC., UNESCO-MAB, MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE-GOBIERNO DE ESPAÑA. m3m – Monografías Tercer Milenio, vol. 6, S.E.A., Zaragoza. p. 281-286.

Halffter, G, C. E. Moreno y E. O. Pineda. 2001. Manual para la evaluación de la biodiversidad en Reservas de la Biosfera. M&T – Manuales y Tesis SEA, vol. 2, Zaragoza. 80p.

Hernández-Betancourt, S. F., V. Sánchez-Cordero, J. E. Sosa-Escalante y A. Segovia. 1996. VIII Listados faunísticos de México. Instituto de Biología, UNAM, México, D.F. 39 p.

Hernández-Betancourt, S. F., J. A. Cimé-Pool, S. Medina Peralta y M. L. González-Villanueva. 2008a. Fluctuación poblacional de *Ototylomys phyllotis* Merriam, 1901 (Rodentia: Muridae) en una selva mediana subcaducifolia del sur de Yucatán, México. Acta Zoológica Mexicana (n.s) 22:161-177.

Hernández-Betancourt, S. F., J. A. Cimé-Pool y S. Medina Peralta. 2008b. Ecología poblacional de *Heteromys gaumeri* en la selva del sur de Yucatán, México. *In* Avances en el estudio de los mamíferos de México II, C. Lorenzo-Monterrubio, E. Medinilla y J. Ortega (eds.), Asociación Mexicana de Mastozoología, A. C., México, D.F. p. 427-448.

Hernández-Santos, I. 2009. Propuesta de programa para el Manejo Integral de la Zona Costera. Caso: Municipio de Villa de Tututepec de Melchor Ocampo, Oaxaca, México. Tesis de licenciatura, Universidad del Mar, Puerto Ángel, Oaxaca. 97 p.

Hutcheson, K. 1970. A test for comparing diversities based on the Shannon formula. Journal of Theorical Biology 29:151-154.

Lira, I., L. Mora-Ambriz, M. A. Camacho-Escobar y R. E. Galindo-Aguilar. 2005. Mastofauna del cerro La Tuza, Oaxaca. Revista Mexicana de Mastozoología 9:6-20.

Lira, I y E. Naranjo. 2005. Ampliación del área de distribución de *Tapirus bairdii* Gill 1865 (Perisodactila: Tapiridae) en México. Acta Zoológica Mexicana (nueva serie) 21: 107-110.

Magurran, A. E. 2004. Measuring biological diversity. Blackwell Publishing, New York. 256 p.

Marini, Z. F. 1999. Apropiación comunitaria y ordenamiento ecológico, principios de soberanía y sustentabilidad. Tesis de maestría, Instituto Tecnológico Agropecuario de Oaxaca, Oaxaca.

Moreno, C. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T-Manuales y Tesis SEA, Vol. 1. Zaragoza. 84 p.

Pérez-Delgado, P. E. 2002. Estado de conservación de la vegetación del Parque Nacional Lagunas de Chacahua: propuesta para su rehabilitación. *In* Chacahua: Reflejos de un Parque, M. Alfaro y G. Sánchez. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, Programa de las Naciones Unidas, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Plaza y Valdez, México, D.F. p. 29-37.

Pozo, C. y J. E. Escobedo. 1999. Mamíferos terrestres de

la reserva de la biósfera de Sian ka´an, Quintana Roo, México. Revista de Biología Tropical 47: 251-262.

Ramírez-Bautista, A., U. Hernández-Salinas, U.O. García-Vázquez, A. Leyte-Manrique y L. Canseco-Márquez. 2009. Herpetofauna del valle de México: Diversidad y Conservación. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad., México, D.F., 213p.

Ramírez, J., C. Chávez Tovar y G. Oliva. 2005. *Sigmodon hispidus* Say y Ord, 1825. *In* Los mamíferos silvestres de México, G. Ceballos y G. Oliva (eds.), Fondo de Cultura Económica y Comisión para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, D.F. p. 799-801.

Reid, A. F. 1997. A field guide to the mammals of central and southeast Mexico. Oxford University Press, New York. 334 p.

Torres Colín, R. 2004. Tipos de vegetación. *In* Biodiversidad de Oaxaca, A. J. García-Menoza, M. J. Ordoñez y M. A. Briones-Salas (eds.). UNAM-Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza-World Wildlife Fund, México, D. F. p. 105-117.

Váldez-Alarcón, M. y G. Téllez-Girón. 2005. *Sciurus aureogaster* F. cuvier, 1829. *In* Los mamíferos silvestres de México, G. Ceballos y G. Oliva (eds.), Fondo de Cultura Económica y Comisión para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, D. F. p. 547-548.

Wilson, D. E. y D. M. Reeder. 1993. Mammals species of the world: a taxonomic and geographic reference. Segunda edición. Smithsonian Institution Press, Washington, D. C. 130 p.

*Uso histórico del pastizal en las áreas naturales protegidas para el perrito llanero mexicano (*Cynomys mexicanus*) en Nuevo León, México*

*Historical use of grassland in natural protected areas for the Mexican prairie dog (*Cynomys mexicanus*) in Nuevo León, México*

Elisa Paulina Zaragoza Quintana¤*, Mauricio Cotera Correa, Laura Magdalena Scott Morales y Marisela Pando Moreno*

Resumen

Varias áreas de pastizal fueron decretadas Áreas Naturales Protegidas a principios de este siglo por el Estado de Nuevo León. Entre ellas, hay tres cuyo objetivo principal es conservar el perrito llanero mexicano y son consideradas como Zonas Sujetas a Conservación Ecológica. Estas áreas, conocidas como La Trinidad, La Hediondilla y Llano La Soledad, albergan las colonias más extensas del perrito llanero mexicano (*Cynomys mexicanus*). En ellas se evaluó la transformación histórica del pastizal por causa de la agricultura y la disponibilidad de hábitat para dicha especie, empleando cartas de uso de suelo y vegetación de INEGI (series I, II y III), imágenes satelitales de los años 1973, 1990, 2001, 2004 y 2006 y visitas a campo durante el año 2011. Empleando análisis de series de tiempo se pronosticaron sucesos en los siguientes años con respecto al cambio de uso del suelo para cada área protegida. En la Trinidad, de 1973 a 2011 el pastizal se redujo un 27% de su extensión original. La Hediondilla perdió 45% del pastizal entre 1973 y 2011, del cual 31% ocurrió del año 2001 a 2011. La modificación del pastizal en el área protegida El Llano La Soledad fue de 1.75% entre los años 1973 a 2011. Las series de tiempo pronosticaron que La Hediondilla y La Trinidad continuarán perdiendo pastizal nativo en años futuros. El Llano La Soledad es el área con mayor superficie de pastizal natural disponible y representa la colonia de perrito llanero mexicano más extensa y en mejores condiciones de conservación.

Palabras clave: agricultura, fragmentación, Rodentia, Sciuridae, hábitat, transformación, conservación.

Abstract

At the beginning of this century several grassland areas were declared Natural Protected Areas by the state of Nuevo Leon. Amongst them, there are three which main objective is to preserve the Mexican prairie dog populations. These areas, named La Trinidad, La Hediondilla and Llano La Soledad, have the largest colonies of *Cynomys mexicanus*. There, we evaluated the historic change of grasslands due to the turnover in land use as well as habitat availability for prairie dogs. We use vegetation and soil use maps from INEGI, satellite images of 1973, 1990, 2001, 2004 and 2006 and field data from 2011. Through time series analysis we examined each protected area to predict events in the following years related to land use, specifically agriculture. Grasslands in La Trinidad decreased from 1973 to 2011 about 27%. In La Hediondilla 45% of the prairie was lost from 1973 to 2011, 31% of which was lost between 2001 and 2011when it was cleared for agriculture, while only 1.75% of the surface of El Llano La Soledad was modified between 1973 and 2011. Time series analysis indicated that La Hediondilla and La Trinidad will continue to lose native grassland in the following years. El Llano La Soledad is the area with the largest grassland community available for the Mexican prairie dog.

Key words: agriculture, fragmentación, Rodentia, Sciuridae, habitat, transformation, conservation.

Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. Carretera Nacional km 145, Apartado Postal 41. C.P. 67700 Linares, Nuevo León, México.
¤ *nasuanarik@yahoo.com.mx*

Introducción

México es un país que presenta tasas elevadas de deforestación y de cambio de uso de suelo (Challenger y Dirzo., 2009), provocando este acelerado ritmo de deterioro de los ecosistemas mexicanos (Flores-Villela y Geréz, 1994; Yúnez, 2010) un efecto negativo sobre las poblaciones de mamíferos (Villa y Cervantes, 2003; Ceballos y Oliva, 2005). No ha de extrañar, por tanto, que la reducción y fragmentación de hábitats en el país, con su secuela de pérdida de especies, esté considerada como una de las amenazas más frecuentes y ubicuas para la conservación de la biodiversidad (Santos y Tellería, 2006; SEMARNAT, 2009).

Una de las especies endémicas de México es el perrito llanero mexicano (*Cynomys mexicanus*), distribuido en el Noreste del país y en peligro de extinción, según la NOM-059-SEMARNAT-2010 (D.O.F., 2010), a causa de la fragmentación de su hábitat y el cambio de uso de suelo (Reséndiz, 2006; Estrada et al., 2010). Está considerada como una especie clave por su importancia ecológica, ya que influye en las características físicas y biológicas del ecosistema que habita (Miller et al., 1994; Ceballos y Pacheco, 2000). La distribución geográfica del perrito llanero mexicano sufrió una reducción del 33% de los años de 1996 a 1999, quedando un total de 322 km^2 de superficie para esta especie, debido en gran parte al cambio de uso de suelo que se realiza en las áreas de su distribución original. No obstante su estado de conservación, para el año 2006 el área de distribución de *C. mexicanus* siguió disminuyendo a 289 km^2 (Scott et al., 2004). Ante esta situación, el Gobierno del Estado de Nuevo León en el año 2002 propuso, a través de la Secretaría de Desarrollo Urbano y Obras Públicas, tres Zonas Sujetas a Conservación Ecológica que protegen las colonias más extensas del perrito llanero mexicano en el Estado, las cuales se conocen como La Trinidad**,** Llano La Soledad y La Hediondilla (Periódico Oficial, 2002). Estas áreas juntas integran 15,271 ha lo que significa el 57% del área de distribución de la especie (Scott et al., 2004; Yeaton y Flores-Flores, 2006). Es importante resaltar que estas áreas naturales protegidas representan un corredor importante para aves migratorias y residentes como el Águila Real (*Aquila chrysaetos*), Aguililla Real (*Buteo regalis*), Lechuza Pocera (*Athene cunicularia*) y el Gorrión de Worthen (*Spizella wortheni*), esta última especie endémica y muy relacionada a la distribución del perrito llanero mexicano (Cotera-Correa y Scott-Morales, 2000; Canales, 2006; Contreras-Balderas et al., 2008). Además el Llano La Soledad es considerado un Sitio Internacional de la Red Hemisférica de Reservas para Aves Playeras como el Chorlo llanero (*Charadius montanus*) (Contreras-Balderas et al., 2008).

Cada Zona Sujeta a Conservación Ecológica (ZSCE) cuenta con un plan de manejo que propone una Zona Núcleo de Uso Restringido (ZN) en cada área protegida y únicamente La Trinidad y La Hediondilla poseen una Zona de Amortiguamiento de Aprovechamiento Sustentable de Agro-ecosistemas (ZAASA) y una Zona de Amortiguamiento de Aprovechamiento Sustentable de Recursos Naturales (ZAASRN). La ZN consta de una superficie en buen estado de conservación donde se busca mantener las condiciones actuales del ecosistema, y con estrictas medidas de control solo podrán realizarse excepcionalmente actividades de aprovechamiento que no modifiquen el hábitat, además se pueden llevar a cabo investigaciones experimentales o de observación, así como actividades de educación y recreación pasiva y de ganadería de sustento en forma limitada. La ZAASA tiene la función de orientar las actividades de aprovechamiento agrícola y pecuario que ahí se lleven a cabo, las cuáles deben conducir hacia el desarrollo sustentable creando al mismo tiempo las condiciones necesarias para lograr la conservación del ecosistema a largo plazo. La ZAASRN tiene como objetivo el aprovechamiento sustentable de los recursos naturales principalmente en los predios con potencial agrícola y ganadero, con una visión combinada de aprovechamiento sustentable y conservación a corto, mediano y largo plazo (PRONATURA, 2003). Se requiere de la autorización de la SEMARNAT para la realización de cualquiera de estas actividades (SEMARNAT, 2004).

No obstante la creación de éstas Áreas Protegidas y el estatus de conservación del perrito llanero mexicano, las actividades agrícolas y ganaderas dentro de su área de distribución continúan, provocando fuertes cambios en la forma y tamaño de las colonias de *C. mexicanus* (Yeaton y Flores-Flores, 2006; Estrada et al., 2010). Considerando lo anterior en esta investigación nos planteamos documentar los cambios de uso de suelo a través del tiempo en estas ZSCE y establecer los patrones de la fragmentación y disponibilidad de pastizal en las áreas naturales protegidas para *C. mexicanus* en el Estado de Nuevo León.

Materiales y Métodos

Se recopiló información histórica de las tres áreas de estudio (Fig. 1) por medio del análisis de la superficie de pastizal halófilo disponible, así como de las áreas agrícolas presentes en las cartas de uso actual del

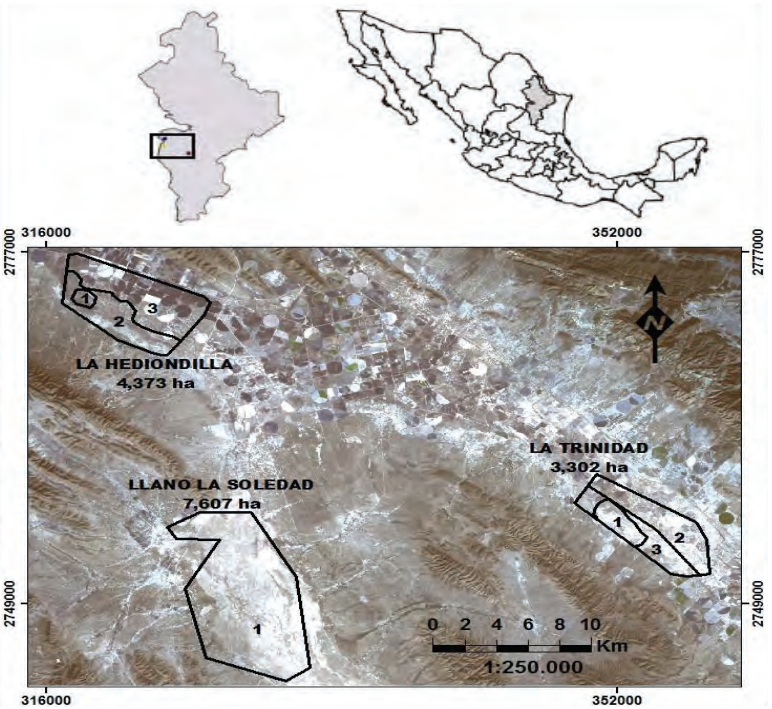


Figura 1. Localización geográfica, dimensión total y zonificación de las tres Zonas Sujetas a Conservación Ecológica para el perrito llanero mexicano (*Cynomys mexicanus*) en Galeana, Nuevo León, México. (1: zona núcleo; 2: zona de amortiguamiento de aprovechamiento sustentable de agroecosistemas; 3: zona de amortiguamiento de aprovechamiento sustentable de los recursos naturales).

suelo y vegetación G14-7 y G14-10 escala 1:250,000 y Series I, II y III (INEGI, 2005). Para la cuantificación del cambio de uso de suelo se emplearon las imágenes satelitales LANDSAT MSS path30row43nad27 del 22 de julio de 1973, LANDSAT TM path28row43nad27 del 16 de marzo de 1990, LANDSAT ETM path28row43nad27 del 01 de noviembre de 2001 y LANDSAT path28_row43 de Noviembre de 2006, e imagen satelital del GeoEye Google Earth ver.5 del 5 de junio de 2000 exclusivamente para la ZSCE La Trinidad y Digital Globe Google Earth ver.5 del 20 de junio de 2004 únicamente para la ZSCE Llano La Soledad y La Hediondilla. Se delimitaron manualmente sobre las cartas e imágenes satelitales las áreas agrícolas detectadas ya fueran por la forma (parcelas o pivotes) como por el crecimiento de la vegetación y variaciones de la humedad del suelo, así como los sitios abandonados, éstos últimos definidos para esta investigación como aquellas zonas que fueron cultivadas y después abandonadas, convirtiéndose en sitios de recuperación natural con evidencia de pastos y perrito llanero. Ya ubicadas las áreas de interés se realizó una comparación multitemporal (Treviño-Villarreal y Grant, 1998; Scott-Morales et al., 2004; Gutiérrez, 2008), haciendo énfasis en su condición antes de la declaratoria como áreas naturales protegidas y después de la misma.

Para conocer la disponibilidad del hábitat para el año 2011, se realizaron recorridos en los meses de enero y febrero en las áreas de estudio donde se identificaron y obtuvieron las coordenadas geográficas con un geoposicionador (GPS315-Magellan) de todos aquellos parches con perritos llaneros y áreas agrícolas en uso y abandonadas, éstas últimas reconocidas por las evidencias de surcos, alteración de la vegetación natural y especies invasoras (Yen, 2006). Las coordenadas obtenidas se trabajaron con el Sistemas de Información Geográfica ArcMap ver. 9.3.1 para hacer el mapa y calcular el área, así como la comparación con la información obtenida de las series I, II y III, que sirvieron de apoyo para definir las áreas de vegetación natural y las agrícolas, aunado a las imágenes satelitales con lo que se evaluó el impacto por la agricultura en las áreas naturales protegidas para la conservación del perrito llanero mexicano en Nuevo León, tomando de referencia la metodología de Gutiérrez (2008).

Con el programa estadístico Minitab ver. 14, se realizó un análisis de series de tiempo (ST), empleando las estimaciones obtenidas de cada imagen satelital

y la información de campo dentro de la Zona Núcleo (ZN), Zona de Amortiguamiento de Aprovechamiento Sustentable de Agroecosistemas (ZAASA) y Zona de Amortiguamiento de Aprovechamiento Sustentable de los Recursos Naturales (ZAASRN) de cada área protegida, con lo que se consiguió determinar una tendencia y comportamiento sobre cada ST. A éstas ST se les aplicó un análisis de regresión que permitió definir modelos con respecto al uso del suelo en los sitios de estudio, siendo evidente que como herramienta predictiva no permite conocer el valor exacto de los siguientes años pero si es posible encontrar un patrón de regularidad del uso del suelo dentro de la series temporales lo que sirvió para predecir sucesos en los años posteriores en función del comportamiento del pasado (Villacorta et al., 2002; Pérez, 2007).

Resultados

Cambio de uso de suelo en la ZSCE La Trinidad

Las imágenes satelitales del año de 1973 no mostraron áreas desmontadas en la superficie de ésta área protegida. Sin embargo para 1990 (cuando aún no se declaraba como Área Natural Protegida), se abrieron alrededor de 388 ha para la actividad agrícola (Cuadro 1), el pastizal nativo en ese año era de 2914 ha. Entre 1990 y 2000 el desmonte y uso de tierras sumó un total de 415 ha, las cuales adquirieron formas circulares con sistema de riego tipo pivote, actualmente populares en el área. El desmonte de la futura ZN se traslapó con áreas abiertas de años anteriores, se apreciaron áreas en recuperación natural y el pastizal para ese año 2000 era de 2828.5 ha. La actividad agrícola aumentó para el año 2001 abriéndose nuevos pivotes y llegando a 819 ha el uso agrícola del suelo. En el 2006, cuatro años después de su declaración como Área Natural Protegida (ANP), se operaron un total de 1339 ha para la agricultura, encontrándose parches abandonados en ambas zonas de amortiguamiento, algunos de los cuales mostraban una recuperación natural. Finalmente en el año 2011 se reabrieron nuevamente en las tres zonas de la Trinidad, áreas que ya se encontraban en recuperación natural. Lo anterior indicó el uso de 386 ha y se cuantificaron 564 ha de superficie en abandonadas con presencia de vegetación invasora en la ZSCET.

Los 38 años analizados revelaron cambios considerables en la superficie del pastizal halófilo en La Trinidad debido a la agricultura. La ZN resultó ser el área con menos evidencia de actividad agrícola durante los años analizados (Cuadro 2). Sin embargo, en la ZAASA el 36.4% de la superficie del pastizal fue transformado para la agricultura hacia el año 2011, lo que significa que alrededor de 1090.08 ha comprendían pastizal natural y sitios agrícolas abandonados. Mientras tanto, en este periodo de años el pastizal de la ZAASRN se modificó en un 24% por la actividad agrícola.

Cuadro 1. Superficie (ha) de áreas desmontadas (D), áreas reutilizadas (R) y abandonadas (A) por año en La Trinidad, Galeana, Nuevo León, México, (1: zona núcleo, 2: zona de amortiguamiento de aprovechamiento sustentable de agro-ecosistemas, 3: zona de amortiguamiento de aprovechamiento sustentable de los recursos naturales).

Año	Zona de manejo	D	R	A
1990	1	207	0	50
	2	131	0	0
	3	50	0	0
2000	1	13	13	0
	2	285	0	0
	3	117	0	5
2001	1	16	0	0
	2	353	285	0
	3	165	0	0
2006	1	38	0	0
	2	98	148	738
	3	90	3	224
2011	1	20	0	41
	2	159	92	406
	3	42	73	117

En total para el año de 1973, antes de ser decretada como área protegida, La Trinidad contaba con 3302 ha de superficie de pastizal, para el año 2001 (un año antes de su decreto) la superficie ocupada por pastizal halófilo disminuyó casi 25%, ya que se desmontaron 819.20 ha. En el año 2006, la dinámica del uso y re-uso del suelo para la agricultura llegó a 1339.3 ha lo que significa una disminución de 40.5% del pastizal; en el 2011 se cultivaron 886.99 ha correspondiente a un 27% de la ZSCE. En general entre el 2001 y el 2011, se dejaron de emplear para la agricultura 452.31 ha que anteriormente habían sido utilizadas para este fin, lo que significa una recuperación de manera natural de un 13.5% de pastizal en ese periodo. Dentro de lo que sería en la actualidad la Zona Núcleo, la actividad agrícola varió en el curso de los años, ya que en el año 1990 el 36% de su superficie fue modificada, para el 2001 (un año antes de su decreto) la superficie de suelo ocupada por el cultivo fue de 3% y para el 2011 se mantuvo esa cantidad de superficie utilizada para la agricultura dentro de la ZN, aun siendo considerada como área restringida para la realización de estas actividades.

Cuadro 2. Superficie (ha) y porcentaje de pastizal remanente, incluyendo sitios abandonados en cada zona de manejo, que componen La Trinidad, Galeana, Nuevo León, México, (ZN: zona núcleo, ZAASA: zona de amortiguamiento de aprovechamiento sustentable de agroecosistemas, ZAASRN: zona de amortiguamiento de aprovechamiento sustentable de los recursos naturales).

Año	ZN (578)	ZAASA (1715)	ZAASRN (1009)	Total (3302)
1973	578	1715	1009	3302
	(100%)	(100%)	(100%)	(100%)
1990	371	1584	959	2914
	(64%)	(92%)	(95%)	(88%)
2000	565	1430	843.5	2828.5
	(98%)	(83%)	(83%)	(86%)
2001	561.5	1077	844	2483
	(97%)	(63%)	(84%)	(75%)
2006	540	731	692	1963
	(93%)	(43%)	(69%)	(59.5%)
2011	560	1090	765	2415
	(97%)	(63.6%)	(76%)	(73%)

El análisis de series de tiempo (ST) de la ZN resultó en un modelo de regresión cúbica no significativo (R-Sq=89.6%, p=0.152) por lo cual no es posible un pronóstico del comportamiento a futuro. En la ZAASA los datos de la ST se ajustaron a un modelo de regresión lineal significativo (p=0.047) lo que permite predecir que en los próximos años, de mantenerse los factores socioeconómicos actuales el desmonte de tierras y presencia de sitos con disturbio tienden a incrementarse, pudiendo alcanzar las 1000 ha desmontadas en años posteriores lo equivalente al 53% de la superficie de ésta zona de amortiguamiento. De la misma manera, en la ZAASRN la ST se ajustó a un modelo de regresión lineal significativo (p=0.014) con una tendencia lineal de predicción para los siguientes años (Fig. 2). De mantenerse el ritmo actual de desmontes para la agricultura, en años posteriores se habrán desmontado alrededor de 500 ha, lo que equivaldría al 66% de la superficie en ésta zona.

El comportamiento de la series de tiempo para la totalidad de la ZSCE La Trinidad mostró una regresión lineal significativa (p=0.030), lo que pronostica que la apertura de tierras para la agricultura podría ir en aumento llegando aproximadamente a 1500 ha en años subsiguientes, equivalente al 45% del total de superficie del área protegida.

Cambio de uso de suelo en la ZSCE La Hediondilla

La imagen satelital de 1973 de La Hediondilla muestra que para entonces ya existían 687 ha desmontadas para la agricultura (Cuadro 3) del total de su superficie. Para el año de 1990 se reutilizaron 437 ha de las aprovechadas en años anteriores. En el 2001 se abrieron 245 ha para la actividad agrícola, otras áreas se volvieron a utilizar nuevamente (227 ha) y se identificaron algunos fragmentos abandonados (148 ha). Posteriormente, en el año 2004 la apertura de tierras fue de 482 ha, las cuales en su mayoría adquirieron formas circulares, se reutilizaron 159 hectáreas y se reconocieron 1049 ha

Cuadro 3. Superficie (ha) de áreas desmontadas (D), áreas reutilizadas (R) y abandonadas (A) por año en La Hediondilla, Galeana, Nuevo León, México, (1: zona núcleo, 2: zona de amortiguamiento de aprovechamiento sustentable de agro-ecosistemas, 3: zona de amortiguamiento de aprovechamiento sustentable de los recursos naturales).

Año	Zona de manejo	D	R	A
1973	1	0	0	0
	2	0	0	0
	3	687	0	0
1990	1	0	0	0
	2	0	0	0
	3	0	437	0
2001	1	0	0	0
	2	0	0	0
	3	245	227	148
2004	1	0	0	0
	2	80	0	38
	3	402	159	1011
2006	1	0	0	0
	2	55.5	0	190
	3	412	55	1304
2011	1	0	0	0
	2	165	0	368
	3	166	0	1257

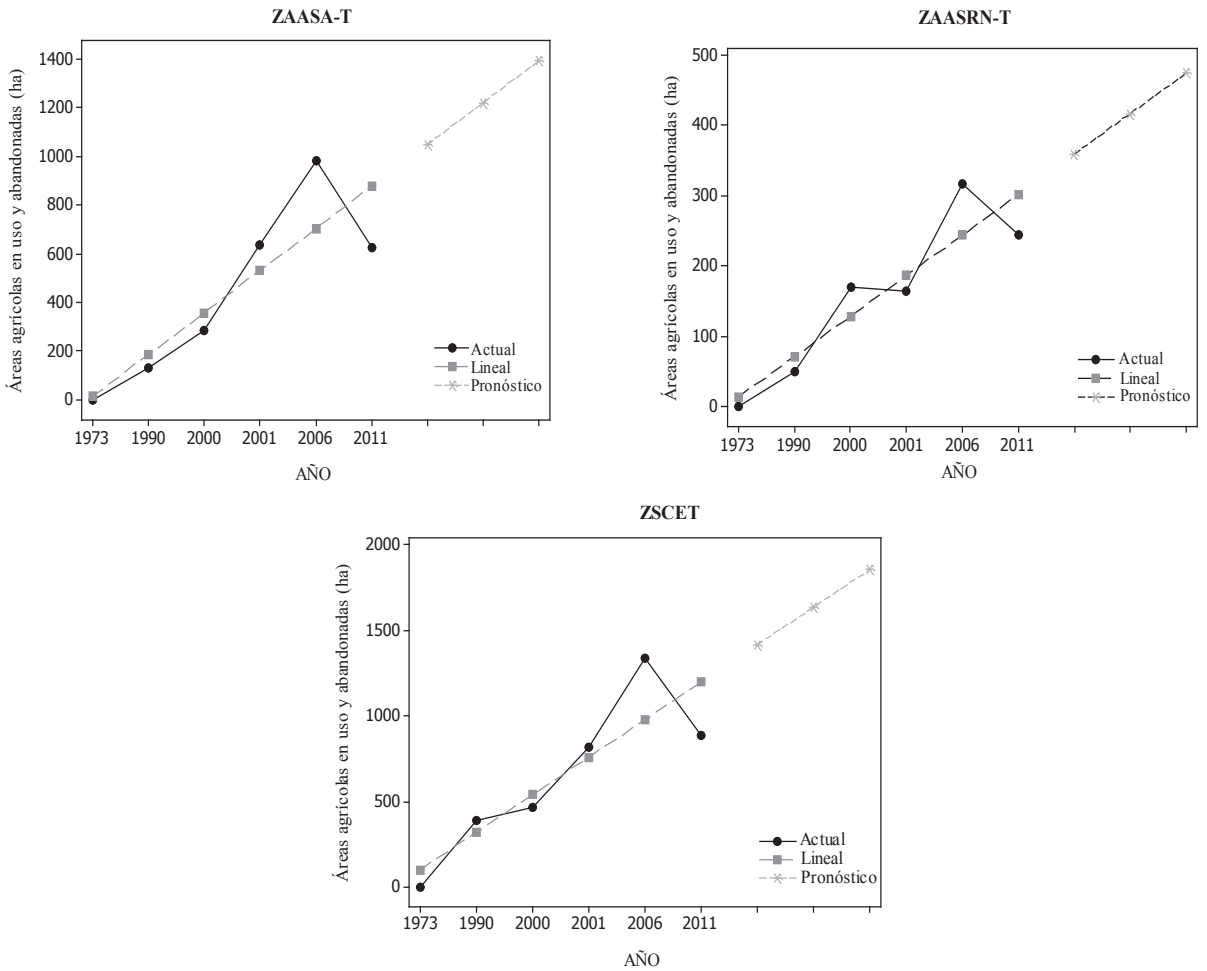


Figura 2. Modelos de tendencia lineal con pronósticos para la zona de amortiguamiento de aprovechamiento sustentable de agro-ecosistemas (ZAASA), zona de amortiguamiento aprovechamiento sustentable de los recursos naturales ZAASRN y la Zona Sujeta a Conservación Ecológica La Trinidad (ZSCET) en Galeana, Nuevo León, México.

abandonadas; la cantidad de pastizal natural para este año fue de 2683 ha. Durante el año 2006 el desmonte de pastizal llegó a 467.5 ha, se reusaron 55 ha de años anteriores y 1494 ha se encontraban en alguna etapa de recuperación. Por último, en el año 2011 la información de campo mostró que 1625 ha se encontraban abandonadas y 331 ha desmontadas para su uso agrícola.

En los 38 años analizados, la superficie del pastizal de La Hediondilla mostró cambios considerables a través del tiempo. La ZAASA tuvo una pérdida de 31% del pastizal halófilo entre el año 1973 y 2011, lo que significa un remanente de 1109.4 ha de la vegetación nativa (Cuadro 4). En cambio para el año 2011 la ZAASRN perdió el 56 % de la superficie de pastizal a causa de la actividad agrícola. En resumen, para el año de 1973 La Hediondilla había perdido 16% de pastizal, en el 2001 (un año antes de su decreto) el desmonte y rehúso de tierras representaban un 14%. Los años 2004 y 2006 fueron los de mayor pérdida de superficie del pastizal con un 39% y 46% respectivamente. Para el año 2011 la superficie desmontada para uso agrícola y áreas en re-uso alcanzaron un 45% de la superficie del ANP. La pérdida de pastizal halófilo en el área protegida, desde su decreto al año 2011 alcanzó un 30.5% (1335.58 ha).

Dado que en la ZAASA se observaron incrementos en los desmontes de tierra durante un lapso de siete años (2004-2011), la ST resultaron en un análisis de regresión cúbica (p=0.028) permitiendo crear un modelo de tendencia cuadrática significativo (Fig. 3) que establece

Cuadro 4. Superficie (ha) y porcentaje de pastizal remanente, incluyendo sitios abandonados en cada zona de manejo, que componen La Hediondilla (ZN: zona núcleo, ZAASA: zona de amortiguamiento de aprovechamiento sustentable de agro-ecosistemas, ZAASRN: zona de amortiguamiento de aprovechamiento sustentable de los recursos naturales).

Año	ZN (154)	ZAASA (1614)	ZAASRN (2605)	Total (4373)
1973	154	1614	1918	3686
	(100%)	(100%)	(84%)	(84%)
1990	154	1614	2169	3936
	(100%)	(100%)	(83%)	(90%)
2001	154	1614	1985	3753
	(100%)	(100%)	(76%)	(86%)
2004	154	1482	1032	2683
	(100%)	(92%)	(40%)	(61%)
2006	154	1362	841	2357
	(100%)	(84%)	(32%)	(54%)
2011	154	1109	1154	2417
	(100%)	(69%)	(44%)	(55%)

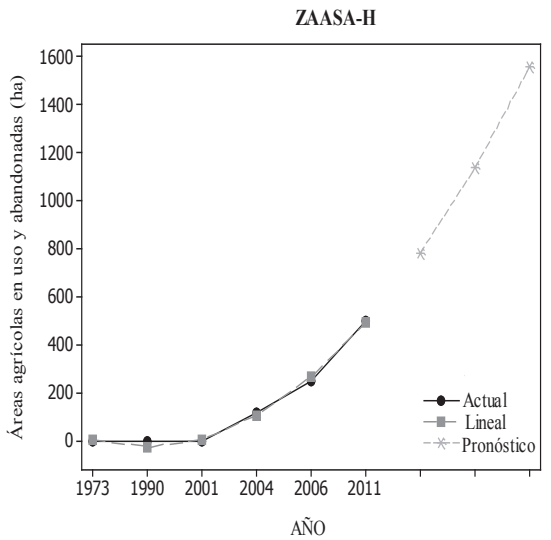


Figura 3. Modelo de tendencia cuadrática con pronósticos para la zona de amortiguamiento de aprovechamiento sustentable de agro-ecosistemas (ZAASA) en La Hediondilla, en Galeana, Nuevo León, México

que de mantenerse el ritmo actual de desmontes y el mismo contexto socioeconómico, para años subsecuentes se alcanzarán aproximadamente 800 ha más de desmontes, que es equivalente a la superficie total de pastizal halófilo en la zona de manejo y por lo tanto la pérdida del hábitat disponible para el perrito llanero mexicano.

Los datos de la ST de la ZAASRN y para La Hediondilla como ANP se ajustaron a una regresión cúbica no significativa (R-Sq=72.1%, p=0.387 y R-Sq=80.1%, p=0.284 respectivamente), lo que no permite un pronóstico a futuro de la zona.

Cambio de uso de suelo de la ZSCE Llano La Soledad

Durante el año de 1973 el Llano La Soledad no presentó sitios desmontados, pero en 1990 se cuantificaron 272.25 ha abiertas para la agricultura. La imagen de 2001 no mostró actividad agrícola dentro del área protegida, aunque se encontraron 52.74 ha en abandono después de ser cultivadas. Para el año 2004, 119.98 ha se hallaban en abandono y 36.32 ha de superficie de pastizal fueron desmontadas. En el año 2006 se desmontó 4.3 ha, se identificaron 102.7 ha en abandono y 11 ha reutilizadas para el cultivo. Finalmente con la información de campo del año 2011 se registró únicamente 43.16 ha en abandono con evidencia de pastizal y perrito llanero, además de 90.5 ha sembradas con nopal (*Opuntia sp*).

Las actividades agrícolas en el ZSCES han sido muy limitadas a través de los 38 años de análisis, llegando a ser el área protegida con menos superficie de tierras transformadas para la actividad agrícola. Para el año 1973, la futura zona ecológica tenía 7607 ha de vegetación nativa, en 1990 el pastizal halófilo sumaba 7334.75 ha, y poco antes de su decreto como área protegida en el 2001 contaba con 7555.26 ha, para los años 2004 y 2006 la superficie del pastizal fue de 7450.7 ha y 7489.96 ha respectivamente y finalmente para el 2011 presentó 7474 ha, lo que significó una pérdida de pastizal en estos 38 años de apenas 1.75% en toda el ANP. El análisis de la serie de tiempo de los datos de la ZSCES mostró una tendencia secular, ya que se pudo determinar un desmonte de tierras en el año de 1990, reduciéndose posteriormente en el 2001 y aumentar tres años después; estas oscilaciones en los datos resultaron en una regresión cúbica (R-Sq= 75.6%) que no fue significativa (p=0.343) para predecir su desarrollo a futuro.

Discusión

Los resultados de este trabajo muestran que aún con el decreto oficial de tres ANP para la protección del perrito llanero en Nuevo León, la actividad agrícola en la zona continúa como una amenaza real para la existencia de esta especie. Como consecuencia de la transformación del hábitat para la agricultura, principalmente para el cultivo de papa, la superficie de pastizal halófilo de las áreas naturales protegidas La Trinidad y La Hediondilla ha generado importantes cambios en la cobertura y composición florística de la vegetación en un periodo de tiempo relativamente corto (Yen 2006), así como una disminución en la distribución del perrito llanero mexicano (Scott-Morales et al., 2004). Esta investigación deja al descubierto además, que todos estos cambios de uso de suelo son ilegales, al no considerar la legislación vigente que regula el uso de las ANP´s. El Llano La Soledad representa el único ejemplo donde después de su decreto, el uso de suelo para actividades agrícolas dentro del área prácticamente desapareció, al considerar toda la superficie del ANP como zona núcleo, por lo que las actividades agrícolas dentro de ella son restringidas (PRONATURA, 2003).

El análisis histórico de las imágenes satelitales de la ZSCE La Trinidad y La Hediondilla revela un cambio importante en la tecnificación de la agricultura a partir del año 2000, principalmente en el riego, ya que las parcelas de forma circular o de pivote permiten un riego de aspersión más eficiente y a la vez aumenta la superficie dedicada al cultivo. En contraste, en las imágenes de 1973 y 1990 se observan parcelas de formas lineales, con cultivos de tipo tradicional y un sistema de riego menos tecnificado, muy probablemente con cultivos de maíz, frijol, trigo, avena, alfalfa y, en menor medida, cultivos de papa (Pronatura Noreste y The Nature Conservancy 2007 en Medrano, 2010).

El seguimiento de las áreas desmontadas y abandonas revelan un aspecto importante en la conservación del perrito llanero mexicano, ya que después de aproximadamente 10 años después de su uso agrícola, éstas muestran evidencia de recuperación de la vegetación natural (Yen, 2006). Las observaciones de campo comprobaron la presencia de perritos llaneros en algunos de estos sitios anteriormente cultivados, así como del incremento en la presencia de especies características del pastizal halófilo. Esto es notorio en la ANP La Trinidad que a partir del año de su decreto como área protegida (Enero de 2002), disminuyó el desmonte de tierras para ser cultivadas y si bien hay fragmentación y modificación del pastizal, existen parches que fueron cultivados desde al menos hace 10 años y no se han vuelto a utilizar para fines agrícolas desde entonces, es aquí donde la recuperación del pastizal es notorio con potencial de recuperación para la especie. Esta oportunidad de manejar las áreas abandonadas es única, sobre todo por la poca intervención requerida.

De acuerdo a nuestro análisis, el ANP con mayor disturbio y con proyecciones poco favorables para la conservación del perrito llanero mexicano fue La Hediondilla. Es importante plantear una estrategia de recuperación de áreas de pastizal nativo, donde el compromiso de conservación y uso agrícola, lleguen a un equilibrio y eviten en un futuro la pérdida total de pastizal en ésta área. La implementación de una vigilancia más cercana a la zona para controlar las actividades agrícolas es importante, ya que solo así se podrá controlar el desmonte. Una estrategia para fomentar el descanso y abandono de áreas que fueron cultivadas es importante en la zona, definiendo estratégicamente la ubicación de dichas áreas, ya que de ello dependerá la movilidad y conexión de los clanes o familias de perrito llanero remanentes en el ANP.

En tanto que la zona sujeta a conservación ecológica Llano La Soledad es el ANP con mayor superficie de pastizal disponible y cabe resaltar que esta área protegida y sus alrededores, es de vital importancia para el perrito llanero mexicano y las especies relacionadas al ecosistema del pastizal halófilo, ya que representa la colonia más grande e ininterrumpida de esta especie (Scott-Morales et al., 2004: Zaragoza-Quintana, 2011), además de su composición florística en comparación a la zona de la Hediondilla y La Trinidad (Yen, 2006). En el Llano La Soledad existen diversos esfuerzos para la conservación de *Cynomys mexicanus*, los cuales involucran tanto organizaciones del sector privado como público. Hasta el 2011 existen varios convenios de conservación en tierras privadas y ejidales dentro de esta área protegida y sus alrededores que comprenden poco más de 7,000 hectáreas. Un ejemplo es el convenio de conservación en el Ejido La Carbonera, el cual compromete al Ejido a la conservación del hábitat y de la especie a cambio de un apoyo financiero durante un periodo de tiempo determinado (Cantú, 2006).

No obstante estos convenios, existen amenazas sobre esta ANP y otras áreas de pastizal habitadas por el perrito llanero mexicano, un ejemplo son los proyectos mal enfocados o sin fundamento técnico-científico que algunos prestadores de servicios desarrollan en las áreas de pastizal del Altiplano Mexicano con acciones que comprometen la conservación y recuperación de las especies nativas del área. Mantener extensiones considerables de pastizales, ecosistema críticamente amenazado y poco

protegido en México a pesar de que ocupa alrededor del 7% del territorio nacional (Challenger y Dirzo, 2009), es un reto para la conservación. La expansión agrícola y el manejo inadecuado de la ganadería constituyen las amenazas más importantes para los pastizales del norte de México, afectando no solo al perrito llanero mexicano sino también al perrito llanero de cola negra *Cynomys ludovicianus* (Royo y Baéz, 2001). De esta forma, al igual que para *Cynomys mexicanus*, la Reserva de la Biósfera Janos en el estado de Chihuahua se decretó en el año 2009, para asegurar la permanencia a largo plazo del complejo de colonias de perritos llaneros de cola negra más importantes de Norteamérica y las especies relacionadas al ecosistema del pastizal y otros ecosistemas (D.O.F, 2009). Este esfuerzo, que se compara con las Zonas Sujetas a Conservación Ecológica en Nuevo León, representa un área de oportunidad en la estrategia para la conservación de los pastizales de América del Norte y las especies amenazadas de preocupación común (Gauthier et al., 2003; http://www.cec.org/soe/files/es/SOE_SpeciesCommon_es.pdf).

En estos pastizales, la actividad ganadera puede ser es compatible con la presencia del perrito llanero mexicano siempre y cuando se aproveche adecuadamente el agostadero. Hay evidencias de baja competencia por el forraje entre el perrito llanero y el ganado caprino, aunque no así entre el perrito llanero y las ovejas (Mellado, 2005). Por consiguiente, deben monitorearse las actividades ganaderas que se realizan al interior de estas áreas protegidas, a fin de conocer con mayor certeza el impacto sobre el ecosistema. Finalmente, para contribuir con los propósitos establecidos en los planes de manejo de La Hediondilla y La Trinidad, se recomienda realizar una revisión y actualización de los mismos para cada zona ecológica, reajustar los objetivos y tener un control más estricto sobre el cambio de uso de suelo. Asimismo, para las tres ANP´s estudiadas, implementar actividades de manejo, restauración y/o rehabilitación y atender las demandas socioeconómicas de los habitantes o dueños de las tierras ubicadas dentro de las áreas naturales protegidas con el fin de alcanzar la conservación del perrito llanero mexicano y las especies relacionadas en su área de distribución.

Agradecimientos

Al Dr. Mario A. García Aranda, por su apoyo sobre la interpretación de las imágenes satelitales y por el material didáctico empleado para el mismo propósito. A la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma de Nuevo León por todas las facilidades otorgadas para la realización de ésta investigación. El primer autor agradece el apoyo de la beca de CONACYT otorgada para el programa de maestría. Este trabajo fue posible gracias al financiamiento otorgado por el Programa de Apoyo Científico y Tecnológico de la Universidad Autónoma de Nuevo León y Proyecto SEP-CONACYT (P-50340-II), para poder realizar las salidas a campo. De igual forma se agradece el apoyo del personal técnico del departamento agroforestal de la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma de Nuevo León.

Literatura Citada

Canales, D. 2006. Uso de hábitat y relaciones sociales de *Spizella wortheni* en el Altiplano Mexicano. Tesis Maestría, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. México, Nuevo León. 70 p.

Cantú, M. 2006. Estudio para determinar el valor de la Servidumbre Ecológica en la fracción de terreno colectivo del ejido La Carbonera en Llano La Soledad, Galeana, N.L. Valuador Profesional 9:13-15.

Challenger, A. y R. Dirzo. 2009. Factores de cambio y estado de la biodiversidad. In Capital natural de México, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio, Dirzo R., R. González e I. March (eds.). CONABIO. México. p. 37-73.

Ceballos, G. y J. Pacheco. 2000. Los perros llaneros de Chihuahua: importancia biológica y conservación. Biodiversitas, boletín bimestral de la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad 31:1-5.

Ceballos, G. y G. Oliva. 2005. Los mamíferos silvestres de México. Fondo de Cultura Económica, Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad. 988 p.

Contreras-Balderas A., J. González, J. García e I. Ruvalcaba. 2008. Nuevo León. *In* Avifauna Estatales de México, Ortíz-Pulido R., A. Navarro-Sigüenza, H. Gómez de Silva, O. Rojas-Soto y A. Peterson (eds.). CIPAMEX. Pachuca, Hidalgo, México. p. 165-198.

Cotera-Correa, M. y L. Scott-Morales. 2000. Pradera de Tokio. *In* Áreas de importancia para la conservación de las aves, M. del Coro Arizmendi y L. Márquez-Valdelamar (eds.). CONABIO. México. p. 132-133.

Diario Oficial de la Federación. 2009. Decreto por el que se declara como Área Natural Protegida,

con el carácter de Reserva de la Biósfera, la zona conocida como Janos, localizada en el Municipio de Janos, en el Estado de Chihuahua. Diario Oficial de la Federación, primera sección. p. 9-18.

Diario Oficial de la Federación. 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010. Protección Ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 78 p.

Estrada, E., L. Scott, J. Villarreal-Quintanilla, E. Jurado-Ybarra, M. Cotera, C. Cantú y J. García-Pérez. 2010. Clasificación de los pastizales halófilos del noreste de México asociados con perrito de las praderas (*Cynomys mexicanus*): diversidad y endemismo de especies. Revista Mexicana de Biodiversidad 81:401-416.

Flores-Villela, O. y P. Geréz. 1994. Biodiversidad y Conservación en México: Vertebrados, Vegetación y Uso de Suelo, segunda edición. Comisión Nacional de la Biodiversidad, Universidad Nacional Autónoma de México. 439 p.

Gauthier, D., A. Lafton, T. Toombs, J. Hoth y E. Wiken. 2003. Grassland: Toward a North American Conservation Strategy. Canadian Plains Research Center, University of Regina, Regina, Saskatchewan, and Commission for Environmental Cooperation, Montreal, Quebec, Canada. 99 p.

Gutiérrez, M. 2008. Impacto antropogénico en la región prioritaria para la conservación "El Tokio", en el altiplano mexicano. Tesis Maestría, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. México, Nuevo León. 86 p.

INEGI. 2005. Superficie total por entidad federativa, según uso del suelo y vegetación. Carta de uso de Suelo y Vegetación 1:250 000 Serie III. Periodo de observación de 2002 a 2005. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, México, D.F..

Medrano, M. 2010. Efecto de la fragmentación del hábitat sobre el perrito llanero mexicano (*Cynomys mexicanus* Merriam) en Galeana, Nuevo León, México. Tesis Maestría, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. México, Nuevo León. 88 p.

Mellado, M., A. Olvera, A. Quero y G. Mendoza. 2005. Diets of prairie dogs, goats and sheep on a desert rangeland. Rangeland Ecology and Management 58:373-379.

Miller, B. J., G. Ceballos y R. P. Reading. 1994. The prairie dog and biotic diversity. Conservation Biology 8:677-681.

Pérez, F. 2007. Introducción a las series de tiempo. Métodos paramétricos. Sello Editorial Universidad de Medellín, Medellín. 69 p.

Periódico Oficial. 2002. Gobierno Constitucional del Estado Libre y Soberano de Nuevo León. Tomo CXXXIX, Núm. 7. Nuevo León, México. 38 p.

PRONATURA. 2003. Plan de Manejo de la Zona Sujeta a Conservación Ecológica La Trinidad, Llano La Soledad y La Hediondilla. Pronatura Noreste A.C., Nuevo León, México. 62 pp.

Reséndiz, C. 2006. Especies amenazadas y comercialización: mamíferos. Boletín de la Red ARRIBA y del Programa de Nature Serve para América Latina y el Caribe 5:1-19.

Royo, M. y G. Báez. 2001. Descripción del hábitat de áreas colonizadas y sin colonizar por perrito llanero (*Cynomys ludovicianus*) en el noreste de Chihuahua. Revista Técnica Pecuaria en México. 89-104 p.

Santos, T. y Tellería. 2006. Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies. Ecosistemas 15(2):3-12.

SEMARNAT. 2009. Cuarto Informe Nacional de México al Convenio sobre Biodiversidad Biológica (CDB). Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México, D.F. 190 p. (http://www.cbd.int/doc/world/mx/mx-nr-04-es.pdf)

SEMARNAT. 2004. Proyecto de Protección, Conservación y Recuperación del Perrito Llanero (*Cynomys mexicanus*) Serie: proyectos de Recuperación de Especies Prioritarias, número 13. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México, D.F. 50 p.

Scott-Morales, L., E. Estrada, F. Chávez-Ramírez y M. Cotera. 2004. Continued decline in geographic distribution of the Mexican prairie dog (*Cynomys mexicanus*). Journal of Mammalogy 85:1095-1101.

Treviño-Villarreal, J. y W. Grant. 1998. Geographic Range of the Endangered Mexican Prairie Dog (*Cynomys mexicanus*). Journal of Mammalogy 79(4):1273-1287.

Villa, B. y A. Cervantes. 2003. Los mamíferos de México, Grupo Editorial Iberoamérica. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 140 p.

Villacorta, M., F. Camones, L. Miranda, E. Ordóñez y J. Vásquez. 2002. Desestacionalización de Series Económicas. Centro de Investigación y Desarrollo del Instituto Nacional de Estadística e Informática

(INEI), Lima. 60 p.

Yeaton, R. y J. Flores-Flores. 2006. Patterns of occurrence and abundance in colony complexes of the Mexican prairie dog (*Cynomys mexicanus*) in productive and unproductive grasslands. Acta Zoológica Mexicana (n.s.) 22(3):107-130.

Yen, M. 2006. Cambios en cobertura y composición florística del pastizal halófilo en el municipio de Galeana, N. L., México. Tesis Licenciatura, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. México, Nuevo León. 55 p.

Yúnez, N. 2010. Los grandes problemas de México, XI, Economía rural, primera edición. El Colegio de México, México. 196 p.

Zaragoza-Quintana E. 2011. Cambio de uso de suelo y salud del ecosistema en las Áreas Naturales Protegidas para el perrito llanero mexicano (*Cynomys mexicanus* MERRIAM). Tesis Maestría, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. México, Nuevo León. 133 pp.

Variación espacial del ensamble de pequeños mamíferos de tres áreas de bosque tropical subcaducifolio en la costa norte de Jalisco, México

Spatial variation of the small mammal assembly of three areas of subdeciduous tropical forest in the northern coast of Jalisco, Mexico

Silvia S. Zalapa¤ , Sergio Guerrero*, Mohammad H. Badii** y Fernando A. Cervantes****

Resumen

Se estudio el ensamble de pequeños mamíferos en tres áreas con diferente tiempo de regeneración del Bosque Tropical Subcaducifolio (BTS, VS32 y VS7), de julio de 1999 a junio 2001. Se registraron cuatro especies de pequeños mamíferos (*Liomys pictus*, *Oryzomys couesi*, *Peromyscus perfulvus* y *Tlacuatzin canescens*) en BTS y VS32 y 6 especies (*Liomys pictus*, *Oryzomys couesi*, *Peromyscus perfulvus, Tlacuatzin canescens*, *Osgoodomys banderanus* y *Sigmodon mascotensis*) en VS7. La mayor diversidad encontrada fue en VS7. Se estimó el tamaño poblacional mediante el método de enumeración de Krebs, *Liomys pictus* fue la especie con mayor tamaño poblacional en los tres estados serales. Las especies pertenecieron a tres gremios tróficos (granívoro, omnívoro y herbívoro-insectívoro). Las especies omnívoras difirieron en el peso corporal y las herbívoro-insectívoras en el uso de hábitat. El análisis de Ordenación Polar, mostró poca influencia de las variables de vegetación en el ensamble de pequeños mamíferos. Se encontraron diferencias en el ensamble de pequeños mamíferos en VS7 con respecto a BTS y VS32, esta diferencia fue determinada principalmente por la riqueza, abundancia de especies y por el uso diferencial de los recursos.

Palabras clave: diversidad, abundancia, gremio trófico, roedores, etapa seral, vegetación.

Abstract

We studied the assembly of small mammals in three sites of tropical subdeciduous forest with different regeneration time (BTS, VS32 and VS7), from July 1999 to June 2001. In BTS and VS32 we recorded four species of small mammals (*Liomys pictus*, *Oryzomys couesi*, *Peromyscus perfulvus* and *Tlacuatzin canescens*), while in VS7 we recorded six species (*Liomys pictus*, *Oryzomys couesi*, *Peromyscus perfulvus, Tlacuatzin canescens*, *Osgoodomys banderanus* and *Sigmodon mascotensis*); the highest value of diversity was found at site VS7. The population size was obtained by using the NMVS method of Krebs, where *L. pictus* was the species with the highest population size among sites. According to our results three guilds represented small mammal species (granivore, herbivore-insectivore, and omnivore). We found that the species of the omnivore guild were different in body size (weight), and that the species of the herbivore-insectivore guild were different in their habitat use. Based on the polar ordination analysis the variables of vegetation showed low influence in the conformation of the small mammal assemblage. The main differences between the assembly of small mammals at each site were influenced by species richness, species abundance and differential use of resources.

Key words: diversity, abundance, trophic guild, rodents, seral stage, vegetation.

** Centro de Estudios en Zoología, Universidad de Guadalajara. Apartado Postal 1-1919, C. P. 44101 Guadalajara, Jalisco, México.*
*** Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León, Apartado Postal 391, C.P. 6645 San Nicolás de Los Garza, Nuevo León, México.*
**** Departamento de Zoología, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Apartado Postal 70-153. C.P. 04510 México, Distrito Federal, México.*
¤ *sszalapah@gmail.com*

Introducción

En las comunidades ecológicas se desarrollan interacciones complejas entre las especies que las componen a través de un proceso denominado ensamble de comunidades, en el cual las especies invaden, persisten o se extinguen, en ocasiones repetidamente (Hang-Kawang y Pimm 1993); estos ensambles pueden variar espacial y temporalmente en la medida que los organismos reaccionen a los cambios del medio biótico y abiótico que los rodea (Weins 1986, Levin 1992), ya que están determinados por los recursos disponibles y por la competencia entre las especies por dichos recursos (Hutchinson 1959, Cody 1974, Cody y Diamond 1975). El ensamble de comunidades ha sido estudiado en roedores granívoros, principalmente en hábitats desérticos de Norteamérica, en donde se ha observado que, especies simpátricas tienden a ser diferentes significativamente en tamaño del cuerpo, afinidad taxonómica y grupo funcional (Brown y Liberman 1973, M'Closkey 1976 y 1978, Bowers y Brown 1982, Brown 1987, Dayan y Simberlof 1994, Kelt y Brown 1999), y que estas combinaciones específicas están limitadas por los recursos del medio local, como características del nicho de cada especie, patrones de separación de nicho (M'Closkey 1978, Dueser y Shugart 1979, Petterson et al. 1990, Rogovin et al. 1991, M'Closkey y Fieldwick 1975) y competencia (Van Horne 1982, Löfgren 1995).

Sin embargo, la estructura y composición de las comunidades pueden verse afectadas por actividades humanas como la agricultura, deforestación y urbanización (Matson et al. 1997, Nobel y Dirzo 1997). Aunque, algunos estudios han demostrado que disturbios intermedios pueden favorecer la diversidad debido a la disminución de la dominancia de algunas especies (Connell 1980) o por el incremento de la heterogeneidad ambiental (Yahner 1991); a final de cuentas, esos fenómenos ocasionan la fragmentación del hábitat y como efecto inmediato la variación en la riqueza de especies de mamíferos y con esto un cambio en la composición del ensamble (Laurance y Yensen 1991, Nupp y Swihart 1998). El objetivo del presente trabajo es conocer y contrastar el ensamble de pequeños mamíferos en tres áreas de bosque tropical subcaducifolio (BTS) con diferente tiempo de regeneración y evaluar algunos de los factores que pueden influenciar dicho ensamble. Esperamos que el ensamble sea diferente entre las áreas, siendo más complejo en las de mayor tiempo de regeneración o grado de conservación.

Materiales y Métodos

El área de estudio se localiza en el Municipio de Puerto Vallarta, Jalisco, próxima al poblado de Las Palmas, entre las coordenadas 20º 49' y 20º 50' N y 105º 05' y 105º 07' W, a una altura de 100 metros sobre el nivel del mar. La región presenta un clima cálido subhúmedo; la máxima temperatura se registra en los meses de junio a septiembre, con una fluctuación entre los 29ºC y 30ºC. El período más frío es en febrero con una temperatura de 23 a 24º C. La temperatura media anual es entre los 22 y 26°C. La precipitación tiene su máxima incidencia en el mes de junio con valores entre los 300 y los 310 mm mientras que la mínima ocurre en los meses de febrero a abril con 5 mm, la media anual tiene una fluctuación entre los 1000 y 1500 mm (SPP 1981).

Entre los tipos de vegetación más importantes para la zona se encuentra el Bosque Tropical Subcaducifolio (Rzedowski 1978). Debido a la actividad humana se han generado áreas de desmonte que han sido abandonadas y que ahora tienen diferentes tiempos de regeneración. Para el presente estudio se eligieron tres sitios del bosque tropical subcaducifolio: 1) bosque tropical subcaducifolio (BTS), el cual presenta tres estratos (herbáceo, arbustivo y arbóreo) y la presencia de algunos árboles que superan los 35 m; durante la temporada seca pierde un 58% de cobertura. Entre las especies presentes están: *Syngonium podophyllum, Philodendron sp., Athurium schlechtendalis, Randia sp., Piper jaliscana, Phoradendron quadrangula, Conostegia xalapensis, Luehea candida, Ardisia compressa, Ficus sp., Brosimum alicastrum*. 2) Vegetación secundaria del bosque tropical subcaducifolio, con un tiempo de regeneración de aproximadamente 32 años (VS32), presenta dos estratos (arbustivo y arbóreo) con escasos individuos mayores de 20 m de altura; durante la temporada seca la cobertura se pierde en un 65%. Entre las especies presentes están: *Randia tetracantha, Lasiacis nigra, Senna sp., Trichilia trifoliata, Bromelia blumeri, Karwinskia latifolia, Erythroxylon sp., Phyllanthus sp*. 3) Vegetación secundaria del bosque tropical subcaducifolio, con un tiempo de regeneración de aproximadamente 7 años (VS7), solo tiene un estrato (arbustivo) y escasos individuos mayores de 5 m; durante la temporada seca únicamente pierde el 38% de la cobertura. Entre las especies presentes están: *Hura polyandra, Eugenia sp., Mimosa costenya, Pithecellobium lanceolatum, Acacia hindisii, Acacia macracanta, Crotalaria sp., Zanthoxyllum fagara, Guarea glabara, Asterophytis stellulata, Guazuma ulmifolia, Calea sp., Lasiacis nigra, Pisonia aculeata, Conostegia xalap-*

ensis, Malvaviscus arboreus, Coccolaba barbadensis, Acromia aculeata (S. Zalapa, observación personal).

El muestreo de pequeños mamíferos se realizó de julio de 1999 a junio 2001, para lo cual se establecieron cinco cuadrantes, dos en BTS (C1, C2), dos en VS32 (C3, C4) y uno en VS7 (C5). Los cuadrantes con el mismo tiempo de regeneración estuvieron separados al menos por 500 m; los cuadrantes entre BTS y VS32 por 1.5 km; y el cuadrante de VS7 por 2 km. Para cada cuadrante se realizaron dos sesiones de muestreo por temporada climática por año. Las temporadas climáticas fueron definidas con base en la precipitación y temperatura registradas en el área de estudio: seca-cálida (febrero-mayo), lluvias (junio-septiembre) y húmeda-fría (octubre-enero). Se utilizaron trampas Sherman (7.5 x 9.0 x 30.0 cm), las cuales se colocaron en cada cuadrante en un arreglo de 4 x 8, con una separación de 15 m entre líneas y 10 m entre trampas, adicionales a estas se colocaron 12 trampas en los árboles en los cuadrantes de BTS y VS32 las que fueron intercaladas a las del suelo a una altura de entre 1.5 y 2 m. VS7 no presentó las condiciones necesarias para colocar trampas en árboles. Como cebo se uso maíz quebrado, avena y vainilla. Se activaron tres noches consecutivas por sesión de muestreo durante la fase de luna nueva (Ceballos 1990). Los roedores capturados fueron anestesiados con éter, se determinaron a nivel de especie, se tomaron las medidas estándar, sexo, actividad reproductiva, se marcaron por ectomización de falanges y se liberaron en el lugar de captura.

Se seleccionaron 17 variables de vegetación (Cuadro 1), las cuales fueron cuantificadas en cada estación de trampeo de cada cuadrante, ubicando un rectángulo de 12.5 x 8 m tomando como centro la trampa del suelo, cubriendo un área de 0.32 ha por cuadrante. Las variables fueron tomadas en la temporada más seca del año (marzo-mayo) y solo las variables que presentan variación estacional fueron tomadas nuevamente durante el mes que presentan mayor contraste (noviembre). Se estimó la diversidad para cada estado seral mediante el índice de Shannon ($H' = - \Sigma P_i \ln P_i$) se probó diferencia significativa por pares mediante la prueba "t" de Student, además se estimó la equitatividad ($J' = H'/\ln S$) (Magurran 1989), se usó el programa PAST 2.5 (Hammer et al. 2001), para estimar estos parámetros. El tamaño poblacional se determinó mediante el método de enumeración directa NMIV (Krebs 1966). Las especies fueron catalogadas según el gremio trófico registrado en la literatura (Ceballos y Oliva 2005). Se consideró el peso corporal promedio y se les asignó una categoría de uso de hábitat (arborícola, terrestre ó semiarborícola) registrados en el presente estudio y lo registrado para bosque tropical subcaducifolio en la costa sur del estado de Jalisco (Ceballos y Miranda 2000). Se evaluó sí existía diferencia significativa entre el peso corporal de las especies, mediante pruebas de ji-cuadrada χ^2 (Zar 1996). Las variables de vegetación cuantificadas mediante valores porcentuales fueron transformadas por arcoseno, con el fin de reducir la variación en los datos (Zar 1996).

Cuadro 1. Descripción de las variables de vegetación cuantificadas en un área de 8 x 12.5 m, por estación de trampeo, por cuadrante en tres áreas de bosque tropical subcaducifolio de la costa norte de Jalisco, México. * = Variables que presentaron variación estacional y fueron cuantificadas en el mes de mayor contraste (noviembre).

Nombre	Descripción
PCs	Porcentaje de cobertura arriba de la trampa, temporada seca*
PCh	Porcentaje de cobertura arriba de la trampa, temporada húmeda*
PR	Porcentaje de rocas
PHs	Porcentaje de hojarasca, temporada seca*
PHh	Porcentaje de hojarasca, temporada húmeda*
PSEs	Porcentaje de suelo expuesto, temporada seca*
PSEh	Porcentaje de suelo expuesto, temporada húmeda*
PHEs	Porcentaje de herbáceas, temporada seca*
PHEh	Porcentaje de herbáceas, temporada húmeda
NT	Número de tocones
NAMCyP	Número de árboles muertos caídos y en pie
NL	Número de lianas
NAYAR1	Número de árboles y arbustos entre 0.5 y 2 m.
NAYAR2	Número de árboles y arbustos entre 2 y 5 m.
NA3	Número de árboles entre 5 y 10 m.
NA4	Número de árboles entre 10 y 20 m.
NA5y6	Número de árboles entre 20 y 35 m y > 35 m.

Para conocer la influencia de las variables de vegetación en el ensamble de pequeños mamíferos, se realizó un análisis de Ordenación Polar (ordenación de Bray-Curtis) (Gauch 1982, McGarigal et al. 2000). Se usó como medida de distancia el índice de Sorensen, y para la selección de los puntos terminales la varianza-regresión (McCune y Mefford 1999). Este análisis se realizó por temporada climática, debido a las marcadas diferencias encontradas entre las variables de pequeños mamíferos y en algunas de las variables de vegetación; para ello se usó el programa PcOrd v4.0 (McCune y Mefford 1999).

Resultados

Durante los dos años de obtención de datos de campo, se realizó un esfuerzo de muestreo de 7,584 noches trampa, con las cuales se obtuvieron 1053 capturas, 570 individuos y 483 recapturas, es decir el éxito de captura en el estudio fue de 13.84%. En el BTS y VS32 se registraron cuatro especies: *Liomys pictus* (276 y 176 individuos respectivamente), *Tlacuatzin canescens* (2 y 2), *Oryzomys couesi* (1 y 1) y *Peromyscus perfulvus* (1 y 1), con un total de 280 individuos en BTS y 180 en VS32; y en VS7 seis especies: *L. pictus* (89), *Sigmodon mascotensis* (12), *T. canescens* (1), *O. couesi* (5), *Osgoodomys banderanus* (2) y *P. perfulvus* (1), para un total de 110 individuos. El valor de la diversidad (H') y equitatividad (J´) fue mayor en VS7 (H´=0.389; J´=0.217), seguida de VS32 (H´=0.069; J´=0.05) y BTS (H´=0.059; J´=0.043), siendo diferente significativamente las estimaciones de la Diversidad en VS7 de VS32 ($t= -5.213$; $gl=551.36$; $p<0.001$) y de BTS ($t=-5.535$; $gl=508.85$; $p<0.001$) (Cuadro 2).

El roedor *L. pictus* presentó el mayor tamaño poblacional con respecto a las otras especies en los tres estados serales, el cual varió de una manera importante a lo largo del estudio. En el BTS, el tamaño poblacional más bajo se registró en la temporada seca-cálida 2000 (5 individuos), en VS32 durante la temporada seca-cálida 2000 y 2001 (9 individuos cada una) y en VS7en la temporada húmeda-fría 1999 (14 individuos). Mientras que el valor más alto de población para el BTS fue durante la temporada de lluvias 2001(81 individuos), para VS32 en la temporada húmeda-fría 2000 (53 individuos) y para VS7 en la temporada de lluvias 2000 (28 individuos). Los parámetros poblacionales de esta especie como densidad, proporción de sexos, actividad reproductiva, longevidad y residencia presentaron diferencias significativas entre los estados serales, marcando la diferencia VS7 con respecto de los otros (Zalapa et al., 2005). En VS7 las especies que le siguieron en abundancia fueron *S. mascotensis* cuyo registro más alto fue en la temporada seca-cálida 2000 (6 individuos) y *O. couesi* en la temporada seca-cálida 2001(2 individuos).

Las especies registradas pertenecieron a tres gremios tróficos: granívoro, herbívoro-insectívoro y omnívoro. En las tres etapas serales hubo al menos una especie de cada gremio trófico: BTS y VS32 un granívoro *(L. pictus*), un herbívoro-insectívoro (*P. perfulvus*) y dos omnívoros (*T. canescens* y *O. couesi*); mientras que en VS7 un granívoro (*L. pictus*), dos herbívoro-insectívoros (*P. perfulvus* y *O. banderanus*) y tres omnívoros (*O. couesi, S. mascotensis* y *T. canescens*). Por otra parte, la especie de menor peso corporal promedio (PCP) fue *T. canescens* con 19 g y la de mayor fue *S. mascotensis* con 83 g. El análisis del PCP por gremio trófico mos-

Cuadro 2. Valores estacionales de riqueza de especies de pequeños mamíferos (S), Diversidad (H´) y Equitatividad (J'), por tipo de vegetación y temporada del año en tres áreas de bosque tropical subcaducifolio de la costa norte de Jalisco, México. BTS = Bosque Tropical Subcaducifolio, VS32 = Vegetación secundaria del bosque tropical subcaducifolio, con un tiempo de regeneración de aproximadamente 32 años y VS7 = Vegetación secundaria del bosque tropical subcaducifolio, con un tiempo de regeneración de aproximadamente 7 años.

	Cálida-Seca	Lluviosa	Húmeda-Fría	Anual
BTS	S= 3 H´= 0.216 J´= 0.197	S= 1 H´= 0 J´= 0	S= 2 H´= 0.03 J´= 0.044	S= 4 H´= 0.059 J´= 0.043
VS32	S= 2 H´= 0.11 J´= 0.159	S= 1 H´= 0 J´= 0	S= 3 H´= 0.099 J´= 0.09	S= 4 H´= 0.069 J´= 0.05
VS7	S= 4 H´= 0.356 J´= 0.257	S= 3 H´= 0.309 J´= 0.281	S= 5 H´= 0.485 J´= 0.302	S= 6 H´= 0.389 J´= 0.217

tró que las especies del gremio herbívoro-insectívoro (*P. perfulvus* con 32.5 g y *O. banderanus* con 34 g), no fueron diferentes significativamente (χ^2= 0.1.39; gl =1; p>0.05); sin embargo, si fueron diferentes significativamente (χ^2= 45.61; gl=1; p<0.05), las especies del gremio de los omnívoros (*S. mascotensis* con 155.5 g, *O. couesi* con 60 g y *T. canescens* con 19 g). En este caso *S. mascotensis* fue significativamente diferente de *O. couesi* (χ^2=15.9; gl=1; p< 0.05) y de *T. canescens* (χ^2= 40.15; gl=1; p<0.05) y *O. couesi* de *T. canescens* (χ^2= 6.9; gl=1; p<0.05). Solo hubo una especie granívora, *L. pictus* con un PCP de 50 g. *L. pictus*, *S. mascotensis*, *O. couesi* y *O. banderanus* solo fueron capturados en trampas en el suelo; *T. canescens* y *P. perfulvus* en trampas colocadas en los árboles, aunque los únicos individuos de *T. canescens* y *P. perfulvus* registrados en VS7 se capturaron en trampas en el suelo.

Para el análisis de Ordenación Polar las variables de los pequeños mamíferos consideradas fueron: número de individuos de cada especie, Lp (*L. pictus*), Sm (*S. mascotensis*), Oc (*O. couesi*), Ob (*O. banderanus*), Pp (*P. perfulvus*), Tc (*T. canescens*), S (riqueza de especies de cada área con diferente tipo de regeneración) y NIT (número de individuos todas las especies). Durante la temporada seca-cálida, el análisis de ordenación de Bray-Curtis mostró al primer eje el 82.72% de la variación acumulada, al segundo eje el 93.86% (11.13%) y al tercer eje el 96.15% (2.29%) (Figura 1). Las variables de pequeños mamíferos que se correlacionaron al eje 1 fueron NIT (-0.967) y Lp (-0.950) y al eje 2 Oc (0.710) (Cuadro 3); y las variables de vegetación que explican este arreglo fueron al eje 1 el Número de Árboles y Arbustos entre 2 y 5 m (NAYAR2; -0.610), Número de Lianas (NL; 0.477) y Número de Árboles entre 5 y 10 m (NA3; 0.457) y al eje 2, Número de Árboles entre 10 y 20 m (NA4; 0.458) (Cuadro 4). Por su parte, en la temporada húmeda-fría al primer eje se explicó el 51.22% de la variación acumulada, al segundo eje el 73.11% (21.89%) y al tercer eje el 90.28% (17.16%); las variables de pequeños mamíferos que se correlacionaron al eje 1, fueron NIT (-0.773) y Lp (-0.592), al eje 2, fue Lp (-0.571) y al eje 3 fue NIT (-0.713) (Cuadro 3). Mientras que durante la temporada de lluvias al primer eje se alcanzó el 74.48% de la variación acumulada,

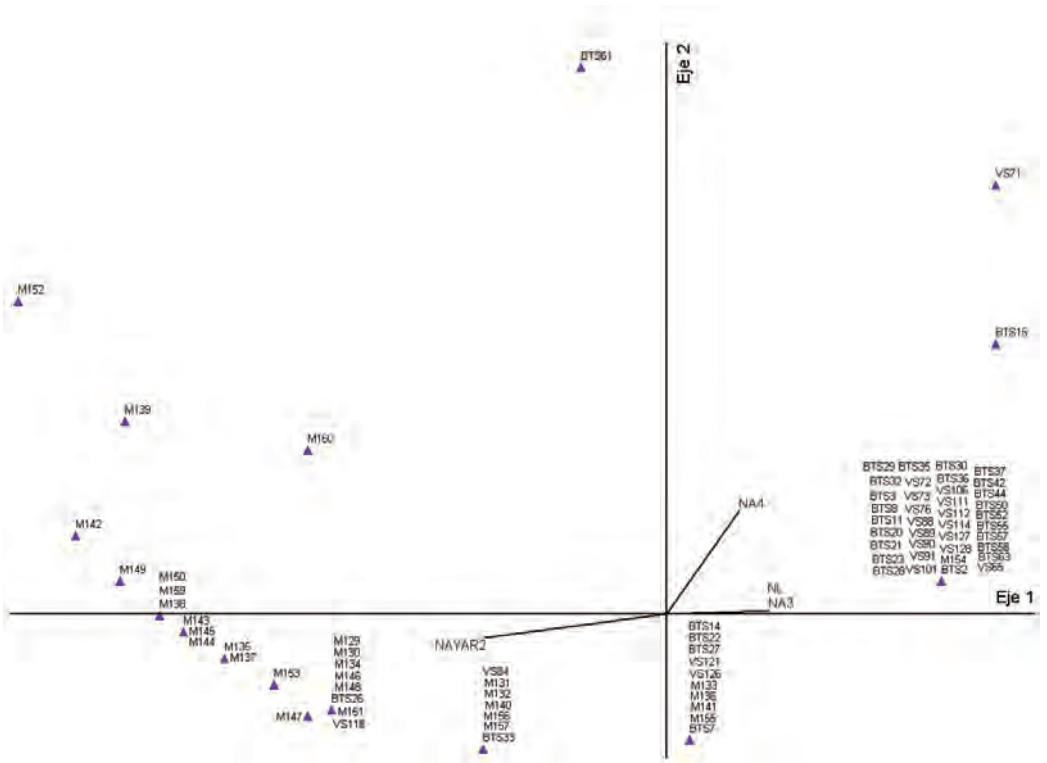


Figura 1. Ordenación de Bray-Curtis con variables de pequeños mamíferos y vegetación de la temporada seca-cálida en tres áreas de bosque tropical subcaducifolio de la costa norte de Jalisco. Se muestra el arreglo de las estaciones en función del eje 1 y eje 2. BTS=bosque tropical subcaducifolio, VS=vegetación secundaria con 32 años de regeneración, M=vegetación secundaria con 7 años de regeneración. Las abreviaturas de las variables de vegetación se encuentran en el Cuadro 1.

Cuadro 3. Correlación (r de Pearson) entre las variables de pequeños mamíferos con los ejes resultantes de la Ordenación de Bray-Curtis, por temporada del año, en un bosque tropical subcaducifolio de la costa norte de Jalisco, México. NIT = número de individuos de todas las especies, S = riqueza de especies.

Ejes	1	2	3
	r	r	r
Temporada seca cálida			
NIT	-0.967	-0.078	0.215
Liomys pictus	-0.950	-0.262	0.390
Oryzomis couesi	-0.215	0.710	-0.358
Sigmodon mascotensis	-0.495	0.117	-0.203
Peromyscus perfulvus	-0.129	-0.095	-0.215
Tlacuatzin canescens	0.062	0.547	-0.416
S	-0.573	0.379	-0.451
Temporada húmeda-fría			
NIT	-0.773	-0.091	-0.713
Liomys pictus	-0.592	-0.571	0.148
Sigmodon mascotensis	-0.120	0.062	-0.359
Oryzomis couesi	-0.023	0.103	-0.210
S	-0.436	0.306	-0.358
Temporada lluvias			
NIT	-0.942	-0.529	-0.533
Liomys pictus	-0.926	-0.503	-0.349
S	-0.187	-0.612	-0.792
Sigmodon mascotensis	-0.147	-0.129	-0.399
Oryzomis couesi	-0.054	-0.057	-0.376
Osgoodomys banderanus	-0.094	-0.069	-0.356
Peromyscus perfulvus	-0.094	-0.069	-0.356
Tlacuatzin canescens	-0.139	-0.113	-0.404

al segundo eje el 94.35% (19.87%) y al tercer eje el 98.91% (4.56%), nuevamente las variables de pequeños mamíferos que se correlacionaron al eje 1, fueron NIT (-0.942) y Lp (-0.926), al eje 2 y al 3 la Riqueza de Especies (S; -0.612 y -0.792 respectivamente) (Cuadro 3). Sin embargo, para la temporada húmeda-fría y temporada de lluvias, ninguna de las variables de vegetación se correlacionaron significativamente a los ejes (Cuadro 4).

Discusión

De manera general la riqueza de especies (S) fue baja en toda el área y a lo largo del estudio, a diferencia de lo registrado en el bosque tropical sub y caducifolio de la costa sur de Jalisco, en dónde el número de pequeños mamífero registrado ha sido mayor con 12 especies (Collett et al. 1975, Ceballos 1990). Es posible que esa diferencia en la riqueza de especies, se deba al mayor grado de conservación que presenta esa área y al mayor número de estudios realizados en ella, así como a la intensidad y frecuencia de muestreos, lo que ha permitido registrar a las especies raras (Ceballos 1990).

Entre los sitios comparados en el presente estudio, la mayor riqueza de especies y diversidad se presentó en el área más perturbada (VS7), a diferencia de lo registrado para bosque tropical subcaducifolio en el estado de Morelos, en donde la diversidad y la riqueza se mantuvo igual en ambientes con diferente grado de perturbación (García-Estrada et al. 2002). Una mayor diversidad en disturbios intermedios, ha sido atribuida a la disminución de la dominancia de algunas especies (Connell 1980), o por el incremento de la heterogeneidad ambiental (Yahner, 1991), en este caso sí hubo una disminución en la dominancia de *L. pictus* en VS7. Sin embargo, su tamaño poblacional fue el mayor de todas las especies en los tres sitios, a esta especie se le ha asociado con diferentes tipos de hábitat y sus dinámicas poblacionales responden rápidamente a la disponibilidad de alimento (Mendoza 2002). En VS7, aunque la estructura de la vegetación fue la más pobre con únicamente dos estratos, en él encontramos una composición diferente de especies, las cuales permitieron mayor cobertura durante la temporada más seca y al parecer mayor disponibilidad de alimento (durante la temporada de estudio se encontraron semillas de *Mimosa*

Cuadro 4. Correlación (r de Pearson) entre variables de la vegetación (indicadas en Cuadro 1) y los ejes de resultantes de la Ordenación de Bray-Curtis, por temporada del año, en un bosque tropical subcaducifolio de la costa norte de Jalisco, México.

Ejes	1	2	3
	r	r	R
Temporada seca-cálida			
NAYAR2	-0.610	-0.222	0.177
NL	0.477	-0.005	-0.057
NA4	0.384	0.458	-0.292
NA3	0.457	0.081	-0.116
PR	-0.433	-0.246	0.112
PC	-0.378	0.021	-0.075
PH	0.153	-0.083	-0.005
PSE	0.319	0.179	-0.106
PHE	-0.322	-0.144	0.046
NT	0.108	0.279	-0.218
NAMCyP	0.224	0.086	0.011
NAYAR1	0.225	-0.061	-0.020
NA5y6	0.260	-0.049	0.001
EAYAR	-0.030	-0.161	-0.094
Temporada húmeda-fría			
PCh	-0.098	0.008	-0.003
PR	0.026	0.091	-0.223
PHh	-0.005	0.014	-0.011
PSEh	-0.028	0.027	-0.142
PHEh	0.069	-0.101	0.197
NT	-0.008	-0.056	0.235
NAMCyP	0.014	-0.083	0.055
NL	-0.034	-0.160	0.213
NAYAR1	-0.080	-0.086	-0.066
NAYAR2	0.058	0.135	-0.213
NA3	0.039	-0.057	0.250
NA4	-0.007	-0.017	0.148
NA5y6	-0.066	-0.124	0.117
EAYAR	-0.068	0.082	-0.067
Temporada lluvias			
PCh	-0.072	-0.033	-0.035
PR	-0.099	-0.028	-0.233
PHh	0.025	0.050	-0.026
PSEh	-0.148	-0.009	-0.172
PHEh	0.190	-0.037	0.208
NT	0.097	0.215	0.115
NAMCyP	-0.012	-0.083	0.012
NL	0.093	-0.087	0.188
NAYAR1	-0.150	-0.042	-0.070
NAYAR2	-0.129	0.070	-0.259
NA3	0.170	0.018	0.166
NA4	0.069	-0.028	0.142
NA5y6	0.102	0.028	0.118
EAYAR	-0.005	-0.007	-0.052

costenia en los abazones de *L. pictus,* esta planta estuvo presente únicamente en VS7 y con semillas abundantes en la estación seca).

En BTS y VS32 las cuatro especies registradas pertenecieron a tres gremios tróficos: 1 granívoro, 1 herbívoro-insectívoro y 2 omnívoros, al que pudiéramos considerar como un ensamble en "estado favorecido" según la regla de ensamble por gremio de Fox (Fox 1987, Fox y Brown 1993), la cual predice que cada especie que entre a un ensamble debe de ser de un grupo funcional diferente hasta que cada grupo es representado antes de que la regla se repita; en VS7 las seis especies registradas también se agruparon en tres gremios tróficos: 1 granívoro, 2 herbívoro-insectívoro, 3 omnívoro, en este caso sería un ensamble en "estado desfavorecido", ya que antes de tener tres especies en el gremio de los omnívoros se esperaría otra especie en el gremio de los granívoros. Esta regla también predice que en caso de que más de una especie sea del mismo gremio trófico debe de haber un factor que las separe y permita la coexistencia de las especies, algunos de estos factores pueden ser la separación de nichos (M´Closkey 1978) y la diferencia en el tamaño corporal (Bowers y Brown 1982). En el caso de BTS y VS32, las dos especies del gremio omnívoro que coexistieron fueron *T. canescens* y *O. couesi*, las cuales fueron diferentes significativamente en el peso corporal promedio (χ^2= 6.9; gl=1; p< 0.05), además de que éstas especies usan el hábitat de forma diferente, ya que una es arborícola y la otra terrestre. Por otro lado en VS7, las dos especies herbívoro-insectívoro (*O. banderanus* y *P. perfulvus*) aunque no presentaron diferencia significativa en el peso corporal (χ^2= 0.1.39; gl=1; p>0.05), es posible que coexisten gracias a que una es terrestres y la otra semiarboricola, además de que ambas fueron muy poco abundantes, lo que disminuye la probabilidades de competencia. Mientras que las tres especies omnívoras (*S. mascotensis*, *O. couesi*, y *T. canescens*), si presentaron diferencia significativa en el peso corporal (*Sm – Oc:* χ^2= 15.9, gl=1, p< 0.05; Sm - *Tc:* χ^2= 40.15, gl=1, p<0.05; *Oc – Tc:* χ^2= 6.9, gl=1, p<0.05), además, *T. canescens* es semiarborícoa mientras que *S. mascotensis* y *O. couesi* son terrestres. Aunado esto, de las 10 sesiones de muestreo, en las que se capturó a *S. mascotensis* y *O. couesi*, solo coincidieron en dos, estando acorde con lo registrado para roedores desérticos (M´Closkey 1978, Bowers y Brown 1982).

El análisis de Ordenación Polar, detectó una influencia baja de las variables de vegetación sobre el ensamble de pequeños mamíferos. Las estaciones de trampeo se separaron en dos grupos, al lado izquierdo del eje 1, la mayoría de las estaciones de VS7 y al lado derecho las de BTS y VS32; las variables de pequeños mamíferos que se correlacionaron al eje 1, fueron NIT y Lp, esto es corroborado con los datos demográficos de *L. pictus* ya que durante la estación seca-cálida las únicas estaciones que presentaron capturas importantes fueron las de VS7 (Zalapa et al. 2005). Por otro lado las variables de vegetación que se correlacionaron al eje 1 fueron NAYAR2, NL y NA3, y al eje 2 NA4 (ver Cuadro 4). Este arreglo nos indica que las estaciones con mayor número de individuos total de *L. pictus*, en este caso las de VS7, están influenciadas por las variables de vegetación ya mencionadas. Sin embargo, durante dos estaciones húmeda-fría y lluvias, se presentó una correlación alta de las variables de pequeños mamíferos a los ejes de ordenación (Cuadro 3), a pesar de ello no se identificó una separación clara entre las etapas serales, ni una influencia significativa de las variables de vegetación en este arreglo. Se encontraron diferencias en el ensamble de pequeños mamíferos observado en VS7 con respecto a BTS y VS32, esta diferencia fue determinada principalmente por la diversidad y riqueza de especies; y aunque no fue clara la influencia de las variables de vegetación en el ensamble de pequeños mamíferos en los sitios, consideramos que las características de hábitat de VS7 debieron influir de alguna manera, porque a pesar de su menor complejidad estructural, permitió la presencia de otras especies.

A diferencia de lo citado para hábitats desérticos (M'Closkey 1978, Bowers y Brown 1982, Fox 1981, Fox y Brown 1993), los resultados obtenidos en este trabajo muestran ensambles simples en la comunidad de pequeños mamíferos. Aunque esto no necesariamente indique pocas interacciones en la organización de este tipo de comunidad en bosques tropicales, es posible que los nichos aparentemente disponibles para roedores, estén siendo competidos por especies de otros grupos como reptiles, aves y hormigas. Algunos autores (Brown et al. 1979a y 1979b, Davidson et al. 1980, 1984, 1985), han enfatizado las interacciones entre roedores granívoros y otros grupos que se alimentan de semillas como hormigas y aves. La inclusión de otros grupos en este tipo de estudios podría ayudar a entender con mayor precisión este tipo de ensambles en hábitats tropicales. Considerando los resultados obtenidos en el presente trabajo, se puede destacar que el ensamble de pequeños mamíferos en las tres áreas del bosque tropical subcaducifolio estudiadas, presentaron una estructura de comunidad simple, posiblemente los factores que permiten esta coexistencia sea la baja riqueza de especies y abundancia poblacional, el uso diferencial

de los recursos, así como la adecuada disponibilidad de los recursos, a pesar de tener amplias fluctuaciones estacionales.

Agradecimientos

A la familia Téllez-Amparán por su apoyo en la realización del trabajo de campo. A Enrique Valdez por sus valiosos comentarios. A los revisores del presente manuscrito por sus valiosas sugerencias y aportaciones. A CONACyT por su apoyo financiero mediante una beca doctoral (Silvia S. Zalapa Hernández Becario No.118806) a través de la Facultad de Ciencias Biológicas, UANL. A IDEAWILD por las trampas donadas.

Literatura Citada

Bowers, M. A. and J. H. Brown. 1982. Body size and coexistence in desert rodents: chance or community structure. Ecology 63:391-400.

Brown, J. H and G. A. Liberman. 1973. Resource utilization and coexistence of seed-eating desert rodents in sand dune habitats. Ecology 54(4):788-797.

Brown, J. H. 1987. Variation in desert rodent guilds: patterns, processes, and scales. *In* Organization of communities past and present, J. H. R. Gee and P. S. Giller (eds.). Blackwell, Oxford. p. 185-204.

Brown, J. H., D. W. Davidson and, O. J. Reichman 1979a. An experimental study of competition between seed-eating desert rodents and ants. American Zoologist 19:1129-1143.

Brown, J. H., O. J. Reichman and D. W. Davidson, 1979b. Granivory in desert ecosystems. Annual Review of Ecology and Systematics 10:201-227.

Ceballos, G. 1990. Comparative natural history of small mammals from tropical forests in Western Mexico. Journal of Mammalogy 71(2):263-266.

Ceballos, G. y A. Miranda. 2000. Guía de campo de los mamíferos de Costa de Jalisco, México. Fundación Ecológica de Cuixmala, A. C. UNAM, México, D. F.205 pp.

Ceballos, G. y G. Oliva. 2005. Los Mamíferos Silvestres de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Fondo de Cultura Económica. México D. F. 986 p.

Cody, M. L. 1974. Competition and the structure of bird communities. Princeton University Press, New Jersey. 323 p.

Cody, M. L. and J. M. Diamond. 1975. Ecology and evolution of communities. Harvard University Press, Massachusetts. 543 p.

Collett, S., C. Sánchez H., K. A. Shump Jr., W. R. Teska and R. H. Baker. 1975. Algunas características poblacionales y demográficas de pequeños mamíferos en dos hábitats mexicanos. Anales del Instituto de Biología, UNAM, Serie Zoologia 46:101-124

Connell, J. H. 1980. Diversity and the coevolution of competitors, or the ghost of competition past. Oikos 35:131-138.

Davidson, D. W., J. H. Brown and R. S. Inouye. 1980. Competition and structure of granivore communities. Bioscience 30:233-238.

Davison, D. W., D. A. Samson, and R. S. Inouye. 1985. Granivory in the Chihuahuan Desert: interactions within and between trophic levels. Ecology 66:486-502.

Davison, D. W., R. S. Ionuye, and J. H. Brown. 1984. Granivory in a desert ecosystem: experimental evidence for indirect facilitation of ants by rodents. Ecology 65:1780-1786.

Dayan, T. and D. Simberloff. 1994. Morphological relationships among coexisting heteromyids: an incisive dental character. American Naturalist 143:462-447.

Dueser, R. D. and H. H. Shugart, Jr. 1979. Niche pattern in a forest-floor small-mammal fauna. Ecology 60(1):108-118.

Fox, B. J. 1981. Niche parameters and species richness. Ecology 62(6):1415-1425.

Fox, B. J. 1987. Species assembly and the evolution of community structure. Evolutionary Ecology 1:201-213.

Fox, B. J. and J. H. Brown, 1993. Assembly rules for functional groups in North American desert rodent communities. Oikos 67:358-370.

García-Estrada, C., M. L. Romero-Almaraz, C. Sánchez-Hernández. 2002. Comparison of rodent communities in site with different degrees of disturbance in deciduous forest of southeastern Morelos, México. Acta Zoológica Mexicana (n.s.) 85:153-168.

Gauch, H. G. 1982. Multivariate analysis in community ecology. Cambridge University Press. Cambridge. 307 p.

Hang-Kawang, L. and S. L. Pimm. 1993. The assembly of ecological communities: a minimalist approach. Journal of Animal Ecology 62:749-765.

Hutchinson, G. E. 1959. Homage to Santa Rosalia, or why are there so many kinds of animals? American Naturalist 93:145-159.

Kelt, D. A., and J. H. Brown. 1999. Community structure and assembly rules: confronting conceptual and

statistical issues with data on desert rodents. *In* Ecological Assembly Rules: Perspectives, advances, retreats. E. Weiher and P. Keddy (eds). Cambridge University Press. p 75-107.

Krebs, C. J. 1966. Demographic changes in fluctuating populations of *Microtus californicus*. Ecological Monographs 36:239-273.

Laurance, W. F., and E. Yensen. 1991. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. Biological Conservation. 55:77-92.

Levin, S. A. 1992. The problem of pattern and scale in ecology. Ecology 73:1943-1967.

Löfgren, O. 1995. Niche expansion and increased maturation rate of *Clethrionomys glareolus* in the absence of competitors. Journal of Mammalogy 76:1100-1112.

M'Closkey, R. T. 1976. Community structure in sympatric rodents. Ecology 57:728-739.

M'Closkey, R. T. 1978. Niche separation and assembly in four species of Sonoran Desert rodent. American Naturalist 112:683-694.

M'Closkey, R. T. and B. Fieldwick. 1975. Ecological separation of sympatric rodent (*Peromyscus* and *Microtus*). Journal of Mammalogy 56(1):119-129.

Magurran, A. E. 1989. Diversidad ecológica y su medición. Ediciones Vedra. Barcelona. 200 p.

Matson, P. A., W. J. Parton, A. G. Power and M. J. Swift. 1997. Agricultural intensification and ecosystem properties. Science 277:509-515.

McCune, B., and M. J. Mefford. 1999. PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data, Version 4. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon. 237 p.

McGarigal, K., S. Cushman and S. Stafford. 2000. Multivariate statistics for wildlife and ecology research. Springer-Verlag New York. 283 p.

Mendoza, A. 2002. *Liomys pictus* (Thomas 1893) Ratón espinoso de abazones. En Historia Natural de Chamela. Noguera, F. A., J. H. Vega Rivera, A. N. García Aldrete y M. Quesada Avendaño (eds). Instituto de Biología, UNAM. México. Pp. 423-425.

Nobel, I. R., and R. Dirzo. 1997. Forest as human-dominated ecosystems. Science 277:522-525.

Nupp, T. E., and R. K. Swihart. 1998. Effects of forest fragmentation on population attributes of white-footed mice and eastern chipmunks. Journal of Mammalogy 79:1234-1243.

Hammer, Ø., Harper, D.A.T., and P. D. Ryan, 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. Palaeontologia Electronica 4(1): 9pp. http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm

Patterson, B. D., P. L. Meserve and B. K. Lang. 1990. Quantitative habitat associations of small mammals along an elevational transect in temperate rainforests of Chile. Journal of Mammlogy 71(4):620-633.

Rogovin, K., G. Shenbrot and A. Surov. 1991. Analysis of spatial organization of desert rodent community in bolson de Mapimi, México. Journal of Mammalogy 72(2):347-359.

Rzedowski, J. 1978. Vegetación de México. Ed. Limusa. México, D.F. 432 pp.

SPP. 1981. Síntesis geográfica de Jalisco. Coordinación General de Servicios Nacionales de Estadística, Geografía e Informática. México D.F.

Van Horne, B. 1982. Niches of adult and juvenile deer mice *(Peromyscus maniculatus*) in seral stages of coniferus forest. Ecology 63(4):992-1003.

Wiens, J. A. 1986. Spatial scale and temporal variation in studies of shrub steppe birds. *In* Community ecology. Diamond, J. and Case, T. J. (eds.). Harper and Row, New York. p. 154-172.

Yahner, R. H. 1991. Dynamics of a small mammal community in a fragmented forest. American. Midland Naturalist 127:381-391.

Zalapa, S. S., M. H. Badii, F. A. Cervantes y S. Guerrero. 2005. Ecología poblacional de *Liomys pictus* en tres áreas de bosque tropical subcaducifolio con diferente tiempo de regeneración, en la Costa Norte de Jalisco, México. Acta Zoológica Mexicana (n.s.) 21(2):1-14.

Zar, J. H. 1996. Bioestatistical Analysis. Third Edition, Prentice may, New Jersey, 662 p.

Los Roedores de Zacatecas

Rodents of Zacatecas

Gerardo López-Ortega¤, Claudia Ballesteros-Barrera*, Yasmín Acosta** y Fernando A. Cervantes****

Resumen

Se elaboró un listado taxonómico actualizado de los roedores silvestres registrados en el estado de Zacatecas. Para ello se revisó la información de colecciones científicas nacionales e internacionales así como de literatura especializada. Se analizó la distribución temporal de los registros de colecta, los patrones de distribución de la masa corporal de los roedores así como su distribución geográfica dentro de municipios, provincias biogeográficas y tipo de vegetación. Con base en 1,233 registros, se determinó que la fauna de roedores del estado cuenta con 54 especies pertenecientes a 19 géneros y 4 familias, 15 de las especies son endémicas y 3 especies están incluidas en alguna categoría de riesgo. La mayor parte de las especies de roedores que se distribuyen dentro del estado son de tamaño y masa corporal medianos. Las colectas se han realizado durante un período de más de 120 años siendo las décadas de 1900 y 1980 donde se registraron más especies, sobre todo en la provincia del Altiplano Sur y en matorral xerófilo. Los datos aportados muestran notable riqueza de especies de roedores para Zacatecas, necesidad de mayor conocimiento de este grupo además de que es importante que se promueva la creación de áreas para la conservación de flora y fauna silvestre.

*Palabras clave***:** *Rodentia, distribución geográfica, diversidad, masa corporal, vegetación, conservación.*

Abstract

We present an updated taxonomic checklist of the rodents inhabiting Zacatecas prepared from revised information from national and international scientific collections as well as specialized literature. We analyzed the timing of collection records, the distribution patterns of body size and their geographical distribution within municipalities, biogeographic provinces and types of vegetation. Based on 1,223 records, it was determined that the rodent fauna of the state has 54 species belonging to 19 genera and 4 families; 15 species are endemic and 3 species are included in a risk category; the size and body mass of most species are medium. Rodent collecting has been carried out over more than 120 years, but more species were recorded during the decades of 1900 and 1980, especially in both the physiographic province of Altiplano and in the desert scrub. The results provided in this work shown the lack of knowledge of the rodent fauna in the state, also that it is important to promote the creation of areas for conservation of flora and fauna.

Key words: Rodentia, geographical distribution, diversity, body mass, vegetation, conservation

Introducción

La historia de los roedores abarca un lapso de 65 millones de años (prácticamente la era Cenozoica), cuando alrededor de 50 familias evolucionaron, de las cuales al menos una cuarta parte se extinguió (Carleton, 1984). Las restantes conforman en la actualidad el grupo más exitoso de los mamíferos en términos de su riqueza taxonómica con 2,277 especies (Wilson y Reeder, 2005) y representan el 42 % de todos los mamíferos descritos hasta ahora (Reeder et al., 2007). Esta notable diversidad mastofaunística se encuentra ampliamente representada en México con

* *Universidad Autónoma Metropolitana. Unidad Iztapalapa, División de C.B.S., Departamento de Biología. Apartado Postal 55–535. C.P. 09340 México, D. F., México.*
** *Instituto de Investigaciones en Ciencias Agropecuarias y Rurales, Universidad Autónoma del Estado de México. Carretera Toluca-Atlacomulco Km. 14.5, CP 50000 Toluca, México, México.*
*** *Departamento de Zoología, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Apartado Postal 70-153. C.P. 04510 México, D.F., México.*
¤ *log@xanum.uam.mx*

un total de 535 especies organizadas en 192 géneros, 47 familias y 12 órdenes; 169 (31.5%) especies son endémicas del país (Llorente-Bousquets y Ocegueda, 2008; Ramírez-Pulido et al., 2008). Además, de las 488 especies terrestres casi la mitad son roedores (48.6 % especies) y el área de distribución del 50 % de ellos se encuentran confinadas en nuestro territorio (Ceballos et al., 2005).

No obstante que esta diversidad ubica a nuestro país en el tercer lugar mundial en cuanto a mamíferos (Espinosa et al., 2008), todavía se reconoce la importancia de ampliar y actualizar los estudios, especialmente en aquellos sitios que no se han explorado exhaustivamente. Un ejemplo de ello es el estado de Zacatecas, ya que a pesar de que representa el 3.8% de la superficie del país y ocupa el décimo lugar en cuanto a extensión territorial (INEGI, 2006), el único trabajo que recopila información sobre su mastofauna es la contribución de Matson y Baker (1986) "Los mamíferos de Zacatecas". Por su ubicación geográfica el Trópico de Cáncer pasa por este estado, con lo cual es de esperar que se encuentren especies de afinidades tanto Neárticas como Neotropicales. Por lo tanto, se puede considerar como un punto de transición lo que se califica como ecotono zoogeográfico (Llorente-Bousquets y Ocegueda, 2008). En este trabajo se presenta un inventario actualizado de los roedores que habitan en Zacatecas, así como un análisis del estado de conocimiento y sitios de recolecta.

Materiales y Métodos

El estado de Zacatecas se localiza en las coordenadas extremas 25° 09´ N, 21° 04´ S, 100° 49´ E y 104° 19´ W, región centro-norte de México, limitando con los estados de Jalisco, Aguascalientes, San Luis Potosí, Coahuila y Durango (Fig. 1). Cuenta con una superficie de 75,040 km² y una división política de 58 municipios. La altitud promedio en el estado es de 2,100 metros sobre el nivel del mar y en su territorio convergen las provincias Altiplano Sur, Sierra Madre Occidental, Costa del Pacífico y Eje Volcánico (CONABIO, 1997). Asimismo en el estado aunque predominan los climas del grupo B (seco), también se presentan los del grupo C (templados) y del grupo A (cálidos húmedos, García, 1987) y se distinguen 6 tipos de vegetación: bosque tropical caducifolio, bosque de *Quercus*, bosque de coníferas y encinos, matorral xerófilo y pastizal (Rzedowski, 1990).

Para realizar el inventario actualizado de los roedores que habitan en el estado de Zacatecas se consultaron diversas fuentes. Por una parte, se realizó una revisión de la literatura especializada (Hall, 1981; Matson y Baker, 1986; Best, 1995; Lee et al., 1996; Arita y Ceballos, 1997; López-Wilchis y López Jardines, 1999; Edwards y Bradley, 2001; Ceballos y Oliva, 2005; Ceballos et al., 2005; Hafner et al., 2008; Ramírez-Pulido et al., 2008; Helgen et al., 2009). Por otro lado, se consultó la Colección Nacional de Mamíferos (CNMA), así como colecciones registradas en bases de datos electrónicas como la Red Mundial de Información sobre la Biodiversidad de la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (REMIB); el Portal de Datos de Biodiversidad (GBIF, 2004), y el Sistema en Red de Información sobre Mamíferos (MaNIS, 2001). Con esta información se generó una base de datos con los registros en el estado de Zacatecas. Una vez compilada la información se hizo la validación taxonómica a fin de evitar sinonimias y actualizar la nomenclatura siguiendo a Ramírez-Pulido et al., (2008). La información sobre el estado de conservación de las especies, nivel de endemismo y afinidad biogeográfica se consultó en la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010 (Diario Oficial de la Federación, 2010) y en Ceballos y Oliva (2005).

Aquellos lugares que no contaban con información de coordenadas geográficas (latitud/longitud) fueron georreferenciados utilizando la cartografía del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI, 2001), Google-Earth, y gaceteros en línea (Fallingrain, The Global Gazzetteer, http://www.fallingrain.com/world/index.html). Posteriormente la validación de la información geográfica se realizó ubicando espacialmente las localidades donde fueron registrados

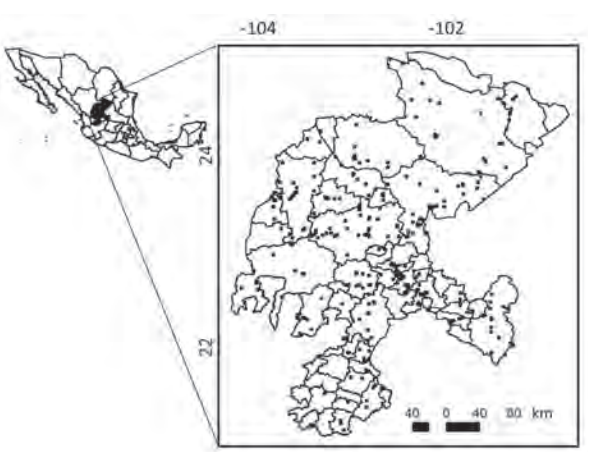


Figura1. Ubicación geográfica del estado de Zacatecas donde se muestran los municipios y los registros de colecta de roedores.

los ejemplares por medio del programa ArcView 3.2 (Esri, 1999) y la cartografía mencionada

Se llevó a cabo un análisis de distribución temporal de los registros tomando la fecha de colecta de cada especie en el estado y se agruparon cronológicamente, con el fin de conocer como se acumularon las colectas de roedores para el estado por décadas. Los registros de la masa corporal se obtuvieron de diferentes fuentes bibliográficas (Hall, 1981; Silva y Downing, 1994 Ceballos y Oliva, 2005). Con éstos se calculó el promedio de esta variable para cada una de las especies y se analizó su distribución mediante estimadores de densidad por Kernel (EDK) (Salgado-Ugarte 2002). Para obtener las curvas de distribución, se optó por el valor óptimo gaussiano de Silverman (1986) que determina la amplitud de banda. A continuación, las estimaciones de densidad se convirtieron a frecuencias con el fin de obtener los diferentes componentes gaussianos y calcular su media y desviación estándar para cada uno de ellos. Posteriormente, se estableció una correlación de Pearson para comparar el comportamiento del EDK y la suma de los componentes gaussianos.

Asimismo se evaluó por medio de sistemas de información geográfica la distribución de las especies en el estado, analizando cuantitativamente tanto el número de registros de colecta como la presencia de los taxa en distintas unidades de comparación: municipios, provincias biogeográficas (Conabio, 1997), tipos de vegetación potencial (Rzedowski, 1990), y de vegetación y uso de suelo actual (IGUNAM-INEGI, 2001).

Para explorar si el estado de Zacatecas posee una riqueza excepcional de roedores con respecto a su superficie, se efectuó una regresión lineal simple entre la superficie (km^2) y la riqueza específica de algunos estados que se ubican a la misma latitud que Zacatecas (Jalisco, San Luis Potosí, Durango, Aguascalientes, Tamaulipas, Nayarit), así como otros que se encuentran al norte (Nuevo León, Coahuila, Chihuahua, Sonora) y sur del mismo (Edo. de México, Tlaxcala, Hidalgo, Colima, Veracruz, Querétaro, Puebla), el número de especies de roedores se tomaron de Ramírez-Pulido et al. (2008) y las áreas de Ramírez-Pulido et al. (2008) y las áreas de http://inegi.org.mx. Para este análisis los datos de riqueza y de área se transformaron a logaritmos.

Resultados

Con base en 1,233 registros, se determinó que la fauna de roedores del estado de Zacatecas cuenta con 54 especies pertenecientes a 19 géneros y 4 familias (Cuadro 1); éstas representan el 10.1% del total de mamíferos presentes en el país y el 11.1 % de los terrestres. La familia mejor representada es la de los múridos con 29 especies (53.7 % del total de roedores del estado), seguidos de los heterómidos con 13 (24.1 %), los siúridos con 8 especies (14.8%) y con menor número los geómidos con 4 (7.4 %; Fig. 2). Los géneros mejor representados son *Peromyscus* con 12 especies, *Sigmodon, Chaetodipus y Dipodomys* con 5 especies.

Análisis cronológico

La distribución temporal de las colectas comprende un período de más de 120 años, con los registros más antiguos a finales del siglo XIX en la década de los 80s en tanto los más recientes datan del siglo XX. A lo largo

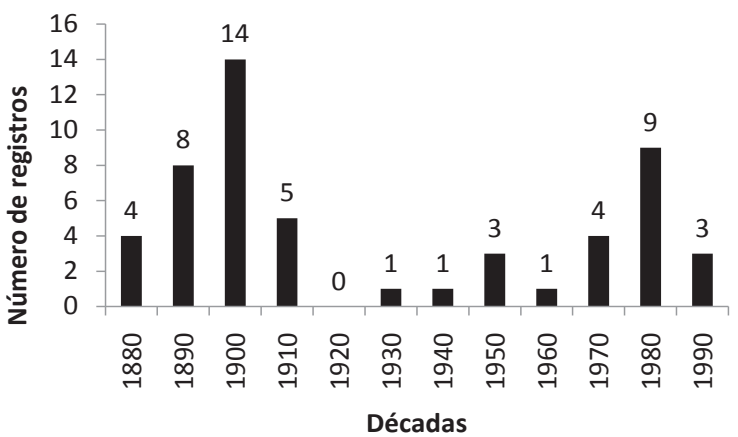


Figura 2. Número de especies de roedores agrupadas por familia registrado para el estado de Zacatecas

Cuadro 1. Especies de roedores de Zacatecas. AFINIDAD: MX, endémica de México; NA, compartida con Norteamérica; MA, endémica a Mesoamérica; AM, compartida con Norteamérica y Sudamérica (Ceballos y Oliva 2005). CATEGORÍA DE RIESGO: * Protección especial, ** En peligro; (Norma Oficial Mexicana (NOM-059-SEMARNAT-2010, Diario Oficial de la Federación. 2010.).

FAMILIA	ESPECIE	AUTOR	AÑO	NOMBRE COMÚN	AFINIDAD
Geomyidae	*Cratogeomys castanops*	(Baird)	1852	Tuza	NA
	Cratogeomys goldmani	Merriam	1895	Tuza	MX
	Thomomys bottae	(Eydoux y Gervais)	1836	Tuza	NA
	Thomomys umbrinus	(Richardson)	1829	Tuza	NA
Heteromyidae	*Chaetodipus eremicus*	(Mearns)	1898	Ratón de abazones	NA
	Chaetodipus hispidus	(Baird)	1858	Ratón de abazones	NA
	Chaetodipus lineatus	(Dalquest)	1951	Ratón de abazones	MX
	Chaetodipus nelsoni	(Merriam)	1894	Ratón de abazones	NA
	Chaetodipus penicillatus	(Woodhouse)	1852	Ratón de abazones	NA
	Dipodomys merriami	Mearns	1890	Rata canguro	NA
	Dipodomys nelsoni	Merriam	1907	Rata canguro	MX
	Dipodomys ordii	Woodhouse	1853	Rata canguro	NA
	Dipodomys phillipsii *	Gray	1841	Rata canguro	MX
	Dipodomys spectabilis	Merriam	1890	Rata canguro	NA
	Liomys irroratus	(Gray)	1868	Ratón espinoso	NA
	Liomys pictus	(Thomas)	1893	Ratón espinoso	MA
	Perognathus flavus	Baird	1855	Ratón de abazones	NA
Muridae	*Baiomys musculus*	(Merriam)	1892	Ratón pigmeo	MA
	Baiomys taylori	(Thomas)	1887	Ratón pigmeo	NA
	Microtus mexicanus	(de Saussure)	1861	Meteorito	NA
	Nelsonia neotomodon *	Merriam	1897	Rata	MX
	Neotoma goldmani	Merriam	1903	Rata magueyera	MX
	Neotoma leucodon	Merriam	1894	Rata magueyera	NA
	Neotoma mexicana	Baird	1855	Rata magueyera	NA
	Neotoma palatina	Goldman	1905	Rata magueyera	MX
	Onychomys arenicola	Mearns	1896	Ratón chapulinero	NA
	Onychomys leucogaster	(Wied-Neuwied)	1841	Ratón chapulinero	NA
	Peromyscus boylii	(Baird)	1855	Ratón	NA
	Peromyscus difficilis	(J. A. Allen)	1891	Ratón	MX
	Peromyscus eremicus	(Baird)	1858	Ratón	NA
	Peromyscus gratus	Merriam	1898	Ratón	NA
	Peromyscus hooperi	Lee y Schmidly	1977	Ratón	MX
	Peromyscus leucopus	(Rafinesque)	1818	Ratón	NA
	Peromyscus maniculatus	(Wagner)	1845	Ratón	NA
	Peromyscus melanophrys	(Coues)	1874	Ratón	MX
	Peromyscus melanotis	J. A. Allen y Chapman	1897	Ratón	NA
	Peromyscus pectoralis	Osgood	1904	Ratón	NA
	Peromyscus spicilegus	J. A. Allen	1897	Ratón	MX
	Reithrodontomys fulvescens	J. A. Allen	1894	Ratón	NA
	Reithrodontomys megalotis	(Baird)	1858	Ratón	NA
	Reithrodontomys zacatecae	Merriam	1901	Ratón	MX
	Sigmodon arizonae	Mearns	1890	Rata algodonera	NA
	Sigmodon fulviventer	J. A. Allen	1889	Rata algodonera	NA
	Sigmodon hispidus	Say y Ord	1825	Rata de los cañaverales	AM
	Sigmodon leucotis	Bailey	1902	Rata algodonera	MX
	Sigmodon mascotensis	J. A. Allen	1897	Rata algodonera	MX

Cuadro 1. Continúa

FAMILIA	ESPECIE	AUTOR	AÑO	NOMBRE COMÚN	AFINIDAD
Sciuridae	*Cynomys mexicanus* **	Merriam	1892	Perro de las praderas	MX
	Ammospermophilus interpres	(Merriam)	1890	Ardilla	NA
	Sciurus aureogaster	F. Cuvier	1829	Ardilla gris	NA
	Sciurus nayaritensis	J. A. Allen	1890	Ardilla de tierra	NA
	Spermophilus mexicanus	(Erxleben)	1777	Ardilla moteada	NA
	Spermophilus spilosoma	Bennett	1833	Ardilla	NA
	Spermophilus variegatus	(Erxleben)	1777	Ardilla gris	MA
	Tamias bulleri	J. A. Allen	1889	Ardilla	NA

de este lapso, se pueden apreciar dos décadas, 1900 y 1980, cuando se registró el mayor número de especies de roedores para el estado de Zacatecas. Para la primera década del siglo XX cinco autores contribuyeron a incrementar el conocimiento de este grupo de mamíferos (Osgood 1900, 1909; Miller y Rehen, 1901; Merriam 1901; Bailey 1902), en tanto para la década de los 80s hubo cuatro contribuciones, Matson (1980); Baker et al 1981; Matson (1982) y Matson y Baker (1986; Fig. 3). El primer roedor registrado fue *Sigmodon fulviventer* (Allen, 1889) y el último *Microtus mexicanus* (López-Wilchis y López-Jardines 1999; Ramírez-Pulido et al., 2008). La mayor parte de las especies (96%) se reportaron en el estado antes de la década de 1990, sin embargo en los últimos años se incrementó el número de registros, debido a que diversas subespecies fueron elevadas a la categoría taxonómica de especie como por ejemplo el ratón de abazones, *Chaetodipus eremicus*; (Lee et al., 1996), la tuza, *Cratogeomys goldmani* (Hafner et al., 2008) y la rata magueyera *Neotoma leucodon* (Edwards et al., 2001), todas ellas apoyadas en diversos estudios principalmente de enfoque citogenético y molecular.

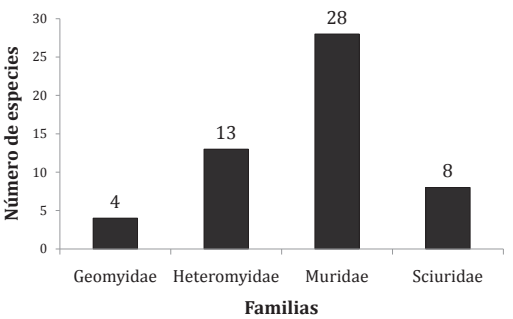


Figura 3. Número de especies de roedores registradas por década para el estado de Zacatecas.

Distribución de la masa corporal

La masa corporal de los roedores de Zacatecas varió de 7 g (*Baiomys taylori*) a 1050 g (*Cynomys mexicanus*). La distribución de la masa corporal obtenida mediante estimadores de densidad por kernel mostró una distribución multimodal constituida por cuatro modas representadas por la línea con círculos en la Figura 4. Los cuatro componentes gaussianos representan a los cuatro grupos de roedores de acuerdo a su masa corporal. Las formas pequeñas (porción izquierda de la distribución), los roedores medianos pequeños y medianos grandes y el último a los grandes. La comparación entre el EDK y la suma de los componentes gaussianos a través del análisis de correlación de Pearson mostró un comportamiento similar (Coeficiente de Correlación de Pearson = 0.9971; P=0.0001). En esta misma figura, se puede apreciar que dos componentes agrupan 86.7 % de los roedores de Zacatecas, con masas corporales entre los 18 y 30 g en el primer componente, en tanto el segundo incluye a roedores de 66 a 229 g. El 13.3 % restante se agrupa en los otros dos componentes uno para las especies pequeñas y otro para las grandes.

Distribución geográfica

De manera general la diversidad de mamíferos y de otros grupos biológicos de nuestro país es una combinación de elementos neárticos y neotropicales. Sin embargo en Zacatecas predominan los primeros, es decir, los roedores de afinidad templada con 35 especies (65.8 % del total). De las restantes 19 especies, 1 es de amplia distribución en el continente, 3 tienen afinidad con Mesoamérica y 15 son endémicas de México. Por tanto, se puede considerar que el estado de Zacatecas se ubica en un punto de transición entre la mastofauna neártica y neotropical.

De acuerdo con los resultados obtenidos al sobreponer las localidades de colecta con el mapa de vegetación potencial de Rzedowski (1990) se observó que el matorral xerófilo cuenta con el mayor número de especies registradas con 47 (87 % del total de las especies presentes en el estado), seguido del bosque tropical caducifolio con

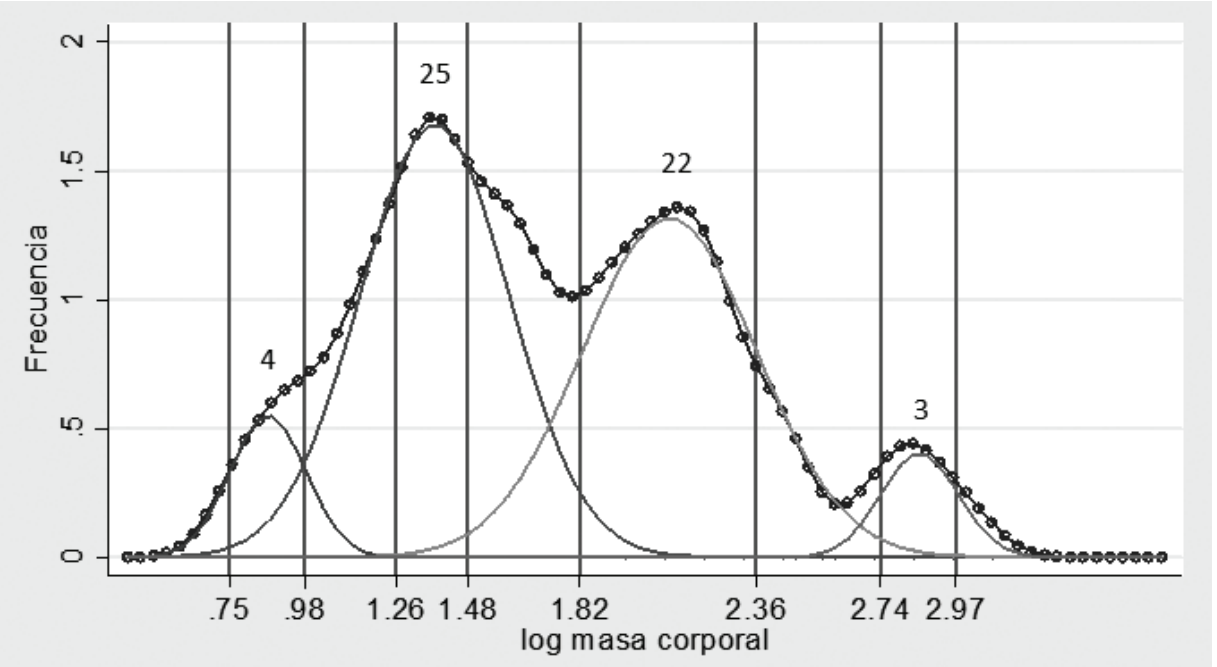


Figura 4. Distribución multimodal de la masa corporal de 54 especies de roedores de Zacatecas. Las líneas con círculos muestran el kernel gaussino y las líneas continuas indican el número de componentes gaussianos dentro de la distribución. Las líneas verticales limitan una desviación estándar a partir de la media para cada uno de los componentes. Los valores sobre la cresta representan el número de especies en cada componente.

36 especies (66.6 %), el pastizal con 33 (63.5%), y por último el bosque de coníferas-encinos con 28 (53.8 %).

Del total de los datos de roedores recolectados en Zacatecas se obtuvieron registros para 48 de los 58 municipios del estado (Fig. 1), los principales son Villa de Cos con 200 registros (16.3 del total) y Fresnillo con 171 (13.9%). Por número de especies hay 18 municipios que tienen entre 1 y 10 especies, 11 municipios con 11 a 20 especies, 8 con 20 a 30, y 1 con más de 30 especies. Los municipios con mayor número de taxa son Fresnillo con 32 especies (59.2% del total estatal), Villa de Cos y Valparaíso con 29 cada uno (53.7%). Los municipios con mayor número de especies y de registros se presentan en su mayoría en el matorral xerófilo como tipo de vegetación predominante, mientras que aquellos con menor número se ubican en bosques de coníferas y pastizal.

De acuerdo a la regionalización biogreográfica del país, en el estado de Zacatecas se encuentran las siguientes provincias: Altiplano Sur, Sierra Madre Occidental, Costa del Pacífico y Eje Volcánico (CONABIO, 1997), de éstas, únicamente se cuenta con registros de mamíferos para las tres primeras. En la provincia del Altiplano Sur (Zacatecano – Potosino) se encuentra el mayor número de especies con 47 (85.6% del total del estado), de estas 12 son endémicas; asimismo, esta región incluye 1,051 (79%) de los registros. Por su parte, en la provincia de la Sierra Madre Occidental, que corresponde a la parte suroeste del estado, encontramos 35 especies (67.3%), 4 de ellas endémicas. Por último la provincia de la Costa del Pacífico cuenta con 7 especies (4 endémicas) y tan sólo 9 registros.

Con respecto a la riqueza de roedores, el análisis de regresión mostró que el estado Zacatecas está por arriba de lo esperado en función de su extensión territorial (Fig. 5).

Categorías de Riesgo y Endemismo

Del total de especies registradas en el estado, sólo 3 (5.6 %) se encuentran en alguna categoría de riesgo según la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010 (Diario Oficial de la Federación, 2010). Ellas son *Dipodomys phillipsi* y *Nelsonia neotomodon*, consideradas en la categoría de Protección Especial, y de la familia Sciuridae el perrito de las praderas (*C. mexicanus*), que si bien no se encuentra extinta en México, sí está extirpada del estado, que formaba parte de su área de distribución original (Treviño-Villareal y Grant, 1998; Cuadro1)

En cuanto a la endemicidad, de los 8 géneros que habitan en México 1 se distribuye en el estado (*Nelso-*

nia) y sólo 15 (28.8 %) de las 52 especies de roedores son endémicas de México, pero ninguna restringida al estado de Zacatecas. El 66.6 % de estos endemismos corresponde a la familia Muridae con 10 especies, el restante 33.4% corresponde a las familias Heteromyidae con 3 especies, y Sciuridae y Geomyidae con 1 especie cada una (Cuadro 1).

Situación actual

Los mamíferos de México se encuentran actualmente bajo una fuerte presión derivada de las actividades antrópicas. En Zacatecas los matorrales que cuentan con el mayor número de registros reportados, han experimentado diversos grados de perturbación convirtiéndose en matorrales secundarios o en terrenos agrícolas o pecuarios, sobre todo en las llanuras y sierras potosino-zacatecanas (Sánchez Colón et al., 2009). Por ejemplo, para el año 2005 la superficie del estado dedicada a la agricultura representaba el 25% (18 768 km^2), el 24.7% (18 569 km^2) era vegetación secundaria y el 0.36% (272 km^2) áreas urbanas (INEGI, 2011). Lo anterior indica que para este año por lo menos la mitad del territorio del estado había sido alterado en su vegetación natural, lo cual implica una fuerte reducción en el área disponible para las poblaciones silvestres de mamíferos. De igual forma la mayor parte de concesiones para explotar los recursos mineros se ubican principalmente en zonas de matorrales, bosque de coníferas y selva, como es el caso de Melchor Ocampo, Valparaíso y Villa Nueva (SGM, 2011). Estas actividades han tenido como resultado la reducción de las poblaciones de algunos mamíferos, poniendo en riesgo su sobrevivencia.

No obstante, se han realizado intentos para el manejo y reintroducción de algunas especies en el estado. Por ejemplo, un caso es el del perrito de las praderas (*C. mexicanus*), que en 2011 el Gobierno Federal a través de la Dirección General de Vida Silvestre y el Gobierno Estatal, a través del Instituto de Ecología y Medio Ambiente (IEMAZ), reintrodujeron en la comunidad de Tanque Nuevo en el municipio de Mazapil. En esta primera etapa se realizó la reintroducción de 100 ejemplares entre machos y hembras (IEMAZ, 2011).

Discusión

La distribución temporal de los registros de los roedores de Zacatecas se puede dividir en tres períodos arbitrarios, el primero de 1880 a 1900; el segundo de 1910 a 1940 y el tercero de 1950 a 1990. Si comparamos el desarrollo histórico de la mastozoología mexicana con respecto a la distribución temporal de los

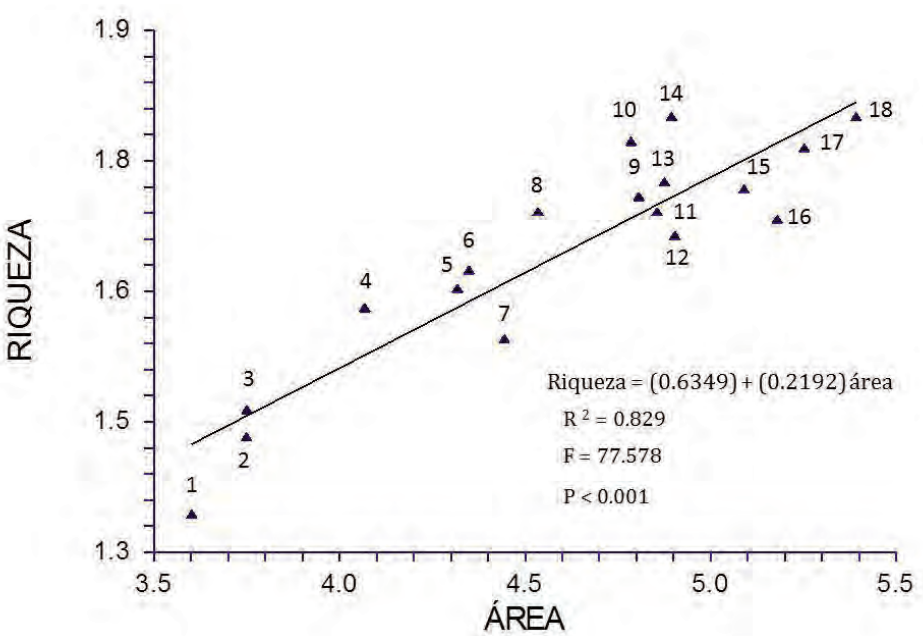


Figura 5. Análisis de regresión para comparar la riqueza de especies que se ha registrado en el estado de Zacatecas con respecto a otros estados del país en función del tamaño territorial de los mismos. 1 = Tlaxcala, 2 = Aguascalientes, 3= Colima, 4 = Querétaro, 5 = Hidalgo, 6= Estado de México, 7 = Nayarit, 8 = Puebla, 9 = Nuevo León, 10 = San Luis Potosí, 11 = Veracruz, 12 = Tamaulipas, 13 = Zacatecas, 14 = Jalisco, 15 = Durango, 16 = Coahuila, 17 = Sonora, 18 = Chihuahua.

registros de Zacatecas, podemos observar que durante el primer período se registraron al menos 26 especies; esto como producto de las actividades de exploración, reconocimiento y la colección de material biológico por parte de investigadores de los Estados Unidos de América en los estados del norte de México (Ramírez-Pulido y Britton, 1981; Ramírez-Pulido y Mudespacher, 1987; Baker, 1991). Durante el segundo período se presenta un descenso en las actividades de exploración debido a la etapa de inestabilidad política, social y económica por el que transitó nuestro país durante el movimiento revolucionario y postrevolucionario de 1910 a 1930 (Foweraker y Craig, 1990), donde sólo siete especies fueron registradas. El tercer período concuerda con los inicios y auge de la mastozoología mexicana aunado a la multiplicación exponencial de especialistas e instituciones académicas dedicadas a inventariar los mamíferos de México (Ramírez-Pulido y Müdespacher, 1987; Guevara-Chumancero et al., 2001). Durante esta etapa, a pesar del intenso trabajo sólo se registraron 22 especies, esto puede deberse a que la mayoría de los estudios se enfocaron hacia las zonas tropicales de nuestro país desdeñando las zonas áridas.

Diversos estudios han reportado que la distribución de la masa corporal de los mamíferos terrestres de Norte América varía con respecto a la escala espacial de la muestra (Blackburn y Gaston, 1994). El comportamiento de esta variable para los roedores de Zacatecas mostró una distribución multimodal conformada por cuatro componentes gaussianos (Fig. 4). Estos difieren marcadamente en el número de especies que los conforman, pues tan sólo los dos componentes que representan a los roedores medianos pequeños y medianos grandes, acumulan el 87 % de los roedores de Zacatecas. Estos resultados difieren a lo reportado por Brown y Nicoletto (1991) quienes proponen que la distribución de la masa corporal a partir de escalas continentales es unimodal con sesgo hacia las tallas grandes y tiende a ser platicurtica cuando cambia a escala regional o local. En esta última, cada una de las clases tiene igual número especies y conforman una distribución más homogénea. Si consideramos al Estado de Zacatecas como una localidad a nivel continental, la distribución de la masa corporal obtenida mediante EDK no es homogénea como lo plantean Brown y Nicoletto (1991). Si por el contrario se aborda a nivel de bioma o regional, tampoco se ajusta a una forma intermedia entre el nivel continental y local. La distribución presentada en este trabajo es multimodal y cada uno de sus componentes está constituido por diferente número de especies. Esta diferencia en la forma de la distribución de la masa corporal puede deberse a que los estimadores de densidad por kernel libran de algunos problemas básicos en la elaboración de histogramas de frecuencia (el origen, número y ancho de intervalos) y por otra parte, permiten visualizar características como sesgo, multimodalidad y grosor de las colas de distribución de los datos (Fox, 1990; Salgado-Ugarte, 2002).

En cuanto a la distribución geográfica y conservación en los que se encuentra la mastofauna de Zacatecas permite destacar varios puntos: 1) existe una fuerte asimetría en el esfuerzo de muestreo entre los municipios, pues hasta la fecha 10 de ellos no poseen ningún registro; 2) el 78.8% de los organismos recolectados se han obtenido de dos asociaciones vegetales: matorral xerófilo (55.6%) y pastizal (23.2%), y sólo el 8.7% en el bosque tropical caducifolio; 3) en las áreas mejor trabajadas los registros se encuentran aglutinados en una porción pequeña del municipio, generalmente asociados a la presencia de carreteras, 4) No obstante la falta de muestreo en varios sitios del estado, Zacatecas tiene más especies de roedores de lo esperado en función de su área, es posible que con mayor trabajo de colecta este número se incremente como en el caso de Jalisco que es de tamaño similar pero está mejor trabajado. De ahí la necesidad de desarrollar un esquema que permita ampliar y homogeneizar los estudios de campo a lo largo y ancho del estado, para tener un panorama más completo de la mastofauna y evitar sesgos en cuanto a los sitios muestreados.

A pesar de que Zacatecas tiene un espacio territorial de tamaño medio con respecto a los demás estados del país, sus áreas dedicadas a la conservación son escasas (INEGI, 2006). Por lo que es importante que a futuro se promueva la creación de áreas para la conservación de flora y fauna silvestre en el estado.

Finalmente, se debe fomentar la participación de distintos organismos como el académico, el privado, el gubernamental y la sociedad en general para generar estrategias que permitan conocer la biodiversidad y conservar los remanentes de los escenarios geográficos que quedan en el estado a través del desarrollo de líneas de investigación, la definición de áreas de interés para la conservación, la recreación, y la continuidad a los programas de reintroducción de especies nativas.

Agradecimientos

Agradecemos a Gustavo Ameneiro Cruz y Noé González Ruiz por aportar literatura sobre algunas especies de roedores.

Literatura citada

Allen, J. A. 1889. Notes on a collection of mammals from southern Mexico, with descriptions of a new species of the genera *Sciurus, Tamias*, and *Sigmodon*. Bulletin of the American Museum of Natural History 2:165-181.

Arita, H. y G. Ceballos. 1997. Los mamíferos de México: distribución y estado de conservación. Revista Mexicana de Mastozoología 2:33-71.

Bailey, V. 1902. Synopsis of the North American species of Sigmodon. Proceedings of the Biological Science Washington 16:129-134.

Baker, R. H., M. W. Baker, J. D. Johnson y R. G. Webb. 1981. New records of mammals and reptiles from northwestern Zacatecas. Southwester Naturalist 25:568-569.

Baker, R. H. 1991. The classification of Neotropical Mammals-A Historical Résumé. *In*: M Latin American Mammalogy: History, biodiversity, and education, A. Mares y D. J. Schmidly (eds.). Univ. Oklahoma Univ. Press, Norman, Oklahoma. p. 7-32.

Best, T. L. 1995. *Sciurus nayaritensis*. Mammalian Species 492:1-5.

Blackburn, T. M. y K. J. Gaston. 1994. Animal body size distributions: patterns, mechanisms and implications. Trends in Ecology and Evolution 9: 471-474.

Brown, J. H. y Nicoletto, P. F. 1991. Spatial scaling of species composition: body masses of North American land mammals. American Naturalist, 138:1478-1512.

Carleton, Michael D. 1984. Chapter 9: Introduction to Rodents. *In:* Orders and Families of Recent Mammals of the World, Anderson, S. y J. K. Jones (eds.). New York: John Wiley & Sons. p. 255-265.

Ceballos, G. y G. Oliva. 2005. Los mamíferos silvestres de México. CONABIO – Fondo de Cultura Económica, México D.F. 988 p.

Ceballos, G., J. Arroyo-Cabrales, R. Medellín y Y. Domínguez-Castellanos. 2005. Lista actualizada de los mamíferos de México. Revista Mexicana de Mastozoología. 9:21-71.

Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), 1997. Provincias biogeográficas de México. Escala 1:4 000 000. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, D. F. En línea: http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/. Consultada en junio de 2011.

Diario Oficial de la Federación. 2010. NORMA Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. México D.F.

Edwards, C. W. y R. D. Bradley. 2001. Molecular phylogenetics of the *Neotoma floridana* species group. Journal of Mammalogy 82:791-798.

Espinosa, D., S. O. Ocegueda, J. Llorente, C. Aguilar y O. Flores. 2008. El conocimiento biogeográfico de las especies y su regionalización natural. *In* Capital natural de México, vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad. J. Soberón, G. Halffter y J. Llorente-Bousquets (comp.). Conabio, México, D.F. p. 33-65.

ESRI. 1999. ArcView GIS 3.2. ESRI, Redlands, California

Fox , J. 1990. Describing univariate distributions. *In*: Modern methods of data analysis. J. Fox y J. S. Long. (eds.). Newbury Park.p. 58-125

Foweraker, J. y A. L. Craig. 1990. Popular movements and political change in Mexico. Lynne Rienner Pubblishers, Colorado. 314 p.

García, E. 1987. Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Kóppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana). Instituto de Geografía, UNAM. México, D.F. 217 p.

GBIF. 2004. Data Portal. Copenhagen: Global Biodiversity Information Facility. http://www.gbif.net/portal/index.jsp.

Guevara-Chumancero, L. M., R. López-Wilchis y V. Sánchez-Cordero. 2001. 105 años de investigación mastozoológica en México (1890-1995): una revisión de sus enfoques y tendencias. Acta Zoológica Mexicana, nueva serie, 83:35-72.

Hall, E. R. 1981. The Mammals of North America. New York, John Wiley and Sons. Vol. 1: XV+600+90, vol. 2: VI+601—1181+90.

Hafner, D. J., M. S. Hafner, G. L. Hasty, T. A. Spradling y J. W. Demastes. 2008. Evolutionary relationships of pocket gophers (*Cratogeomys castanops* species group) of the Mexican altiplano. Journal of Mammalogy 89:190-208.

Helgen, Kristofer M., R. F. Cole,L. E. Helgen y O. D. Wilson. 2009. Generic Revision in the Holarctic Ground Squirrel Genus *Spermophilus*. Journal of Mammalogy 90: 270–305.

IGUNAM-INEGI. Instituto de Geografía, Instituto Nacional de Geografía e Informática. 2001. Inventario Nacional Forestal 2000. Escala

1:250,000. IGUNAM-INEGI, México D.F., México
IEMAZ. Instituto de Ecología y Medio Ambiente-Zacatecas. 2011. Reintroducción del perrito de la pradera. En línea http://iemaz.zacatecas.gob.mx/ (Consultada en enero de 2012)
INEGI. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. 2001. Dirección General de Geografía. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Carta topográfica 1:50 000.
INEGI. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. 2006. Atlas. Situación Actual de la División Político-Administrativa Interestatal de los Estados Unidos Mexicanos. En línea: http://www.inegi.org.mx/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/geografia/publicaciones/atlas.pdf. (Consultada en enero de 2012)
INEGI. Instituto Nacional de Geografía e Informática. 2011. México en cifras. Información nacional por entidad federativa y municipios. En línea: http://www.inegi.org.mx/sistemas/mexicocifras/default.aspx?e=32. (Consultada en enero de 2012)
Lee, T. E., B. R. Riddle y P. L. Lee. 1996. Speciation in the desert pocket mouse (*Chaetodipus penicillatus* Woodhouse). Journal of Mammalogy 77: 58-68.
López-Wilchis, R. y J. López Jardines. 1999. Los mamíferos de México depositados en colecciones de Estados Unidos y Canadá. Vol. 2. Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa, México. 469 p.
Llorente-Bousquets, J. y S. Ocegueda. 2008. Estado del conocimiento de la biota. *In* Capital natural de México, vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad, J. Soberón, G. Halffter y J. Llorente-Bousquets (comp.). Conabio, México, D.F. p. 283-322.
MaNIS. 2001. The Mammal Networked Information System. http://manisnet.org/manis.
Matson, J. O. 1980. The status of banner-tailed kangaroo rats, genus Dipodomys from central Mexico. Journal of Mammalogy 61:563-566.
Matson, J. O. 1982. Numerical analysis of rodent distributional patterns in Zacatecas, Mexico. Journal of Mammalogy 63:73-84.
Matson, J. O. y R. H. Baker. 1986. Mammals of Zacatecas. Special Publications of the Museum of Texas Tech University 24:1-88. Merrian, C. H. 1901. Synopsis of the rice rats (genus *Oryzomys*) of the United States and Mexico. Proceedings of the Washington Academy of Science 3:295.
Miller, G. S., Jr. y J. A. Rehn. 1901. Systematic results of the study of North American land mammals to the close of the year 1900. Proceedings of the Boston Society of Natural History 30:1-352.
Osgood, W. H. 1900. Revision of Pocket Mice of the Genus *Perognathus*. North American Fauna 18:1-72.
Osgood, W. H. 1909. Revision of the mice of the Genus Peromyscus. North American Fauna 28: 1-285Ramírez-Pulido, J. y M. C. Britton. 1981. An historical synthesis of the Mexican mammalian taxonomy. Proceedings of the Biological Society Washington 91:1-17.
Ramírez-Pulido, J. y C. Müdespacher. 1987. Estado actual y perspectivas del conocimiento de los mamíferos de México. Ciencia 38:49-67.
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.
Ramírez-Pulido, J., J. Arroyo y N. González. 2008. Mamíferos. Catálogo taxonómico de especies de México. *In*: Capital natural de México, vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad. J. Soberón, G. Halffter y J. Llorente-Bousquets (comp.). Conabio, México, D.F. CD1.
Reeder, D. M., K. M., Helgen y D. E. Wilson. 2007. Global Trends and Biases in New Mammal Species Discoveries. Occasional Papers, Museum of Texas Tech University 269:1-35.
REMIB. Red Mundial de Información sobre la Biodiversidad de la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (http://www.conabio.gob.mx/remib/)
Rzedowski J. 1990. Vegetación Potencial. IV.8.2. Atlas Nacional de México. Vol II. Escala 1:4000000. Instituto de Geografía, UNAM. México.
Salgado-Ugarte, I. H. 2002. Suavización no paramétrica para análisis de datos. FES Zaragoza, Universidad Nacional Autónoma México, 139 p.
Silverman, B. W. 1986. Density estimation for statistics and data analysis. Chapman and Hall, London.
Sánchez Colón, S., A. Flores Martínez, I. A. Cruz-Leyva y A. Velázquez. 2009. Estado y transformación de los ecosistemas terrestres por causas humanas. *In*: Capital natural de México, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio R. Dirzo, R. González y I. J. March (comp). Conabio, México, D. F.p. 75-129
Servicio Geológico Mexicano (SGM). 2011. "Panorama Minero de los Estados". En línea: http://www.sgm.gob.mx/pdfs/ZACATECAS.pdf. (Consultada en

enero de 2012)
Silva, M. B. y J. A. Downing. 1995. The allometric scaling of density and body mass: a non-linear relationship for terrestrial mammals. American Naturalist 145: 704-727.
Treviño- Villarreal, J. y W. E. Grant. 1998. Geographical range of the Endangered Mexican prairie dog (*Cynomys mexicanus*). Journal of Mammalalogy 79:1273-1287.
Wilson, D. y D. M. Reeder, 2005. Mammal Species of the World. A Taxonomic and Geographic Reference. Johns Hopkins University Press. 142 p.

*Densidad de la ardilla arborícola (*Sciurus aureogaster*) en plantaciones de palma de coco (*Cocos nucifera*) del estado de Tabasco, México*

*Density of the red-bellied squirrel (*Sciurus aureogaster*) in plantations of coconut (*Cocos nucifera*) in the state of Tabasco, México*

Mircea Gabriel Hidalgo Mihart[¤], *Darwin Jiménez-Domínguez y Joaquín Bello Gutiérrez*[†]

Resumen

Uno de los primeros pasos para el manejo y control de especies que se tornan perjudiciales, es la determinación del tamaño poblacional. Ante las pérdidas producidas por la ardilla arborícola (*Sciurus aureogaster*) a los productores de palma de coco (*Cocos nucifera*) en el estado de Tabasco, como primera etapa para determinar las medidas adecuadas para reducir los daños económicos se estimó la densidad de ardillas a lo largo de la región coprera del estado. La estimación se llevó a cabo en tres periodos durante 2009 y 2010, utilizando el conteo de individuos en transectos de franja variable en seis regiones distribuidas a lo largo de la zona de producción coprera de Tabasco. Se obtuvieron densidades regionales que variaron entre 0.23 hasta 2.78 ardillas/ha dependiendo de la región y la ocasión de conteo. El número de ardillas de acuerdo a la densidad obtenida para toda el área de estudio fue de 12 433 (Mínimo 9 871 y Máximo 15 746) para el primer periodo, 11 169 (Mínimo 8 372 y Máximo 15 901) para el segundo periodo y 5 973 (Mínimo 4 360 y Máximo 8 182). Se observaron notables diferencias en el número de ardillas por región. El determinar la densidad de ardillas así como su variación espacial y temporal a lo largo de la región coprera de Tabasco, permitirá priorizar las áreas de manejo, así como la temporalidad de las acciones, en caso de que se establezca que las ardillas causan daños considerables a la producción en el estado.

Palabras clave: abundancia, Sciuridae, tropical, daño en cultivos, control de roedores, manejo de poblaciones.

Abstract

Determination of population size is among the first steps for the management of harmful species. Red-bellied squirrel (*Sciurus aureogaster*) has been reported to cause important looses to coconut (*Cocos nucifera*) producers in the state of Tabasco, Mexico. To determine appropriate measures to reduce the economic damage to coconut producers in Tabasco, we estimated the squirrel density along the coconut production area of the state. The estimation was carried out in three periods during 2009 and 2010 counting squirrels in variable strip transects in six regions distributed along the coconut production area. Regional squirrel densities ranged from 0.23 to 2.78 squirrels / ha depending on the region. The squirrel population size for the entire study area was 12 433 (Minimum and Maximum 15 9 871 746) for the first period, 11,169 (Minimum and Maximum 15 8 372 901) for the second period and 5973 (Minimum and Maximum 4 360 8182) for the third. We found important differences in the number of squirrels per region. Squirrel density estimation and their spatial and temporal variation along the coconut production area in Tabasco will help to prioritize the areas that will be subject to squirrel management and the timing of the management actions.

Key words: abundance, Sciuridae, tropical, crop damage, rodent control, population management.

División Académica de Ciencias Biológicas, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. Kilómetro 0.5 Carretera Villahermosa-Cárdenas. C.P. 86039 Villahermosa, Tabasco, México.
¤ mhidalgo@yahoo.com

Introducción

La ardilla arborícola (*Sciurus aureogaster*) es una ardilla con amplia distribución y considerada como abundante en muchas áreas de México (Váldez-Alarcón y Téllez-Girón, 2005). La especie presenta gran capacidad de adaptación y se le puede encontrar desde el nivel del mar hasta los 3000 msnm, en una gran cantidad de hábitats que van desde bosques templados (Ramos-Lara y Cervantes, 2011) hasta bosques tropicales húmedos (Estrada y Coates-Estrada, 1985). La ardilla gris es una especie muy adaptable a las condiciones generadas dentro de los ambientes modificados por el hombre, por lo que han sido comúnmente reportadas al interior en áreas urbanas (e.g., Hortelano-Moncada et al., 2009) y cultivos (Sánchez-Hernández et al., 2001). En el caso de los cultivos, en México se ha encontrado que esta especie tiene impactos económicos sobre la producción de maíz, arroz, sorgo, caña de azúcar, frutales (del Villar-González, 2000), cacao (Córdova-Ávalos et al., 2001) así como palma de coco (Ramírez-Pulido y López-Forment, 1976).

Las ardillas del género *Sciurus* se consideran desde hace tiempo como una de las principales plagas que merman la producción coco a nivel mundial (Lever, 1969). Sin embargo, se tienen muy pocas referencias sobre el impacto económico que este grupo de roedores causan a la producción (Wood, 1994). Para México se ha encontrado que las ardillas causan una merma de alrededor del 5% de la producción en el estado de Guerrero (Ramírez-Pulido y López-Forment, 1976), así como daños importantes en el estado de Tabasco (de la Cruz, 2003).

A partir del año 2009, a solicitud del Consejo Estatal de Productores de Coco de Tabasco A.C, la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco ha llevado a cabo un análisis sobre el impacto que la ardilla gris tiene sobre la producción de semillas de palma de coco cultivadas en el estado de Tabasco. El objetivo final de éste análisis es determinar y poner en práctica las mejores alternativas de manejo que permitan reducir las pérdidas en la producción de coco en el estado. Un análisis completo sobre el manejo que debe darse a una especie que produce daños económicos en cultivos, tal como ocurre con la ardilla gris y la producción de coco en Tabasco, debe contener una evaluación de los daños causados por la especie al cocotero, así como sobre características poblacionales de las ardillas. El examen en conjunto de estos dos aspectos permitirá determinar el alcance del manejo de la ardilla para reducir las pérdidas económicas, así como determinar cuáles son las alternativas de manejo mas adecuadas (Sinclair et al., 2006). Uno de los primeros parámetros de la población a ser evaluados debe ser la densidad de las ardillas al interior de los cultivos, pues en caso de ser necesario realizar un control para reducir la población, el conocimiento de este parámetro, permitirá determinar el alcance que deberá tener esta acción, así como en una evaluación posterior, el éxito del control para reducir la población (Conover, 2002).

La densidad de ardillas del género *Sciurus* en México y Centroamérica ha sido reportada en áreas conservadas, en las que por lo regular se presentan densidades bajas. Es así que en la región de los Tuxtlas, en un área de bosque tropical perenifolio, Estrada y Coates-Estrada (1985), encontraron 0.7 ardillas grises/ha. Otras estimaciones de la densidad de ardillas, han registrado que *Sciurus collieai* en un bosque tropical caducifolio presentó densidades que van 0.009-0.043 ardillas/ha (Mandujano, 1997), mientras que *Sciurus depeii* en un bosque tropical perenifolio presentó 1 ardilla/ha (Estrada y Coates-Estrada, 1985) y en un bosque subperenifolio 0.02 a 0.32 ardillas/ha (Hidinger, 1996).

El único reporte de densidades de ardillas grises en áreas donde existen plantaciones, se realizó sobre la población introducida de ardillas grises de Cayo Elliott, Florida, donde en áreas en las que se mezclaba la palma de coco con cultivos de mango y vegetación natural, la densidad encontrada fue de aproximadamente 2.5 ardillas/ha, la cuál es considerada alta (Brown y McGuire, 1975). Así mismo, trabajos realizados en Asia con otras especies de ardillas en plantaciones de coco, han mostrado que la ardilla listada del oeste de los Ghats (*Funambulus tristriatuscon*), tiene altas densidades en estos cultivos, que van de 2.15 a 3.18 ardillas/ha (Keshava-Bhat y Mathew, 1984).

La evaluación de la densidad de especies que causan pérdidas en cultivos, en muchas ocasiones se realiza bajo el esquema de estimación en unas pocas áreas de pequeño tamaño, cuyos datos son extrapolados a grandes áreas (e.g., Puan et al., 2011). Debido a la gran extensión que cubren muchos cultivos, el análisis a nivel local presenta importantes limitaciones para la toma de decisiones regionales (Conover, 2002). Las áreas de producción de palma de coco en Tabasco abarcan alrededor de 12 700 ha (González-Sánchez, 2005), por lo que la resolución de la problemática entre ardillas y producción de coco debe estar basado en una evaluación regional, pues una evaluación local podría derivar en decisiones de manejo parcela por parcela sin coordinación, lo que no favorecería la resolución del conflicto (Hendrichs et al., 2007). Sin embargo, a lo largo de la

región cultivada con palma de coco en Tabasco, existen variaciones en los esquemas de producción de la palma, debidos al nivel de manejo de los cultivos, así como a la densidad de población humana. Ante esta situación, con el fin de determinar las estrategias de manejo mas adecuadas, la evaluación de densidad de ardillas deberá de tomar en cuenta esta zonificación, pues podría afectar la densidad de la especie en las plantaciones.

Es así que con el fin de plantear las alternativas de manejo de la ardilla gris en la producción de palma de coco a lo largo del estado de Tabasco derivadas de la solicitud de los productores, el objetivo de este trabajo fue determinar la densidad de ardillas grises en plantaciones de palma de coco en las diferentes condiciones ambientales que ocurren a lo largo del área de producción. El objetivo final de la información obtenida, es el de servir como base para la elaboración de un plan regional de manejo de esta especie, así como punto de comparación de la efectividad de las futuras alternativas de control de las poblaciones de ardillas grises a llevarse a cabo para reducir los daños en los cultivos.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El estudio se realizó a lo largo de la región productora de palma de coco del estado de Tabasco, México, la cual se encuentra localizada principalmente en la costa del Estado (92°46' y 94°07' Oeste y 18°14' y 18°26' Norte), incluyendo los municipios de Cárdenas, Paraíso, Centla, Comalcalco, Jalpa y Nacajuca. El clima de la región es cálido húmedo con temperatura promedio de 27º y una precipitación promedio de alrededor de 2,700 mm al año. Los ecosistemas originales de la región eran principalmente bosques tropicales perenifolios y subperenifolios inundables, así como manglares. Sin embargo, en la mayor parte del área de estudio la vegetación original fue modificada desde hace más de 50 años para dedicarlo a la producción de palma de coco, cacao, además de la producción de ganado.

Las plantaciones de palma de coco en Tabasco tienen diferentes características de acuerdo a su nivel de manejo (Ojeda-Morales, 2010). Se pueden caracterizar desde aquellas que presentan un manejo intensivo y las cuales el estrato arbustivo es eliminado cada temporada, hasta aquellas en las que este estrato es dejado crecer libremente por varios años hasta que se convierten en áreas dominadas por un estrato arbustivo y arbóreo de crecimiento secundario (acahuales). Así mismo, el manejo de las plantaciones implica en muchos casos la presencia de otras actividades productivas asociadas a la plantación tales como ganadería, cacao y frutales.

Las áreas de producción de palma de coco en Tabasco presentan diferencias importantes a nivel regional, asociados principalmente al nivel de manejo de los cultivos, así como a la densidad de población humana. Debido a estas diferencias el área de estudio fue dividido en seis regiones, las cuales incluyeron la mayor parte del área cultivada con palma de coco en el estado (Figura 1; Cuadro 1).

Cuadro 1. Características ambientales y de las plantaciones de palma de coco (*Cocus nucifera*) de los sitios en los que se dividió el área para el estudio de la abundancia de la ardilla arborícola (*Sciurus aureogaster)* en la costa del Estado de Tabasco.

Región	Localidades	Municipio	Área cultivada (ha)	Manejo de las plantaciones	Densidad de palma de coco	Ambientes circundantes	Población humana
Magallanes	Cuautemotzin, El Bari, Ojoshal y El Pailebot	Cárdenas	2890	Moderado a intensivo	Baja	Pastizales inducidos para ganadería	Baja
Alacrán	Sinaloa, Manatinero y El Alacrán	Cárdenas	335	Abandonado a moderado	Alta	Vegetación secundaria y manglar	Baja
Pino Suárez-Tupilco.	Lázaro Cárdenas en Comalcalco y la Barra de Tupilco en Paraíso	Paraíso	750	Abandonado a moderado	Muy alta	Vegetación secundaria y manglar	Baja
Flores-Unión	Flores, La Unión y Guano Solo en el municipio de Paraíso	Paraíso	3000	Abandonado a moderado	Media	Cacaotales, frutales diversos y vegetación secundaria	Alta

Cuadro 1. Continúa.

Región	Localidades	Municipio	Área cultivada (ha)	Manejo de las plantaciones	Densidad de palma de coco	Ambientes circundantes	Población humana
Chiltepec-Centla	Penjamo, Dos Bocas, Chiltepec, Aquiles Serdán, Jalapita, Emiliano Zapata, Carlos A. Madrazo y Sabanas	Paraíso y Centla	2780	Abandonado a moderado	Alta	Vegetación secundaria y manglares	Media
Nacajuca-Jalpa	Reforma	Jalpa de Méndez y Nacajuca	302	Intensivo.	Media	Pastizales inducidos y cacaotales	Alta

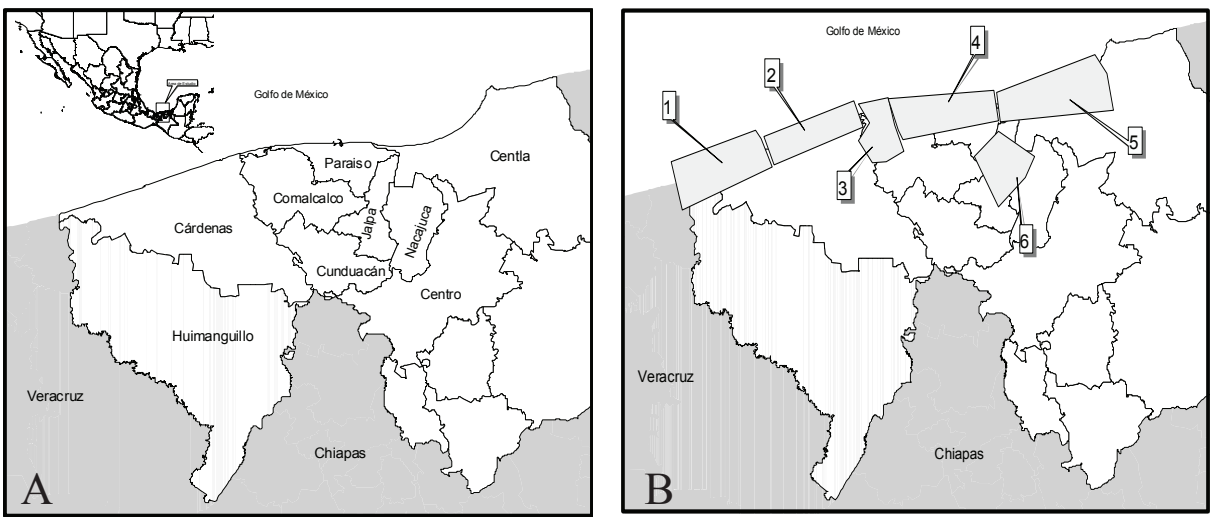


Figura 1. A) Localización del área de estudio de la abundancia de la ardilla arborícola (*Sciurus aureogaster*) y límites geográficos de los municipios donde se produce palma de coco (*Cocos nucifera*) en Tabasco. B) Localización de las seis regiones estudiadas: 1, Magallanes; 2, Alacrán; 3, Pino Suárez-Tupilco; 4, Flores-Unión; 5, Chiltepec-Centla; 6, Nacajuca-Jalpa.

Estimación de la densidad

La estimación de la densidad de ardilla gris en el área de estudio se realizó utilizando el método de conteo directo de individuos en transectos lineales de franja variable (Buckland et al., 1993). Este método ha sido ampliamente utilizado en la estimación de densidades de ardillas arborícolas y ha sido recomendado como la técnica mas adecuada para este grupo de roedores (e.g., Healy y Welsh, 1992; Hein, 1997; Gurnell et al., 2009).

Se establecieron 93 transectos de 500 m de largo para el conteo de ardillas en la zona de producción de palma de coco. El número de transectos para cada una de las regiones de estudio, varió en función del tamaño del área, así como la posibilidad de encontrar áreas que tuvieran un continuo de al menos 500 m de plantación de palma de coco de tal forma que en la región de Magallanes se establecieron 20 transectos, 14 en Alacrán, 11 en Pino Suárez-Tupilco, 17 en Flores-Unión, 28 en Chiltepec-Centla y en tres en Nacajuca-Jalpa. La localización de cada uno de los transectos fue elegido al azar. Así mismo cuando fue posible por la disposición de las plantaciones de palma de coco, la dirección del transecto también fue elegida al azar. La distancia mínima de separación entre cada uno de los transectos fue de 1 km.

El conteo de ardillas para la determinación de densidad fue realizado en tres periodos, en los cuales en cada ocasión se recorrieron los 93 transectos. El primer periodo de conteo se desarrolló de mayo a agosto de 2009, el segundo de septiembre a octubre de 2009 y el tercero de noviembre de 2009 a febrero de 2010. El cada una de las tres ocasiones de muestreo, se mantuvo el orden de recorrido de los transectos, de tal forma que el periodo transcurrido entre cada uno de los conteos fue de al menos cuatro meses.

Los recorridos para el conteo de ardillas se realizaron en los periodos de máxima actividad de las ardillas grises que se encuentran entre las 7:00-10:00 h y 16:00 a 18:00 h (Ramos-Lara y Cervantes, 2011). Durante este periodo, un equipo de al menos tres personas recorría un transecto de 500 m a una velocidad de 150 a 200 m por hora. Con ayuda de binoculares, se realizó una búsqueda intensiva de ardillas a lo largo del transecto. Una vez detectada la presencia de una ardilla gris, utilizando distanciómetros láser digitales, se obtuvo la distancia perpendicular en metros de la ardilla al transecto. En caso de encontrarse dos o más organismos agrupados, se reportaron individualmente las distancias de todos los organismos que conformaban el grupo. La variable de respuesta obtenida fue el número de ardillas grises contadas por transecto, así como las distancias perpendiculares del transecto a las ardillas grises observadas.

Debido a la amplitud del área de estudio, fue necesaria la participación de voluntarios para recorrer los transectos. Para reducir los efectos asociados a diferentes observadores, los voluntarios fueron previamente capacitados para homogeneizar los criterios de búsqueda, así como para entrenarlos en la detección de las ardillas en plantaciones de coco.

Análisis de datos

Al realizar un análisis preliminar de los resultados de distancias perpendiculares por transecto por periodo, se encontró que el número de observaciones no era suficiente para realizar estimaciones del tamaño poblacional confiables (al menos 10; Buckland et al., 1993), por lo que se realizó un análisis de densidad regional de ardillas grises y no por transecto. Las estimaciones regionales se obtuvieron sumando todas las distancias recorridas en todos los transectos por región por periodo, así como todas las observaciones de ardilla gris realizadas en la región en el periodo.

La estimación de densidad por región por periodo de estudio se obtuvo utilizando el programa Distance (Thomas et al., 2009). El proceso de obtención de densidad en el programa se realizó en dos etapas. La primera etapa consintió en evaluar para cada una de las regiones por periodo, el ajuste de la curva de distancias de detección de ardillas grises observada con curvas de detección resultado de diferentes modelos (función llave + términos de ajuste), utilizando el Criterio de Información de Akaike (AIC) para la selección del modelo más parsimonioso (Burnham y Anderson, 1998). La segunda etapa, consistió en la utilización del modelo más parsimonioso para determinar el tamaño de la población de ardillas grises por región por periodo, multiplicando la densidad obtenida por el área (en ha) de cada una de las seis regiones de estudio. La precisión del estimado de tamaño de población se determinó con base en la construcción de intervalos de confianza al 95%.

Paralelamente a la estimación de densidad regional por periodo, también se realizó una estimación de densidad para toda el área de estudio por periodo. Para obtener este estimador, se sumaron todas las distancias recorridas en los 93 transectos por periodo, así como todas las observaciones de ardillas grises realizados en los 93 transectos.

Resultados

Durante los tres periodos estudiados, se recorrieron en tres ocasiones 46 500m en 93 transectos en los cuales se contaron un total de 995 ardillas grises. Los mejores modelos de densidad de ardillas a nivel área de estudio indican que la densidad media va de 0.59 a 1.24 ardillas por ha dependiendo del periodo de estudio (Cuadro 2).

En el caso de la densidad por región, debido al bajo número de ardillas contadas en Nacajuca-Jalpa (de una a tres dependiendo del periodo de estudio) no fue posible realizar una estimación confiable de la densidad en esta región. En el caso de las otras cinco regiones, para el primer periodo se encontró que las densidad fue de 0.59 a 2.78 ind/ha, de 0.23 a 2.52 ind/ha en el segundo periodo y de 0.37 a 0.98 ind/ha en el tercer periodo (Cuadro 2).

Los resultados muestran con base en los intervalos de confianza al 95% que las densidades estimadas en la región de Flores-Unión son mayores a las que se estimaron en las regiones de Magallanes, Pino Suárez-Tupilco y Chiltepec-Centla, particularmente durante los dos primeros periodos de estudio (Cuadro 2). Al comparar las densidades de Flores Unión y Alacrán se observa que son semejantes entre si durante estos dos primeros periodos. Así mismo, las densidades observadas en Magallanes, Pino Suárez-Tupilco y Chiltepec-Centla durante estos dos primeros periodos son semejantes entre si. Finalmente, se observa una disminución generalizada en la densidad de ardillas estimada para el tercer periodo de estudio, encontrando que no existen diferencias en la densidad entre las diferentes regiones estudiadas (Cuadro 2).

Se observa que el ancho de la franja de detección de ardillas a nivel regional (la cuál determina el área efectiva de muestreo), muestra que el promedio en el primer periodo fue de 36.10 m (SD ± 11.78), 38.55m

Cuadro 2. Densidad y parámetros de su variación por región de la ardilla arborícola (*Sciurus aureogaster*) en plantaciones de palma de coco (*Cocos nucifera*) de la costa del estado de Tabasco durante los tres periodos estudiados.

Región	Esfuerzo de muestreo (m)	Periodo	Número de observaciones	Densidad (ind/ha)	CV(%)	Intervalos de confianza de la densidad (ind/ha)		Ancho de la franja de detección (m)
						Mínimo	Máximo	
Magallanes	10000	May-Ago 2009	67	0.59	26.17	0.35	1.01	56.47
		Sep-Oct 2009	60	0.54	22.33	0.27	1.08	55.53
		Nov 2009-Feb 2010	32	0.41	29.96	0.23	0.74	43.30
Alacrán	7000	May-Ago 2009	56	1.58	25.31	0.94	2.67	25.25
		Sep-Oct 2009	32	1.02	18.26	0.48	2.15	22.40
		Nov 2009-Feb 2010	17	0.37	21.93	0.13	1.07	32.68
Pino Suárez-Tupilco	5500	May-Ago 2009	18	0.54	32.24	0.28	1.06	30.09
		Sep-Oct 2009	7	0.23	15.50	0.05	0.98	28.19
		Nov 2009-Feb 2010	17	0.86	16.60	0.39	1.87	18.01
Flores-Unión	8500	May-Ago 2009	126	2.78	27.34	1.58	4.90	26.62
		Sep-Oct 2009	135	2.52	17.37	1.45	4.35	31.57
		Nov 2009-Feb 2010	26	0.51	24.49	0.25	1.03	30.03
Chiltepec-Centla	14000	May-Ago 2009	141	1.20	19.98	0.81	1.77	42.06
		Sep-Oct 2009	171	1.11	65.13	0.75	1.64	55.08
		Nov 2009-Feb 2010	86	0.98	39.65	0.57	1.66	31.45
Área de estudio	46500[b]	May-Ago 2009	409	1.24	11.95	0.98	1.57	35.57
		Sep-Oct 2009	406	1.11	14.65	0.83	1.48	39.31
		Nov 2009-Feb 2010	180	0.59	16.00	0.43	0.81	33.31

[a] El esfuerzo de muestreo del periodo Noviembre 2009 – Febrero 2010 para la región de Magallanes fue de 9000 m.
[b] El esfuerzo de muestreo del periodo Noviembre 2009 – Febrero 2010 para el área de estudio fue de 45500 m.

(SD± 13.99) en el segundo y 31.09m (SD ±8.05m) para el tercero. No se observaron diferencias significativas entre las distancias de detección de ardillas entre los tres periodos estudiados ANOVA de Medidas Repetidas F=1.46, F(2,8), P>0.5 (Zar, 1999).

El número de ardillas de acuerdo a la densidad obtenida a para toda el área de estudio fue de 12 433 (Mínimo 9 871 y Máximo 15 746) para el primer periodo, 11 169 (Mínimo 8 372 y Máximo 15 901) para el segundo periodo y 5 973 (Mínimo 4 360 y Máximo 8 182). El número de ardillas para cada región varía en función del tamaño del área sembrada por cocoteros en cada una de las regiones. La región que presenta mayor población de ardillas en todos los periodos estudiados es la de Flores-Unión, seguido por Chiltepec-Centla y Magallanes (Figura 2). Las áreas que presentan las menores poblaciones son la de Pino Suárez-Tupilco y Alacrán (Figura 2). Particularmente en el caso de Alacrán, a pesar de que la densidad de ardillas es la segunda más elevada estimada para las plantaciones de coco en Tabasco el tamaño de población es pequeño, esto derivado de que el área cultivada es de apenas 335ha (Figura 2; Cuadro 2).

Discusión

La mayor densidad de ardillas grises encontrada en un periodo en las plantaciones de coco del estado de Tabasco (1.24 ardillas/ha) es 80% mayor que la reportada por Estrada y Coates-Estrada (1985), pero menor a la reportada en Cayo Ellis, Florida en la pequeña población introducida en esa isla (2.5 ardillas/ha; Brown y McGuire, 1975). Así mismo, la densidad media de ardillas grises observada en Tabasco durante el periodo en el cuál la densidad fue menor (0.59 ardillas/ha) es semejante a las 0.7 ardillas/ha observadas por Estrada y Coates-Estrada (1985). Comparado con lo observado con otras especies de ardillas arborícolas en áreas tropicales de México, la densidad observada en el área de estudio se encuentra alrededor de los valores observados (1 ardilla/ha *S. depeii*; Estrada y Coates-Estrada, 1985), pero es notablemente mayor a la observada en áreas al norte de Guatemala (0.02-0.32 ardillas/ha; *S. depeii;* Hidinger, 1996) o en el estado de Jalisco (0.009-0.043 ardillas/ha; *S. collieai;* Mandujano, 1997). Es importante mencionar, que en todos los estudios donde se calculó la densidad de ardillas tropicales, con excep-

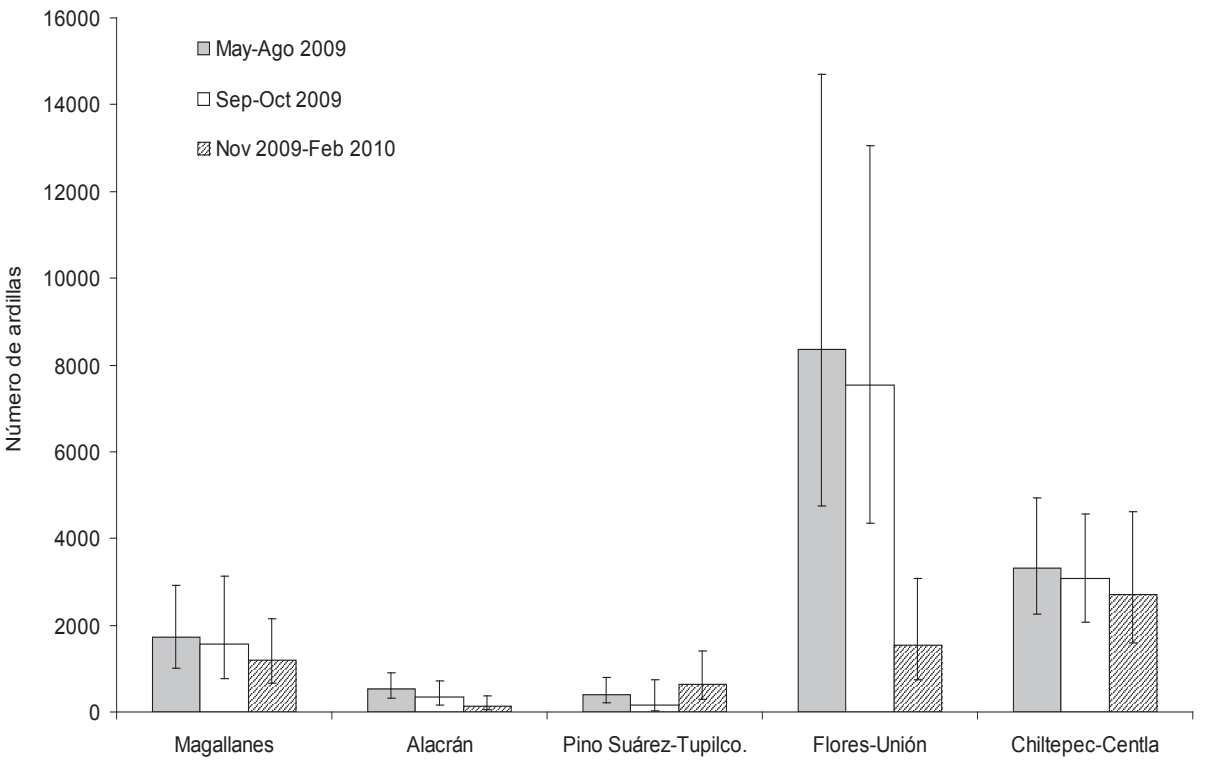


Figura 2. Número de ardillas (*Sciurus aureogaster*) estimado para cada uno de los períodos estudiados en las regiones de producción de palma de coco (*Cocos nucifera*) en el estado de Tabasco. Se muestra el número de individuos mínimo y máximo estimado de acuerdo a los intervalos de confianza del estimador de densidad al 95%.

ción de Cayo Ellis, las estimaciones se realizaron en bosques conservados y no en cultivos como en este estudio.

La variación geográfica de la densidad en las especies de ardillas del género *Sciurus* que viven en los Estados Unidos y Canadá, se ha relacionado con la diferencia en la disponibilidad de recursos alimentarios a lo largo del área de distribución de estas especies, encontrando mayores densidades en aquellos lugares donde los recursos alimentarios se encuentran en mayor cantidad y presentan menor variación estacional (véase Edwards et al., 2003 para una revisión). Es posible que las diferencias observadas entre este estudio y otros donde se reporta densidades de ardillas tropicales en México y Guatemala, se encuentre relacionada a diferencias asociadas a la disponibilidad alimento, pues al contrario de los otros sitios donde se ha estudiado la densidad de ardillas, en los cultivos de coco de Tabasco, la producción es constante a lo largo del año (Granados-Sánchez y López-Ríos 2002), de tal forma que existe disponibilidad continua de cocos para las ardillas en el año.

El tamaño de las poblaciones de roedores se encuentra relacionado directamente a la disponibilidad de alimento, pues la existencia de alimento suficiente favorece entre otras cosas la sobrevivencia de las crías, lo que aunado a la temprana maduración sexual, así como al elevado número de crías por camada produce rápidos crecimientos de la población (Macdonald y Fenn 1994). La disponibilidad de alimento para los roedores tropicales y subtropicales en condiciones naturales se encuentra regulada principalmente por el clima, por lo que la dinámica de las poblaciones de roedores responde a la variabilidad climática (e.g., Godoy-Bergallo y Magnusson, 1999; Previtali et al., 2009). En el caso de las áreas agrícolas, el efecto del clima también es importante (Stenseth et al., 2003), sin embargo el hecho de que por efecto de la intervención humana la disponibilidad de alimento para roedores es mayor que en las condiciones naturales, favorece que las poblaciones de algunas especies se incrementen (Macdonald y Fenn, 1994).

Las diferencias observadas en la densidad entre las regiones de estudio es posible que también se deban a la diferencia en disponibilidad de recursos alimenticios entre las áreas estudiadas. La región de Flores-Unión es la que en los dos primeros periodos de estudio tiene la mayor densidad de todas las regiones. Comparado con los otros sitios, en esta área se presentan los cultivos de palma de coco en forma de policultivos que se combinan con cacao, además de frutales como mango, los cuales son recursos utilizados normalmente por ardillas arborícolas (Key y de la Piedra-Constantino, 1992; de la Cruz, 2003; Monge y Hilje, 2006).

La mayor disponibilidad y diversidad de recursos es posible que sea el factor que favorezca que en esta región se presente la mayor densidad de ardillas de toda la zona de producción de palma de coco en el estado de Tabasco. En contraparte, las regiones que tuvieron menores densidades (Magallanes y Pino-Suárez-Tupilco) están integradas en su mayoría por áreas de monocultivos de palma de coco, donde alimentos alternativos como el cacao o el mango se encuentran ausentes, por lo que es posible que la disponibilidad de alimento sea menor lo que limita la densidad de ardillas. Estas diferencias en disponibilidad de alimento, podrían reforzar la idea de que la disponibilidad y diversidad de alimento sean factores que favorezca altas densidades de ardillas en un área como Flores-Unión y bajas en sitios como Magallanes y Pino-Suárez-Tupilco.

La disminución de la densidad de ardilla gris observada en el tercer periodo de estudio en las regiones de Flores-Unión y Alacrán no parece tener una explicación clara, pues no existió ninguna disminución notable en la disponibilidad de alimento, particularmente de semillas de palma de coco (Bello-Gutiérrez et al., 2010). Una observación interesante es que durante esta temporada, con excepción de la región de Alacrán, existió una tendencia a la disminución en el ancho de la franja de detección. A pesar de que no se encontraron diferencias significativas en esta franja a través de las temporadas, es posible que factores ambientales pudieran haber disminuido la capacidad de observar ardillas en las regiones de estudio. La temporada de noviembre-febrero en el área de estudio corresponde a la época en la que se presenta la temporada de frentes fríos que producen nublados intensos en la región que duran todo el día. Las ardillas grises en Tabasco presentan una fase obscura que en presencia de condiciones de cielos nublados no son fácilmente observables a largas distancias, lo que disminuye la franja de observación y por tanto la densidad observada.

La población de ardillas estimada para toda el área de producción de palma de coco en Tabasco tiene un valor medio que va de las 5 973 a 12 433. Es esta estimación de tamaño poblacional sobre la que deberá tomarse la decisión de realizar alguna acción específica, para disminuir los daños que los productores de palma de coco resienten por estos roedores. La determinación del valor del daño, así como su magnitud

será un requisito indispensable para determinar tanto los objetivos, así como las acciones de manejo adecuadas para este caso (Buckle, 1994).

El hecho de que las población más grandes de ardillas se presentan en las regiones de Flores-Unión y Chiltepec-Centla implica que en caso de que se determine realizar acciones de manejo, estas regiones deberán ser consideradas como prioridad para el manejo, pues además son estas áreas donde se ha detectado que existe un mayor conflicto con la especie (Bello-Gutiérrez et al., 2010). En el caso de las región de Alacrán a pesar de que no presenta un tamaño de población grande comparada a otras áreas derivada de su pequeño extensión, presenta una elevada densidad y daños elevados a la producción (Bello-Gutiérrez et al., 2010). En el caso de las poblaciones de Magallanes y Pino Suárez-Tuplilco, el tamaño de la población y la densidad son menores, por lo que la prioridad de atención al conflicto es menor.

Agradecimientos

Agradecemos a todos los estudiantes y voluntarios que hicieron posible este estudio. Agradecemos especialmente el acceso que los productores y ejidatarios otorgaron a sus predios a lo largo del área de estudio para llevar a cabo este trabajo. Queremos agradecer al Consejo Estatal de Productores de Coco de Tabasco A.C y a todos los afiliados a esta las facilidades prestadas para la realización de este trabajo. Este trabajo fue posible gracias al apoyo financiero de la Fundación PRODUCE Tabasco, A. C. El apoyo logístico y administrativo fue otorgado por la División Académica de Ciencias Biológicas de la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. Queremos agradecer a la Coordinación de Vinculación y Servicios de la DACBiol-UJAT por las facilidades logísticas de transportación.

Literatura citada

Bello-Gutiérrez, J., M. G. Hidalgo-Mihart y D. Jiménez-Domínguez. 2010. Reporte Técnico del Proyecto "Estudio que permita el manejo de la población de ardillas en la zona de producción de palma de coco en el estado de Tabasco avalado por SEMARNAT". Fundación PRODUCE Tabasco. 74 p.

Brown, N. y R. J. Mcguire. 1975. Field ecology of the exotic Mexican red-bellied squirrel in Florida. Journal of Mammalogy 56:405-419.

Buckland, S. T., D. R. Anderson, K. P. Burnham y J. L. Laake. 1993. Distance sampling. Estimating abundance of biological populations. Chapman & Hall, Londres. 446 p.

Buckle A.P. 1994. Rodent control methods: Chemical. *In* Rodent pests and their control, A.P. Buckle y R.H. Smith (eds.). CAB International, Oxford, Oxforside. p 127-160.

Burnham, K. P. y D. R. Anderson. 1998. Model Selection and Inference: A Practical Information-Theoretic Approach. Springer- Verlag, New York. 528 p.

Conover, M. 2002. Resolving human-wildlife conflicts: the science of wildlife damage management. Lewis Publisher, Boca Raton, Florida. 418 p.

Córdova-Ávalos, V., M. Sánchez-Hernández, N. G. Estrella-Chulím, A. Macías-Layalle, E. Sandoval-Castro, T. Martínez-Saldaña y C. Fredy Ortiz-García. 2001. Factores que afectan la producción de cacao (T*heobroma cacao* L.) en el ejido Francisco I. Madero del Plan Chontalpa Tabasco, México. Universidad y Ciencia 17: 93-10.

de la Cruz, V. 2003. Diagnóstico de la problemática relacionada con la ardilla (*Sciurus aureogaster*), en las plantaciones de coco en Paraíso, Tabasco y propuestas de solución. Tesis de Licenciatura en Ecología, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. Villahermosa, Tabasco. 53 p.

del Villar-González, D. 2000. Principales vertebrados plaga en México: situación actual y alternativas para su manejo. Revista Chapingo: Serie Ciencias Forestales y del Ambiente 6: 41-54.

Edwards, J., M. Ford y D. Guynn. 2003. Fox and gray squirrels. *In* Wild mammals of North America, G. A. Feldhamer, B. C. Thompson y J. A Chapman (eds.). Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland. p. 248-267.

Estrada A. y R. Coates-Estrada. 1985. A preliminary study of resource overlap between howler monkeys (*Alouatta palliata*) and other arboreal mammals in the tropical rain forest of Los Tuxtlas, México. American Journal of Primatology 9:27-37.

González-Sánchez, R. 2005. Prospectiva de mercados y desarrollo de contactos comerciales para derivados del cocotero. Universidad de Colima. Consejo Nacional del Cocotero, A. C., Colima, Colima. 85 p.

Granados-Sánchez, D. y G. F. López-Ríos. 2002. Manejo de la palma de coco (*Cocos nucifera*) en México. Revista Chapingo: Serie Ciencias Forestales y del Ambiente 8: 39-48.

Godoy-Bergallo, H. G. y W. E. Magnusson. 1999. Effects of Climate and Food Availability on Four Rodent Species in Southeastern Brazil. Journal of

Mammalogy 80: 472-486

Gurnell, J., P. Lurz, R. McDonald y H. Pepper. 2009. Practical techniques for surveying and monitoring squirrels. United Kingdom Forestry Commission. Surrey. 12 p.

Healy, W. M. y C.J.E. Welsh. 1992. Evaluating line transects to monitor gray squirrel populations. Wildlife Society Bulletin 20: 83-90.

Hein, E. 1997. Demonstration of line transect methodologies to estimate urban gray squirrel density. Environmental Management 21: 943–947.

Hendrichs J., P. Kenmore, A. S. Robinson y M. J. B. Vreysen. 2007. Area-Wide Integrated Pest Management (AW-IPM): Principles, Practice and Prospects. *In* Area-Wide Control of Insect Pests, M.J.B. Vreysen, A.S. Robinson y J. Hendrichs (eds.), Springer, Viena, Austria. p. 3–33.

Hidinger, L. A. 1996. Measuring the Impacts of Ecotourism on Animal Populations: A Case Study of Tikal National Park, Guatemala. Yale School of Forestry and Environmental Studies Bulletin 9:49-59.

Hortelano-Moncada, Y., F. A. Cervantes y A. Trejo-Ortiz. 2009. Mamíferos silvestres de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel en Ciudad Universitaria. Revista Mexicana de Biodiversidad 80: 507- 520.

Keshava-Bhat, S. y D. N. Mathew. 1984. Population of the Western Ghats squirrel *Funambulus tristriatus* waterhouse in South India. Proceedings of the Indian Academy of Science (Animal Science) 93:131-139.

Key, G.E. y R. de la Piedra-Constantino. 1992. The field rat control campaign, Chiapas, Mexico. Vertebrate pest conference proceedings collection. Proceedings of the Fifteenth vertebrate pest conference. University of Nebraska. p. 268-271.

Lever, R. J. A.W. 1969. Pests of the coconut palm. FAO, Roma, 190 p.

Macdonald, D. W. y M. G. P. Fenn. 1994. The natural history of rodents. *In* Rodent pests and their control, A.P.Buckle y R.H. Smith (eds.). CAB International, Oxford, Oxforside. p. 1-22.

Mandujano, S. 1997. Densidad poblacional de la ardilla gris del pacifico (S*ciurus colliaei*) en un bosque tropical caducifolio de Jalisco. Revista Mexicana de Mastozoología 2: 90-96.

Monge, J. y L. Hilje. 2006. Hábitos alimenticios de la ardilla *Sciurus variegatoides* (Rodentia: Sciuridae) en la Península de Nicoya, Costa Rica. Revista de Biología Tropical 54: 681-686.

Ojeda-Morales, U. M. 2010. Vegetación y sistemas de producción de la cuenca Cárdenas-Comalcalco, Tabasco. Tesis de Maestría en Ciencias (Especialista en Producción Agroalimentaria en el Trópico). Colegio de Postgraduados, Cárdenas, Tabasco. 130 p.

Previtali, M. A., M. Lima, P. L. Meserve, D. A. Kelt, y J. R. Gutiérrez. 2009. Population dynamics of two sympatric rodents in a variable environment: rainfall, resource availability, and predation. Ecology 90:1996–2006.

Puan, C. l., A. W. Goldizen, M. Zakaria, M.N. Hafidzi y G.S. Baxter. 2011. Relationships among rat numbers, abundance of oil palm fruit and damage levels to fruit in an oil palm plantation. Integrative Zoology 6: 130–139.

Rámirez-Pulido, J. y C. López-Forment. 1976. Daños de la ardilla arborícola (*Sciurus aureogaster*) en los cocoteros de la costa grande de Guerrero, México. Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Serie Zoología 47: 67-73.

Ramos-Lara, N. y F. A. Cervantes. 2011. Ecology of the Mexican Red-Bellied Squirrel (*Sciurus aureogaster*) in Michoacán, Mexico. The Southwestern Naturalist 56:400-403.

Sánchez-Hernández C., M. L. Romero-Almaraz, H. Collin-Martínez y C. García-Estrada. 2001. Mamíferos en cuatro áreas con diferente grado de alteración en el sureste de México. Acta Zoológica Mexicana 84: 35-48.

Stenseth, N. C., H. Leirs, A. Skonhoft, S. A. Davis, R. P. Pech, H. P. Andreassen, G. R. Singleton, M. Lima, R. M. Machangu, R. H. Makundi, Z. Zhang, P. B. Brown, D. Shi, y X. Wan. 2003. Mice and rats: the dynamics and bioeconomics of agricultural rodents pests. Frontiers in Ecology and the Environment 1: 367–375.

Sinclair A.R.E., J. M. Fryxell y G. Caughley. 2006. Wildlife ecology, conservation, and management. 2 ed. Blackwell Publishing, Maldem, Massachusets. 469 p.

Thomas, L., J.L. Laake, E. Rexstad, S. Strindberg, F.F.C. Marques, S.T. Buckland, D.L. Borchers, D.R. Anderson, K.P. Burnham, M.L. Burt, S.L. Hedley, J.H. Pollard, J.R.B. Bishop y T.A. Marques, 2009. Distance 6.0. Research Unit for Wildlife Population Assessment, University of St. Andrews, St. Andrews, Fife. <http://www.ruwpa.st-and.ac.uk/distance/>

Váldez-Alarcón, M y G. Téllez-Girón. 2005. *Sciurus aureogaster* F. Cuvier, 1829. Ardilla gris. *In*

Mamíferos de México, G. Ceballos y G. Oliva (coord.). Fondo de Cultura Económica y Comision Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, D.F. p. 547-548.

Wood, B. J. 1994. Rodents in agriculture and forestry. *In* Rodent pests and their control, A.P. Buckle y R.H. Smith (eds.). CAB International, Oxford, Oxfordside. p. 45-83.

Zar, J.H. 1999. Biostatistical Analysis. 3 ed. Prentice Hall Inc., Nueva York. 662 p.

Parámetros poblacionales del ratón yucateco Peromyscus yucatanicus *de una selva baja caducifolia del norte de Yucatán, México*

Population parameters of the Yucatán deer mouse Peromyscus yucatanicus *from a low deciduous forest of northern Yucatan, Mexico*

Silvia F. Hernández-Betancourt[*¤], José A. Cimé Pool[**], Salvador Medina Peralta[***] y Claudia M. Durán Miranda[*]*

Resumen

Se estudió la dinámica poblacional de *Peromyscus yucatanicus* en la selva baja caducifolia en Dzilam de Bravo, Yucatán, México. Se trabajó de mayo de 2005 a abril de 2006, trampeando por dos noches consecutivas por 12 meses, se usó el método de captura recaptura. La densidad se estimó mediante el método de Número Mínimo de Individuos Vivos (NMIV). Se capturaron un total de 197 individuos, de los cuales el 52% fueron hembras y el 58% machos, la proporción de sexos fue 1:1. La densidad fluctuó entre 10 y 23 individuos/ha y fue significativamente mayor en la temporada seca (p=0.0379). La presencia de reproductores de ambos sexos, así como la actividad reproductiva de las hembras se presentaron durante todo el año con prevalencia en temporada seca, lo que sugiere un patrón poliéstrico para esta especie.

Palabras clave: densidad, reproducción, ecología de poblaciones, Rodentia, tropical, Dzilam de Bravo.

Abstract

We studied the population dynamics of *Peromyscus yucatanicus* in a deciduous tropical forest at Dzilam de Bravo, Yucatán, México, using mark-recapture techniques from May 2005 to April 2006 during two nights per 12 months. The minimum-number-known-alive approach was used to estimate population size. We captured 197 mice, 52% were females and 58% males. The sex ratio of reproductive individuals was 1:1 during this study. Density ranged from 10 to 23 ind/ha and significantly correlated with dry season (p = 0.0379). Presence of reproductive individuals from both sexes during most months and the reproductive activity of females and males suggest a continuous poliestric and dry season pattern for this species.

Key words: density, reproduction, population ecology, Rodentia, tropical, Dzilam de Bravo.

Introducción

Los tipos de vegetación presentes en Yucatán son las selvas mediana subcaducifolia y baja caducifolia, en ellas, se encuentran asentamientos humanos, que han utilizado y modificado constantemente estos ecosistemas desde tiempos antiguos. En gran medida la selva baja caducifolia fue sustituida por actividades agrícolas que han sido la causa principal de la pérdida de este tipo de vegetación en el Estado, como es el cultivo de henequén, y después por las actividades ganaderas; mientras que en la selva baja caducifolia espinosa y la vegetación de duna costera se han sustituido por cultivos de coco, salineras (norte y oeste de Yucatán) y por extensas construcciones turísticas y portua-

** Cuerpo Académico de Bioecología Animal, Campus de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad Autónoma de Yucatán. Carretera Mérida-Xmatkuil, Apartado Postal 4-116, C.P. 97000 Itzimná, Mérida, Yucatán, México.*
*** Departamento de Impacto y Riesgo Ambiental, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Delegación Yucatán. Calle 15 No. 115 Int. A x 2 y 4, Fraccionamiento Montecristo. C.P. 97113 Mérida, Yucatán, México.*
**** Facultad de Matemáticas, Universidad Autónoma de Yucatán. Apartado Postal 172, C.P. 97119 Mérida, Yucatán, México.*
¤ hbetanc@uady.mx

rias (Flores y Espejel, 1994; Toledo y Ordóñez, 1998; Berber et al., 2001; White y Hood, 2004).

Una de las principales consecuencias de la deforestación es la creación de paisajes fragmentados en los que algunos remanentes de bosque original de tamaños y formas variables quedan inmersos en una matriz de hábitats transformados. La pérdida y fragmentación del hábitat están consideradas como las causas principales de la actual crisis de biodiversidad. Los procesos responsables de esta pérdida son múltiples y difíciles de separar (pérdida regional de hábitat, insularización causada por la reducción y el aislamiento progresivo de los fragmentos de hábitat, efectos de borde, etc.) (Santos y Tellería, 2006). Esta fragmentación produce cambios en el ambiente físico, el clima y puede afectar gravemente a las poblaciones de plantas y animales hasta causar la extinción de especies (Bennett y Saunders, 2010).

El conocimiento de la dinámica poblacional constituye una herramienta fundamental para resolver problemas de índole biológico, teóricos y prácticos de poblaciones animales, ya que nos permiten idear modelos de comportamiento poblacional en espacio y tiempo determinados, además de conocer la tasa de crecimiento para modular las poblaciones que pudieran resultar nocivas (plagas o reservorios), explotar de manera racional las poblaciones benéficas para el hombre, o bien plantear estrategias de conservación para especies endémicas, amenazadas o en peligro de extinción.

Existe poca información acerca de las poblaciones y la biología de *Peromyscus yucatanicus* (Ceballos y Oliva, 2005). No se han realizado investigaciones sobre su ecología y se desconoce en general su estado de conservación. Por ser endémica de la Península de Yucatán (Lawlor, 1965; Young y Jones, 1983; Reid, 2009) y reservorio de *Leishmania mexicana* (Chablé et al., 1995; Van-Winsberghe et al., 2000) y de hantavirus (Vado Solís y Pérez, 2003) es relevante aproximarse al conocimiento de esta especie por lo que los objetivos del presente trabajo fueron: 1) Estimar algunos parámetros poblacionales de *P. yucatanicus* en un área de selva baja caducifolia cercanos a la Reserva Estatal de Dzilam, Yucatán y 2) Describir el patrón reproductivo de *P. yucatanicus* en la selva baja caducifolia y determinar el efecto de la estacionalidad.

Materiales y Métodos

El estudio se realizó en Dzilam de Bravo, Yucatán donde se encuentra la Reserva Estatal de Dzilam (RED). En general la vegetación de esta área corresponde a selva baja caducifolia y selva baja caducifolia espinosa (SBC y SBCE) que contiene 386 especies, incluidas en 295 géneros y 96 familias botánicas. Las familias más representativas son: Fabaceae, Poaceae, Euphorbiaceae, Asteraceae y Cyperaceae (Gobierno del Estado de Yucatán, 2006; Ortíz-Díaz et al., 2008). Dentro de la (RED) y sus alrededores se presentan numerosas propiedades representadas por ranchos en los cuales la selva ha sido manejada y se encuentra en diferentes grados de sucesión, desde pastizales hasta selva de más de 30 años. El sitio de muestreo I se ubicó dentro del polígono de la Reserva, mientras que los sitios de muestreo II, III y IV se ubicaron en ranchos colindantes (Fig. 1). Para la selva baja caducifolia presente en los sitios de estudio y en un área de 1000 m^2, Escárraga-Paredes (2009) registró 124 especies y 195 géneros. Entre las especies dominantes se pueden mencionar: *Cnidoscolus aconitifolius, Plumeria rubra*, *Acanthocereus pentagonus*, *Bursera simaruba*, *Aphelandra deppeana*, *Anthurium schlechtendalii*, *Neea psychotrioides*, *Aechmea bracteata*, *Metopium brownei*, *Opuntia stricta*, *Beucarnea pliabilis*, *Psidium sartotianum* var. *yucatanense*, *Jatropha gaumeri*, *Commelina erecta*, *Gymnopodium floribundum*, *Selenicereus donkelaarii* y *Talisia olivaeformis*, siendo la familia más diversa la Fabaceae (Leirana-Alcocer et al., 2009).

El clima de la zona corresponde al cálido-seco Bs1 (h') w' i intermedio entre los de tipo árido y húmedo, se caracteriza por tener lluvias escasas y altas temperaturas. La temperatura promedio anual es de 25.5 °C, precipitación media anual de 970 mm y evaporación de 1800 mm. La época de secas incluye los meses de noviembre a abril y la de lluvias de mayo a octubre (Duch, 1988; Orellana et al., 2010).

Se seleccionaron cuatro sitios en propiedad privada (ranchos) con diferente grado de perturbación que se tipificaron por medio del análisis de las variables de la estructura de la vegetación (e. g. altura, cobertura, diámetro a la altura del pecho (DAP) y dominancia) esta determinación se realizó por especialistas del Departamento de Botánica (Cimé-Pool, 2006). Los sitios presentan una estructura de la vegetación estadísticamente diferente. Tres de ellos (II, III y IV) se encuentran fuera de los límites de la RED, sin embargo, la matriz de la vegetación original de estos sitios es similar a la presente dentro de la RED (Tun-Garrido, 1995). A continuación se describe cada uno de los sitios:

Sitio I

Se encuentra dentro de la RED, corresponde a una selva baja caducifolia espinosa de más de 10 años de recuperación (MDA) ubicado en el Rancho San Sal-

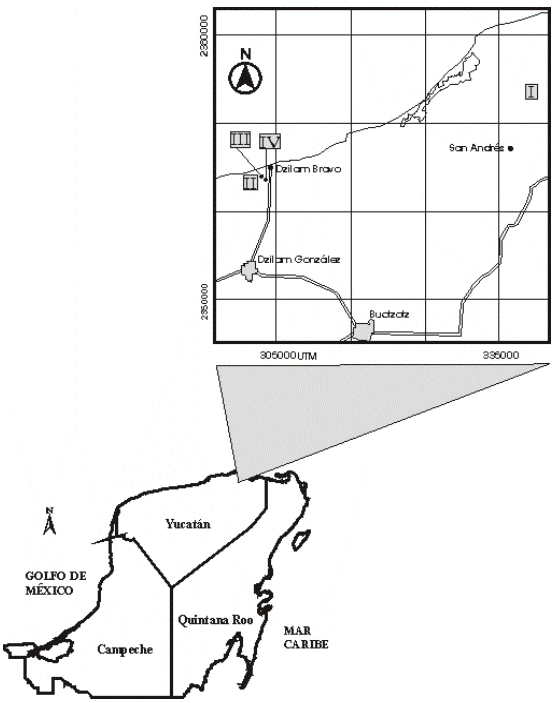


Figura 1. Ubicación geográfica de los sitios de muestreo. Sitio I = selva de más de diez años, Sitio II = selva de hasta diez años, Sitio III= Selva de hasta cinco años, Sitio IV= pastizal abandonado.

vador (UTM Zona 16: X= 339060.9529, Y= 2373303.088). El rancho posee una superficie de 890 ha de las cuales el 25% lo conforman pastizales inducidos y el 75% presenta selva en diversas fases de regeneración. El área de muestreo tiene una superficie de aproximadamente 30 ha. Presenta los estratos herbáceo, arbustivo y arbóreo, este último presenta alturas de 9 a 13 m. El sitio es un continuo de selva de las mismas características de ranchos colindantes; el suelo es pedregoso y propenso a inundaciones por lo que no es utilizado para el pastoreo de ganado. Hay un camino que cruza el sitio y lo comunica con los ranchos contiguos, el paso de vehículos es esporádico. En julio de 2005 el huracán Emily impactó el sitio ocasionando que algunos árboles cedieran a la fuerza del viento o perdieran su follaje. La distancia entre el sitio MDA y el sitio II es de 40.5 km.

Sitio II

Es un fragmento de 6 ha cuya vegetación corresponde a la de una selva baja caducifolia de hasta 10 años de recuperación (SDA), se encuentra en el Rancho San Gregorio ubicado fuera de la RED (UTM Zona 16: X= 300730.1093, Y= 2363924.897). Presenta tres estratos: herbáceo, arbustivo y arbóreo, las alturas de este último se encuentran entre 4-7 m. En este fragmento existe un aprovechamiento maderable para la construcción de cercos. Se encuentra rodeado por pastizales y lo único que los une a otros fragmentos es una delgada franja de vegetación que delimita un potrero. Hay un rancho con producción de ganado; además se cultiva papaya; chile habanero y maíz en menor escala, por lo que es común el uso de herbicidas. Solo existe un camino de acceso al sitio, por lo que está muy transitado por vehículos. También fue impactado por el huracán Emily, que incrementó los claros en el sitio. La distancia de SDA con el sitio III es de 2.5 km.

Sitio III

Es un continuo de selva de hasta cinco años de recuperación (SCA) de aproximadamente seis hectáreas ubicado en el Rancho Santa Teresa en el que no se produce ganado (UTM Zona 16: X= 302531, Y=2363871). Presenta los estratos arbustivo, herbáceo y arbóreo, siendo las alturas de este último entre 1 y 3.5 m. La vegetación es muy densa y en barbecho, no existe aprovechamiento maderable. Está rodeada por pastizales y acahuales, no existe entrada al sitio por lo que no hay acceso de vehículos. Durante los últimos tres meses de muestreo la vegetación fue eliminada y quemada para posteriormente sembrar pasto. La distancia de SCA al sitio IV es de 0.6 km.

Sitio IV

Es un pastizal abandonado (PA) de ocho hectáreas ubicado en el Rancho Santa Teresa (UTM Zona 16: X= 302999, Y= 2363716). Se encuentra a 3 km de Dzilam Bravo. En el sitio no se realizaba pastoreo desde aproximadamente un año y medio antes del periodo de muestreo. Sólo presenta los estratos herbáceo y arbustivo, cuyas alturas varían de 1.03 a 1.81 m. Durante el período de muestreo hubo control de herbáceas y arbustivas. Al igual que en SCA no existe acceso directo al predio.

Este trabajo se derivó de un estudio sobre estructura de comunidad de pequeños roedores en un gradiente de perturbación de selva baja caducifolia espinosa (Cimé-Pool et al., 2010), pero en virtud de que *P. yucatanicus* se encontró como la segunda especie más abundante y al haber pocos estudios sistemáticos sobre sus parámetros poblacionales se decidió analizar la información registrada.

El período de muestreo fue de mayo de 2005 a abril de 2006, trampeando dos noches consecutivas por sitio (ocho noches en total), durante un período de lluvias y uno de secas. En cada sitio se colocaron dos cuadrantes de, 40 m por 90 m, en una superficie total de 3,600 m^2 cada uno, la distancia entre ellos fue de 200 m, con el fin de evitar el cruce de individuos entre cuadrantes. En cada cuadrante se colocaron 50 estaciones de trampeo con 10 m de equidistancia colocando una trampa tipo Sherman (8x9x23 cm) por cada ubicación de trampeo, se usó como cebo semilla de girasol (*Heliantus annus*). Se empleó el método de captura-marcaje y recaptura (Krebs, 1985, 1998) y cada individuo se marcó por ectomización de falanges (Rudran, 1996) y posteriormente se liberó en el lugar de captura. Para cada individuo se registró el número de marca, ubicación de la trampa, peso, sexo, condición reproductiva, medidas somáticas convencionales (Ramírez-Pulido et al., 1989), y categoría de edad: inmaduro (juvenil) o adulto.

Se consideraron adultos los individuos que presentaron los órganos sexuales desarrollados y el pelaje completo, los inmaduros fueron los que presentaron los órganos sexuales medianamente desarrollados o apenas distinguibles y el pelaje fue nuevo e incompleto. La condición reproductiva, se estableció, en el caso de los machos mediante la posición de los testículos y el desarrollo de los sacos epididimales. Los adultos presentan los testículos escrotados y los sacos epididimales bien desarrollados y los jóvenes presentaron solo los testículos abdominales o inguinales. Para las hembras se consideró la gestación cuando se presentaba el vientre muy abultado o cuando hubo partos dentro de las trampas, el desarrollo de las glándulas mamarias y la condición de la vagina. Se tomaron como hembras reproductivas aquellas que presentaron la vagina perforada o estuvieron gestantes (embriones palpables), lactantes o poslactantes.

Los parámetros poblacionales de *P. yucatanicus* tales como reclutamiento, estructura por edades y patrón reproductivo se analizaron considerando los cuatro sitios, ya que en un análisis previo no se observaron diferencias entre sitios. En contraste, para observar el efecto del gradiente de perturbación sobre la densidad esta se analizó de manera comparativa entre sitios.Para calcular el tamaño de la población se utilizó el método de enumeración directa para calcular el Número Mínimo de Individuos Vivos (NMIV) en poblaciones abiertas (Galindo y Krebs, 1997). Para la eficiencia de captura se consideraron el número de capturas total de cada mes / esfuerzo de captura en el mes. La media de captura se calculó considerando el número total de recapturas por mes / individuos totales capturados en el mes (Jonsson et al., 2000).

Para evaluar el reclutamiento se registró el número de individuos capturados no marcados anteriormente, con el propósito de apreciar mejor las fluctuaciones reales de la población (Galindo y Krebs, 1997). Para la permanencia se consideraron los individuos residentes, aquellos que permanecieron por lo menos tres meses durante el período de estudio (Sánchez-Cordero y Fleming, 1993). La sobrevivencia (con base en la permanencia) se consideró como el tiempo máximo que un individuo permaneció en el cuadrante. La estructura por edades total y por sexos se reportó por medio del registro de los individuos de las edades establecidas durante cada período de captura. La proporción de sexos se obtuvo con base en la proporción del número total de machos y hembras colectados en cada cuadrante durante el estudio. Por último, el patrón reproductivo se determinó a partir de la fracción de reproductores de la población. La tasa de preñez se calculó considerando número de hembras preñadas por mes / número total de hembras capturadas en el mes correspondiente (Keller, 1985).

Para el análisis estadístico se utilizó la prueba no paramétrica U de Mann-Whitney (Wackerly *et al*., 2010; Zar, 2010) por no cumplirse el supuesto de normalidad, para comparar: el NMIV, el reclutamiento, individuos reproductivos de ambos sexos, y las edades de los individuos (adultos, inmaduros) de *P. yucatanicus* entre las épocas, lluvias y secas. Para determinar diferencias entre los Sitios (I, II, III y IV) en cuanto a la densidad poblacional se empleó el análisis de varianza con diseño en bloques (meses) completos (Zar, 2010; Montgomery, 2004). Se empleó la prueba ji cuadrada de homogeneidad (Everitt, 1992; Daniel, 2006; Wackerly et al., 2010) para analizar la homogeneidad entre sitios respecto al número de individuos capturados en base al sexo (hembras y machos). En todas las pruebas estadísticas el nivel de significación fue 0.05 y el paquete estadístico utilizado fue el SPSS 15 (SPSS, 2006).

Resultados

La comunidad de pequeños roedores estuvo constituida por: *Ototylomys phyllotis* (47%), *Peromyscus yucatanicus* (41%), *Heteromys gaumeri* (4.8%), *Reithrodontomys gracilis* (5%), *Mus musculus* (2%) y *Sigmodon hispidus* (0.2%). El ratón *P. yucatanicus* fue la segunda especie más abundante, se marcaron un total de 197 individuos con 451 recapturas, el esfuerzo de captura total realizado fue de 9600 noches trampas. El promedio general de la eficiencia de captura fue de 0.065

y fluctuó entre 0.02 y 0.115. *Peromyscus yucatanicus* se capturó durante todos los meses de muestreo (5-26 individuos). Se observó un incremento de la población en la época de secas.

El tamaño de la población de *P. yucatanicus* se evaluó por medio de la densidad, cuyo promedio fue de 16.33 ind./ha (± 4.27 ind./ha) con una fluctuación entre 10 a 23 ind./ha (Fig. 2), con el máximo en enero de 2006 con 23 ind./ha y el mínimo en abril de 2006 con 10 ind./ha. Se observó claramente un patrón de crecimiento constante a principio de la temporada de lluvias (mayo de 2005) con 11 ind./ha hasta alcanzar el máximo a mediados de la época seca (enero de 2006) para luego decrecer hasta abril de 2006. En cuanto a la densidad, el NMIV de *P. yucatanicus* resultó ser significativamente mayor en la época de secas que en lluvias (U=7, P=0.0379) (Cuadro 1).

Analizando por sitios, los que presentaron los valores de densidad más altos fueron I y III ambos con un promedio de 6 ind/ha y fluctuaron entre 1 y 9 ind/ha y 2 y 8 ind/ha, respectivamente. Los sitios II y IV presentaron un promedio de 4 ind/ha oscilando entre 2 y 8 ind/ha y entre 2 y 5 ind/ha, respectivamente. La densidad poblacional calculada difirió significativamente entre los sitios (F=5.2924, P=0.0043). La densidad de los sitos II y IV resultó diferente de la de I y III.

El reclutamiento total durante todo el estudio fue de 197 individuos con 82 hembras y 115 machos, de los cuales el 76% (n= 114) estuvo constituido por los adultos y el restante 24% (n= 36) por los inmaduros (Cuadro 1). En promedio, se presentaron 3.8 ind./ha al mes (±2.44 ind.), con un máximo en mayo de 2005 con 11 ind./ha, en junio de 2005 y abril de 2006 la entrada fue de 2 ind./ha, en julio de 2005 y enero de 2006, de 5 ind./ha, y en los meses restantes se presentaron 3 ind./ha (Fig. 3). No se presentaron diferencias significativas en el reclutamiento de *P. yucatanicus* entre épocas (U=15, P=0.7576).

En cuanto a la estructura por edades, del total de individuos registrados durante todos los meses de

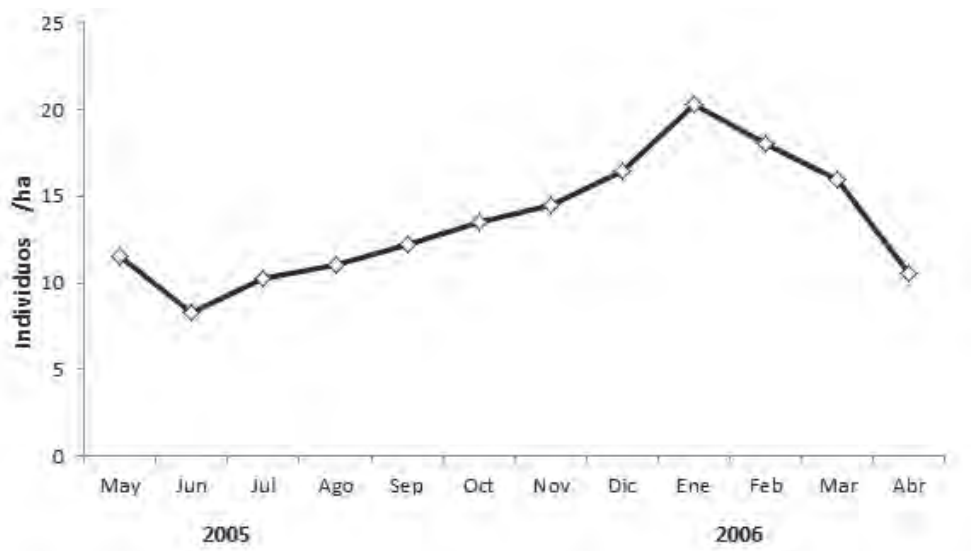


Figura 2. Densidad poblacional del ratón yucateco *Peromyscus yucatanicus* en una selva baja caducifolia espinosa en Dzilam de Bravo, Yucatán, México.

Cuadro 1. Comparación entre épocas del año del Número Mínimo de Individuos Vivos del ratón yucateco *Peromyscus yucatanicus* en una selva baja caducifolia en Dzilam de Bravo, Yucatán, México. Rangos promedio con distinta letra (a, b) difieren significativamente (P < 0.05) según la prueba U de Mann-Whitney. DE = desviación estándar.

Época del año	n	Promedio ± DE	Rango promedio	Mediana	Rango
Lluvia	6	14.17 ± 2.71	4.67 a	14.5	11 – 17
Seca	6	18.50 ± 4.64	8.33 b	20.0	10 – 23

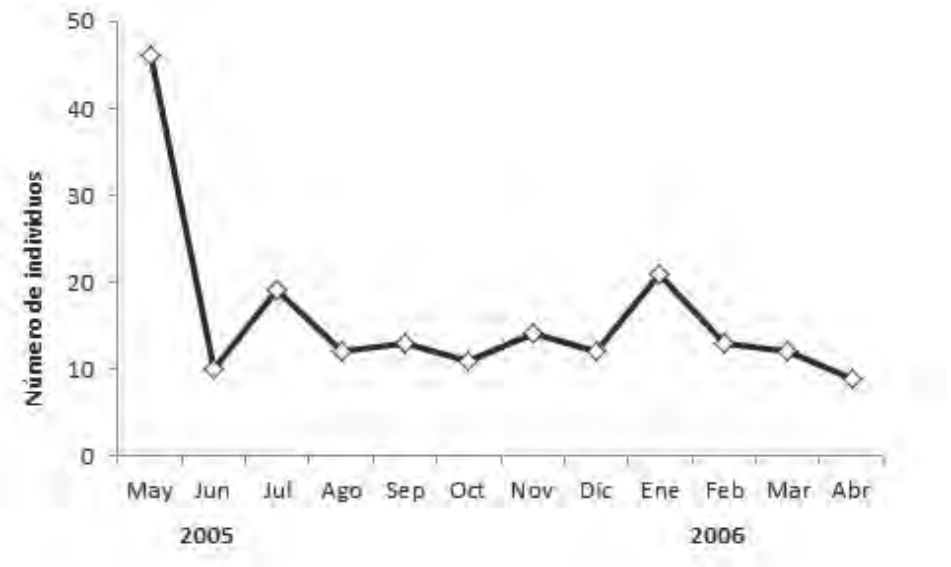


Figura 3. Reclutamiento del ratón yucateco *Peromyscus yucatanicus* en una selva baja caducifolia espinosa en Dzilam de Bravo, Yucatán, México.

muestreo, los adultos fueron el componente principal de la población en los cuatro tipos de vegetación con 600 capturas totales, con el 92.6% de adultos y 7.4% para los inmaduros, los cuales corresponden a un total de 82 hembras y 115 machos (Cuadro 2). El promedio mensual de captura de individuos adultos fue de 50 (±12.04 ind.) y el de los inmaduros de 4 ind. (±3.10 ind.) (Fig. 4). La captura de individuos adultos fue significativamente mayor que los inmaduros en ambas épocas (Lluvias: U=0, P=0.0011; Secas: U=0, P=0.0011). La proporción de sexos no fue diferente de 1:1 estadísticamente entre los sitios (X^2=0.3293, P=0.9544, g.l.=3), por lo tanto los sitios fueron homogéneos con respecto al sexo.

La fracción reproductiva total estuvo representada por 137 individuos, de los cuales 50 fueron hembras y 87 machos. La fracción de hembras reproductivas de la población se constituyó por el 62% (n=31) de activas y 48% (n=19) de no activas. Las activas estuvieron representadas principalmente por las receptivas con el 51.6%, seguidas por las postlactantes con el 27.4% y las gestantes con el 20.9%, estas se presentaron durante todos los meses principalmente en los de secas (Cuadro 3). Las hembras receptivas se observaron durante todos los meses con las máximas abundancias en octubre de 2005 y enero y febrero de 2006. Las hembras postlactantes oscilaron entre 1-6 individuos presentándose todos los meses de muestreo en alguno de los sitios. En cuanto a las hembras gestantes se observaron en su mayoría durante la temporada seca (1 a 4 individuos) presentándose también en junio y octubre de 2005 (Cuadro 3).

El porcentaje de hembras reproductivas activas por mes fluctuó de 21.42% en mayo a 52% en junio y octubre de 2005, con un promedio de captura de 9.66 ind. (±3.34 ind.). El índice de preñez calculado para *P. yucatanicus* fluctuó de 5.26% en noviembre a 17.39% en octubre de 2005 y el número de embriones o crías por hembra fue de 3 (± 0.414) esto se observó a partir de 15 hembras preñadas que parieron en las ratoneras o murieron.

Los machos reproductivamente activos constituyeron el 75% de esta fracción de la población y los inactivos el 25%. Se presentaron machos reproductivos durante todos los meses de muestreo, al mismo tiempo se observó una tendencia al incremento hacia los meses de la época seca.

Cuadro 2. Comparación entre épocas del año del reclutamiento del ratón yucateco *Peromyscus yucatanicus* en una selva baja caducifolia en Dzilam de Bravo, Yucatán, México. Rangos promedio con igual letra (a) no difieren significativamente (P>0.05) según la prueba U de Mann-Whitney. DE = desviación estándar.

Época del año	n	Promedio ± DE	Rango promedio	Mediana	Rango
Lluvia	6	4.50 ± 3.33	7 a	3.0	2 - 11
Seca	6	3.17 ± 0.98	6 a	3.0	2 - 5

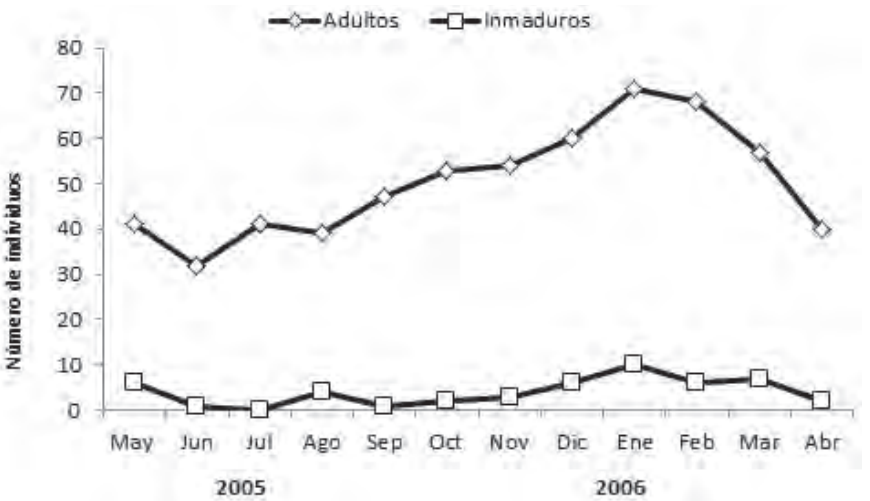


Figura 4. Estructura por edades del ratón yucateco *Peromyscus yucatanicus* en una selva baja caducifolia espinosa en Dzilam de Bravo, Yucatán, México.

Cuadro 3. Estado reproductivo de hembras del ratón yucateco *Peromyscus yucatanicus* en una selva baja caducifolia de Dzilam de Bravo, Yucatán, México. IP = Índice de preñez.

	Receptivas	Gestantes	Postlactantes	no reproductivas	% reproductivas	IP
Mayo 2005	1	0	2	11	21.42	0
Junio	3	2	4	8	52.9	11.76
Julio	2	0	6	8	50	0
Agosto	5	0	2	9	43.75	0
Septiembre	9	0	1	13	43.47	0
Octubre	7	4	1	11	52.17	17.39
Noviembre	4	1	5	9	52.63	5.26
Diciembre	6	4	3	14	48.14	14.81
Enero 2006	8	3	1	20	37.5	9.4
Febrero	8	4	1	12	52	16
Marzo	5	4	5	13	51.85	14.81
Abril	4	3	1	10	44.44	16.66

Los machos activos se observaron en mayor número con respecto a las hembras en los cuatro sitios con un promedio de captura mensual de 23.08 ind. (±5.02 ind.). En la población de reproductores los machos representaron el 69.1%, las hembras receptivas el 15.9%, las postlactantes el 8.4% y las gestantes el 6.4%.

Las hembras reproductivas mostraron un incremento constante de mayo de 2005 a abril de 2006 hasta alcanzar los máximos valores de enero a febrero (12 a 13 individuos). De igual manera, se registró un mayor número de machos en la época seca con los valores máximos de individuos reproductivos entre diciembre de 2005 a febrero de 2006 con 29-30 individuos, el análisis anterior indica que *P. yucatanicus* presentó un ciclo poliéstrico estacional con tendencia a la época seca. Para las dos épocas las capturas de machos reproductivos resultó significativamente mayor que el de hembras reproductivas (Lluvias: U=0, P=0.0011; Secas: U=0,

P=0.0011). Analizando el patrón reproductivo entre sitios se observaron diferencias entre ellos (Cuadro 4). Se registraron un total de 101 individuos residentes, con permanencia de por lo menos 3 meses lo que representa un porcentaje de 51.26% del total de individuos capturados (n=197). De los permanentes el 42.5% fueron hembras y 57.4% machos.

Discusión

De las cinco especies capturadas *P. yucatanicus* fue la segunda en abundancia luego de *Ototylomys phyllotis.* Se consideraron raras por presentar capturas igual o menores al 5%*, Heteromys gaumeri, Mus musculus, Reithrodontomys gracillis y Sigmodon hispidus.* Este patrón coincide con otros estudios donde se observa que *P. yucatanicus* presenta altas densidades en las selvas bajas del norte de Yucatán (Cimé-Pool et al., 2006, Cimé Pool et al., 2007, Meneses-Lazo, 2009) al igual que *O. phyllotis,* mientras que al sur de Yucatán, en Tzucacab se reportan poblaciones pequeñas de las dos especies, en contraste con *H. gaumeri* se presenta como especie dominante (Hernández-Betancourt, 2003; Hernández-Betancourt et al., 2008) y tiene poblaciones bajas en el norte del estado debido a que las selvas son más secas y tiene un mayor grado de perturbación.

La densidad de *P. yucatanicus* registrada en el presente estudio mostró resultados similares a los que se observaron, en un agroecosistema de pastizal abandonado donde se presentó una densidad promedio de 17 ind/ha (4 a 22 ind/ha), este sitio estuvo rodeado por vegetación secundaria de selva baja caducifolia, lo que pudo haber proporcionado alimento y/o refugio. En el mismo estudio pero en una milpa (Cimé-Pool et al., 2007), el promedio de densidad fue ligeramente mayor con 26 ind/ha (10 a 36 ind/ha), coincidiendo las máximas densidades en los meses de noviembre a enero cuando varias especies de enredaderas como las convolvuláceas (*Ipomoea crinicalyx*, *I. hederifolia*, *I. nil*, *I. trilobata)* están en fructificación al igual que algunas fabáceas (*Leucaena leucocephala*, *Lysiloma latisiliquum*) y la disponibilidad de maíz (*Zea mays*), estas plantas pueden ser utilizados como alimento por esta especie. Como se puede ver en este trabajo y en otras localidades del Estado de Yucatán (Cuadro 5), las abundancias de *P. yucatanicus* muestran un incremento en sus poblaciones en la época seca (Cimé-Pool et al., 2006; Hernández-Betancourt, 2003), por lo antes descrito. Aunado a lo anterior*, P. yucatanicus* es una especie semiarborícola, omnívora y cuya reproducción ocurre durante todo el año (Young y Jones, 1983; Ceballos y Oliva, 2005), lo que quizá contribuye a mantener e incrementar sus densidades durante la época seca.

Por otra parte, en los cuatro sitios de muestro se presentaron especies arbustivas (18 a 31 especies) con un promedio de cobertura de 110.86 cm (Cimé-Pool et al., 2010), nuestros resultados indican que hay una respuesta de la densidad en relación a la estructura de la vegetación ya que se observó que en los sitios I y III que tuvieron una vegetación mas conservada y poco acceso humano se presentó un mayor número de individuos, esto se ha reportado en otras especies del género, por ejemplo, las densidades del ratón *P. maniculatus* estuvieron relacionadas con el incremento de la cobertura arbustivas presentes en pastizales (Stapp y Van Horne, 1997). Luevano y colaboradores (2008), en un estudio con roedores nocturnos como *Chaetodipus penicillatus*, *Dipodomys merriami*, *P. eremicus*, *P. truei*, *P. maniculatus*, *Neotoma albigula*, entre otras en ecotonos de matorrales y zacatal en San Luis Potosí, reportaron que las abundancias de pequeños roedores presentaron variaciones vinculadas mas al mosaico de vegetación que a la época del año.

Otro factor que influye en el incremento de la densidad es la época reproductiva, como consecuencia las máximas abundancias de *P. yucatanicus* se presentaron en la época seca que coincidió con la mayor presencia de individuos reproductivos en la población, principalmente en los sitios I y III, donde se presentaba la vegetación mas conservada y poco transito humano.

Cuadro 4. Individuos reproductivos del ratón yucateco *Peromyscus yucatanicus* por sitio y sexo en una selva baja caducifolia de Dzilam de Bravo, Yucatán, México.

	Hembras reproductivas	Hembras No activas	Machos reproductivos	Total
Sitio I	14	5	25	44
Sitio II	12	5	26	31
Sitio III	15	6	22	28
Sitio IV	9	1	14	24

Cuadro 5. Abundancia relativa (%) del ratón yucateco *Peromyscus yucatanicus* en diferentes localidades de la Península de Yucatán, México.

	Reserva Ecológica Cuxtal[1]			Reserva de la Biosfera Ría Celestún[2]		Tzucacab[3]	Sian Ka'an[4]	La Libertad[5]
Especie	Milpa	SBC	Acahual de SBC	M-SBI	SBC-BI	SMSC	SMS	Milpa-MP
Peromyscus yucatanicus	67.0	0.7	58.0	63.5	100.0	0.6	6.5	27.3
Mus musculus	30.0	0.0	0.0	2.5	0.0	0.0	0.0	0.0
Rattus rattus	0.0	0.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Ototylomys phyllotis	0.0	73.1	36.0	17.0	0.0	14.0	35.0	10.7
Oryzomys couesi	0.0	0.0	0.0	7.0	0.0	0.0	0.0	0.3
Oryzomys rostratus	0.0	4.0	0.0	0.0	0.0	0.3	0.0	4.0
Reithrodontomys gracilis	0.0	0.0	0.0	10.0	0.0	0.05	3.5	0.9
Sigmodon hispidus	1.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.05	6.5	31.4
Heteromys gaumeri	1.5	21.5	6.0	0.0	0.0	85.0	48.5	25.4
Total	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0
Especies	4	5	3	5	1	6	5	7

1= Barrera-Ruíz (2004), 2= Cimé-Pool et al. (2006), 3= Hernández-Betancourt (2003), 4= Pozo y Escobedo (1999), 5= Chablé-Santos et al. (1995).
SBC= Selva baja caducifolia, M-SBI= Asociación de manglar con selva baja inundable, SBC-SBI= Asociación de selva baja caducifolia con selva baja inundable, SMSC= Selva mediana subcaducifolia, SMS= Selva mediana subperennifolia, SMP= Selva mediana perennifolia.

Este mismo patrón ha sido reportado para el ratón *P. maniculatus*, cuya fluctuación en densidad poblacional resulta como consecuencia del comportamiento reproductivo estacional que se ve influenciado por la disponibilidad de alimento en su hábitat (Taitt, 1981).

En un pastizal frecuentemente pastoreado y en predios agrícolas del Altiplano de San Luis Potosí, se ha reportado que el ratón *P. maniculatus* (especie asociada con campos agrícolas abiertos), tiene un patrón invernal presentando los máximos valores poblacionales en los meses de noviembre y diciembre (Mellink, 1995), similar a lo observado en este estudio (enero).

En cuanto al reclutamiento, los resultados demuestran *P. yucatanicus* se adapta a sitios con vegetación en distinto tiempo de regeneración tal como se observó en el presente estudio. Los reclutas fueron registrados durante todos los meses de muestreo con algunos picos a lo largo del año lo que sugiere que la población de *P. yucatanicus* se mantiene en reproducción durante todo el año, el reclutamiento fue similar al observado para la especie en otras localidades, como el Parque Nacional de Dzibilchaltún (Meneses-Lazo, 2009), de Tigre Grande, Tzucacab (obs. pers.). En contraste, *O. phillotis* tuvo mayor reclutamiento en época de lluvias en los mismos sitios de estudio (Cimé-Pool, 2006), debido a que esta especie tiene hábitos mayormente arborícolas por lo que en época de lluvias encuentra las condiciones óptimas para su reproducción , como alimento de calidad disponible que hace que las crías tengan un rápido crecimiento y alcancen la madurez sexual en pocas semanas (Itzá-Ortíz et al., 2011) a diferencia de *P. yucatanicus* que posee hábitos semiarborícolas (Young y Jones, 1983) lo que le permite explotar recursos de distintos estratos arbóreos y reproducirse en cualquier época del año utilizando madrigueras en el piso.

La proporción de sexos de la población estadísticamente no fue diferente de 1:1, sin embargo los machos siempre fueron más frecuentes en todas las colectas, este resultado puede sugerir que no ha habido una presión selectiva de las condiciones medioambientales que promueva la producción de un sexo más que del otro en esta población, como lo observaron Havelka y Millar (1997) en *P. maniculatus borealis* cuya proporción de sexos varió con las condiciones ambientales provocando diferencias en las respuestas fisiológicas de los machos y las hembras. Otra causa del desbalance en la proporción de sexos de esta especie puede darse por la inhabilidad de uno de los dos sexos en establecerse o adquirir los recursos según las condiciones climáticas. Resultaría interesante investigar las condiciones que

dan como resultado la mayor presencia de machos de *P. yucatanicus* en Yucatán

En general los adultos fueron dominantes sobre los inmaduros en todos los sitios, esto se debe probablemente a que *P. yucatanicus* alcanza la madurez sexual en pocas semanas, como es característico en el patrón reproductivo de los múridos (Wolff y Sherman, 2007). El mayor número de inmaduros se presentó durante la época seca, lo que sugiere que *P. yucatanicus* está adaptado al clima seco de la Península de Yucatán por ser una especie endémica. En cambio para *P. mexicanus* del Parque Nacional Poás de Costa Rica no se presentaron diferencias entre el número de individuos inmaduros y adultos a lo largo del año (Rojas y Barboza, 2007), probablemente porque el tipo de vegetación de esta localidad es selva húmeda con alta productividad, lo que permite que los jóvenes lleguen a la madurez sexual en poco tiempo. Por otra parte, la apertura del dosel y la perturbación de las selvas pueden modificar significativamente las abundancias de pequeños roedores (Waters y Zabel, 1998), como se pudo observar en los sitios II y IV donde la perturbación de la vegetación y la actividad humana probablemente fueron la causa de las bajas densidades.

Las hembras activas se observaron durante todo el año, con mayor presencia de receptivas, al igual que machos activos, ambos con un pico durante la época seca lo que confirma que la reproducción de la especie tiene su mayor actividad en esta época (Cuadro 3). Este patrón es similar al reportado para la especie en la selva baja caducifolia del Parque Nacional de Dzibilchaltún al noroeste de Yucatán donde también los individuos reproductivos se presentaron durante todo el año con un pico marcado de hembras en la época seca (Meneses-Lazo, 2009). En contraste en el Altiplano de San Luis Potosí en sistemas agrícolas de tierras secas *P. maniculatus* fue la especie más abundante entre otras 19. Los individuos reproductivos tuvieron su pico máximo en verano (julio a septiembre) cuando se presenta la mayor productividad en los sembradíos. En este mismo sistema se encontraron otras cuatro especies de *Peromyscus* en números bajos (Mellink, 1995). Otro reporte de *P. maniculatus* en un bosque de pino en el eje neovolcánico transversal mexicano concluye que la reproducción es estacional con un pico marcado al principio de la época de seca (Sánchez-Cordero y Canela, 1991).

El género *Peromyscus* incluye por lo menos 50 especies con una amplia distribución geográfica, la mayoría de ellas están adaptadas a ambientes secos áridos y pedregosos y a bosques de pino encino (Ceballos y Oliva, 2005). Probablemente por eso el ciclo reproductivo de *P. yucatanicus* que habita en la selva seca de Yucatán esté ligado a la época seca, aunque en este sistema vegetal la producción de alimento en esta época no se suspende porque hay pastos y herbáceas que producen frutos y semillas con la humedad ambiental.

Por otro lado, con base en colectas discontinuas en la Península de Yucatán a lo largo de varios años se han registrado hembras reproductivas en la mayoría de las colectas (Young y Jones, 1983). En condiciones de bioterio con disponibilidad continua de alimento se presentó la reproducción de la especie durante todo el año (Van-Winsberghe et al., 2000). El patrón reproductivo prolongado de *P. yucatanicus* difiere de otras especies de *Peromyscus* (Lackey, 1976).

En conclusión, los estudios realizados sugieren que el que se ha descrito es el patrón reproductivo de *P. yucatanicus* en el norte de Yucatán, pero sería bueno extender la investigación a las localidades del centro y sur en periodos mayores a un año para ver si se presentan diferencias en el patrón encontrado.

El índice de preñez calculado para *P. yucatanicus* (5.26% a 17.39%), se encuentra dentro de lo reportado para la especie en dos agroecosistemas de pastizal y milpa con una tasa de preñez del 5 al 15% (Cimé-Pool, 2006).

El 51% de los individuos fueron residentes, la permanencia entre machos y hembras no presentó diferencias significativas por lo que esta característica entre los sexos no se ve afectada por la estructura de la vegetación. Posiblemente la alta permanencia se deba a una baja competencia entre individuos de la misma especie, ya que en general sus poblaciones son bajas y sus recapturas frecuentes, como se ha visto en otros estudios realizados en Yucatán. Resultados similares se han observado para un pastizal abandonado y una milpa en la localidad de Nolo al centro del Estado de Yucatán en los que el 75% y el 47% de las poblaciones fue residentes (Cimé-Pool et al., 2007).

Agradecimientos

Al sistema de becas PROMEP clave Promep/103.5/04/1416 UADY-EXB-64 y al proyecto CONACYT clave FOMIX YUC-2003-C02-043 por el financiamiento de esta investigación. Al Campus de Ciencias Biológicas y Agropecuarias – Universidad Autónoma de Yucatán por las facilidades brindadas. Al Dr. Jorge Leirana y Biól. Luis Salinas del Departamento de Ecología realizaron los perfiles y análisis de la vegetación. La Dra. Cristina MacSwiney por

sus valiosos comentarios que enriquecieron el presente trabajo. A los dueños de los predios por permitirnos el acceso a los sitios para realizar nuestra investigación. A Ermilo López-Cobá, Leonardo Guerrero-González, Susana Cicero, Cristina Morales-Breck, Ana Raymundo, Alexander Peña, Mildred López-Uribe, Diana Lucero López, Mirna Eréndira Estrella Martínez, Luis Chulím, así como Lusmi Aké y Jesús Cimé apoyaron en el trabajo de campo.

Literatura citada

Barrera-Ruíz, R. V. 2004. Estructura de la comunidad de pequeños roedores en tres sitios con vegetación en diferentes etapas de desarrollo, en la Reserva "Cuxtal", Yucatán, México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Universidad Autónoma de Yucatán. Mérida, Yucatán. 49 p.

Bennett, A.F. y D. A. Saunders. 2010. Habitat fragmentation and landscape change. *In* Conservation Biology for All, N. S. Sodhi y Paul R. Ehrlich (eds.). Oxford University Press, Cambridge, Massachusetts. p. 88-104.

Berber, A., J. Tun y M. V. Crespo. 2001. A new approach on the bioclimatology and potential vegetation or the Yucatan Peninsula (Mexico). Phytocoenologia 31:1-131.

Ceballos, G. y G. Oliva (eds.). 2005. Los mamíferos silvestres de México. Fondo de Cultura Económica y CONABIO, México, D. F. 986 p.

Chable, J., N. Van Wynsberghe, S. Canto-Lara y F. Andrade. 1995. Isolation of *Leishmania (I.) mexicana* from wild rodents in the State of Campeche, Mexico. American Journal of Tropical Medicine Hygiene 53:141-145.

Cimé-Pool, J. A. 2006. Ecología de comunidades de pequeños roedores en un gradiente de perturbación de selva baja caducifolia espinosa de la Reserva Estatal de Dzilam, Yucatán, México. Tesis de Maestría. Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Universidad Autónoma de Yucatán. Mérida, Yucatán. 64 p.

Cimé-Pool, J. A., J. Chablé, J. E. Sosa y S. F. Hernández-Betancourt. 2006. Quirópteros y pequeños roedores de la Reserva de la Biosfera Ría Celestún, Yucatán, México. Acta Zoológica Mexicana (n. s.) 22:127-131.

Cimé-Pool, J. A., S. F. Hernández-Betancourt y J. B. Chablé-Santos. 2007. Comunidad de pequeños roedores en dos agroecosistemas de Yucatán, México. Revista Mexicana de Mastozoología 11:57-68.

Cimé-Pool, J. A., S. F. Hernández-Betancourt, R. C. Barrientos y A. A. Castro-Luna. 2010. Diversidad de pequeños roedores en una selva baja caducifolia espinosa del Noreste de Yucatán, México. Therya 1:23-40.

Duch, G. J. 1988. La conformación territorial del Estado de Yucatán. Los componentes del medio físico. Universidad Autónoma de Chapingo. Centro Regional de la Península de Yucatán. Mérida, Yucatán. 178 p.

Daniel, W. 2006. Bioestadística. Base para el análisis de las ciencias de la salud. 4ª Ed. Limusa Wiley. México, D.F. 810 p.

Escárraga-Paredes, D. 2009. Estructura y composición de la selva baja caducifolia en las Reservas: Estatal del Palmar y Bocas de Dzilam, Yucatán. Tesis de licenciatura. Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Universidad Autónoma de Yucatán. Mérida, Yucatán. 49 p.

Everitt, B. 1992. The analysis of contingency tables. 2ª Ed. Chapman & Hall. London, U.K. 164 p.

Flores, J. e I. Espejel. 1994. Etnoflora Yucatanense, Tipos de vegetación de la Península de Yucatán. Universidad Autónoma de Yucatán, Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia. Mérida Yucatán. 135 p.

Galindo, C., y C. J. Krebs. 1997. Habitat structure and demographic variability of a habitat specialist: the Rock Mouse (*Peromyscus difficilis*). Revista Mexicana de Mastozoología 2:72-89. Gobierno del Estado de Yucatán. 2006. Programa de manejo de la Reserva Estatal de Dzilam, Yucatán. Secretaría de Ecología, Gobierno del Estado de Yucatán, Mérida, Yucatán. 191p.

Havelka, M. y J. Millar. 1997. Sex ratio of offspring in *Peromyscus maniculatus borealis*. Journal of Mammalogy 78: 626-637.

Hernández-Betancourt, S. 2003. Dinámica poblacional de *Heteromys gaumeri* Allen y Chapman, 1897 (Rodentia: Heteromyidae) en una selva mediana del sur de Yucatán, México. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma Metropolitana. México, D.F. 227 p.

Hernández-Betancourt, S. F., J.A. Cimé-Pool, S. Medina-Peralta y M. L. González

Villanueva. 2008. Fluctuación poblacional de *Ototylomys phyllotis* Merriam, 1901 (Rodentia: Muridae) en una selva mediana subcaducifolia del sur de Yucatán, México. Acta Zoológica Mexicana

(n. s.) 24:159-176.

Itzá-Ortiz, M., N. Van Wynsberghe, E. Sosa-Bibiano y F. Andrade-Narváez. 2011. Reproductive characteristics of a captive colony of big-eared climbing rats (*Ototylomys phyllotis*). Resource. Lab. Animal 40:1-6.

Jonsson, P., Koskela, E. y T. Mappes, 2000. Does risk of predators affect the spacing behaviour of rodents? Two large-scale experiments. Oecology 122: 487-492.

Keller, B. L., 1985. Reproductive patterns. Biology of the new World *Microtus*. (Tamarin R. H., ed.) American Society of Mammalogists. Special publication 8:1-893p.

Krebs, C. J. 1998. Ecological Methodology. Segunda edición. Benjamin Cummings, Berkeley, California. 624 p.

Krebs, C. J. 1985. Ecología. Estudio de distribución y la abundancia. 2ª Edición. Ed. Harla. México, D.F. 753 p.

Lackey, J. A. 1976. Reproduction, growth, and development in the Yucatán deer mouse, *Peromyscus yucatanicus*. Journal of Mammalogy 57:638-655.

Lawlor, T. E., 1965. The Yucatan deer mouse, *Peromyscus yucatanicus*. University of Kansas Publications, Museum of Natural History 16:421-438.

Leirana-Alcocer, J. L., S. F. Hernández-Betancourt, L. Salinas-Pebá, y L. L. Guerrero-González. 2009. Cambios en la estructura y composición de la vegetación relacionados con los años de abandono de tierras agropecuarias en la selva baja de la Reserva de Dzilam, Yucatán. Polibotanica 27:53-70.

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.

Mellink, E. 1995. Uso del hábitat, dinámica poblacional y estacionalidad reproductiva de roedores en el Altiplano Potosino, México. Revista Mexicana de Mastozoología 1:1-8.

Meneses-Lazo. R. 2009. Fluctuación poblacional de los pequeños roedores en el parque nacional de Dzibilchaltún. Yucatán, México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Universidad Autónoma de Yucatán. Mérida, Yucatán. 49 p.

Montgomery, D.C. 2004. Diseño y análisis de experimentos. 2ª Ed. Limusa Wiley. México, D.F. 686 p.

Orellana, L.R., C. Espadas y F.Nava. 2010. Climas. *In* Biodiversidad y Desarrollo Urbano en Yucatán, R. Durán M. Méndez (eds.), CICY, PPD-FMAM, CONABIO y SEDUMA. p. 10-11.

Ortíz-Díaz, J. J., J. Tún-Garrido, J. S. Flores, M. I. Peraza-Arcila, G. A. Palma-Pech y D. S. Escárraga-Paredes. 2008. Diversidad florística de las selvas caducifolias de las Áreas Protegidas Estatales de Yucatán, México. Revista Oficial de la Sociedad Mesoamericana para la Biología y la Conservación 12: 61-62.

Pozo, C. y J. E. Escobedo. 1999. Mamíferos terrestres de la Reserva de la Biosfera de Sian Ka' an, Quintana Roo, México. Revista de Biología Tropical 47:251-262.

Ramirez-Pulido, J., I. Lira, S. Gaona, C. Müdespacher y A. Castro. 1989. Manejo y mantenimiento de Colecciones Mastozoológicas. Universidad Autónoma Metropolitana. México, D. F. 127 p.

Reid, A. F. 2009. A field guide to the mammals of Central America and Southeast Mexico. Oxford University Press. New York. 384 p.

Rojas, L.y M. Barboza, 2007. Ecología poblacional del ratón *Peromyscus mexicanus* (Rodentia: Muridae) en el Parque Nacional Volcán Poás, Costa Rica. Revista de Biología Tropical 55:1037-150.

Rudran, R. 1996. Method for marking mammals. *In*: Measuring and monitoring biological diversity: Standard methods for mammals. Smithsonian Institution Press. Washigton, D.C. p. 299-310.

Santos, T. y J. Telleria. 2006. Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies. Revista Ecosistemas 2:3-12.

Sánchez-Cordero V. y M. Canela, 1991. Estudio poblacional de roedores en un bosque de pino del Eje Neovolcánico Transversal Mexicano. Anales del Instituto de Biología, Serie Zoología 62:319-340.

Sánchez-Cordero V. y T. H. Fleming. 1993. Ecology of tropical Heteromyidae. *In* Biology of the Heteromyidae. H. Genoways y J. H. Brown, eds. The American Society of Mammalogists. Special Publication. 10:1-719.

SPSS. 2006. SPSS for Windows version 15. SPSS Inc., Chicago, Illinois. 278 p.

Stapp, P. y B. Van Horne. 1997. Response of deer mice (*Peromyscus maniculatus*) to shrubs in shortgrass praire: linking small-scale movements and the spatial distribution of individuals. Functional Ecology 11:644-651.

Taitt, M. J. 1981. The effect of extra food on small

rodent population: I. Deer mice
(*Peromyscus maniculatus*). Journal of Animal Ecology 50:111-124.

Toledo, V. M. y M. J. Ordóñez. 1998. El panorama de la biodiversidad de México: Una revisión de hábitats terrestres. *In* Diversidad Biológica de México. Orígenes y distribución, T. P. Ramamoorthy, R. Bye, A. Lot y J. Fa (eds.). Instituto de Biología. UNAM, México, D. F. p. 739-757.

Tún-Garrido, J. 1995. Unidades fisonómico florísticas de la Reserva Estatal de Dzilam de Bravo, Yucatán. Tesis de Licenciatura. Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Universidad Autónoma de Yucatán. Mérida, Yucatán. 73 p.

Vado Solís I. y C. Pérez. 2003. Evidencia Serológica de infección por Hantavirus en población humana del estado de Yucatán, México. Revista Biomédica 14:221-225.

Van-Winsberghe, N., L.S. Canto, A.G. Damián, O. M., Itzá, y N.F. Andrade. 2000. Retention of *Leishmania mexicana* in naturally infected rodents from the State of Campeche, México. Revista Biomédica 95:595-600.

Wackerly, D. D., W. Mendenhall y R.L. Scheaffer. 2010. Estadística Matemática con Aplicaciones. 7ª Ed. CENGAGE Learning. México, D.F. 909 p.

Waters J. y C. Zabel. 1998. Abundances of Small Mammals in Fir Forest in Northern California. Journal of Mammalogy. 79: 1244-1233.

White, D.A. y C.S. Hood. 2004. Vegetation patterns and environmental gradients in the tropical dry forest of the northern of Yucatán Peninsula. Journal of Vegetation Science 15: 151-160.

Wolff, J.O. y P.W. Sherman. 2007. Rodent Societies: An ecological and evolutionary perspective. The University of Chicago Press, Chicago, Illinois. 610 p.

Young, C. J. y J. K. Jones. 1983. *Peromyscus yucatanicus*. Mammalian Species 196:1-3.

Zar, J. H. 2010. Biostatistical Analysis. 5ª Ed. Prentice-Hall. Inc. Trenton, New Jersey, 944 p.

Roedores del estado de Durango, México

Rodents of the state of Durango, México

Elizabeth E. Aragón Piña ¤, Raúl Muñiz-Martínez**y Alfredo Garza Herrera**

Resumen

Este trabajo es una compilación y actualización de los registros de las especies de roedores en Durango, por provincia fisiográfica, desde 1903 hasta 2012 obtenidos de trabajos publicados, documentos científicos y técnicos y especímenes en colecciones científicas. Se registraron 65 especies de roedores, con 13 sciúridos, 3 geómidos, 17 heterómidos y 32 múridos, de distribución Neártica, Neotropical y compartida y 21 especies son de distribución restringida. La provincia con mayor riqueza específica fue la de la Sierra Madre Occidental, también se identificó que los heterómidos se encuentran principalmente en las zonas áridas y los múridos en la zona montañosa. Las barreras biogeográficas actuales y eventos geológicos pasados han restringido la distribución de algunas especies. Del total de especies, 21 son endémicas de México y 4 están en alguna categoría de riesgo de extinción. Concluimos que la alta riqueza de roedores de Durango es consecuencia de los microambientes existentes, en donde influye la gran diversidad topográfica así como la presencia de barreras biogeográficas.

Palabras clave: riqueza específica, provincias fisiográficas, barreras geográficas, endemismo, conservación.

Abstract

This paper compiles and updates the knowledge of rodent species from the state of Durango, by phisiographic province, since 1903 until 2012 found in the literature and biological collections. We recorded 65 rodents species, 13 sciurids, 3 geomyids, 17 heteromyids and, 32 murids, representing taxa of nearctic, neotropical and shared affinity and 21 taxa of restricted distribution. Sierra Madre Occidental was the richest province and heteromyids were distributed mainly in the arid zone whereas murids dominated the mountain zone. The present biogeographic barriers and past geological events have shaped their distribution patterns. Of all the species, 21 are endemic to Mexico and 4 were belong to a category of extinction risk. We conclude that high richness of rodents of Durango is a consequence of the present microenvironments highly influenced by the the remarkable topographic diversity of the region and the local biogeographic barriers.

Key words: specific richness, physiographic provinces, geographic barriers, endemism, conservation.

Introducción

El estado de Durango, con 121 451 km^2, es el cuarto estado más extenso de México (INEGI, 2010). La biodiversidad faunística reportada en el estado es tan solo inferior a la que existe en los estados de Oaxaca, Jalisco, Chiapas y Veracruz, los cuales son las entidades con mayor biodiversidad y con especies endémicas en el país (Mittermeier y Mittermeier, 1992). Durango es, un estado de gran interés biótico, resultado de la gran variedad de ecosistemas, que van desde bosque tropical caducifolio y subcaducifolio (4.53% del territorio), bosque mesófilo de montaña (2.79%), bosque de coníferas (4.97%), bosque templado (37.92%), pastizal (4.38%), vegetación desértica (34.49%), zonas agrícolas (9.36%) (González-Saravia, 2001), así como la gran variedad en topografía (altitud, pendientes, orientación de laderas), clima (subhúmedo, semicálido subhúmedo, semifríos subhúmedos, templados subhúmedos, templados, semicálidos, semisecos hasta los muy secos, INEGI 2010) y suelos, han generado una gran heterogeneidad ambiental

** Centro de Ecología Regional, A.C., Boulevard Durango N° 309 A, Col. Valle del Sur. C.P. 34120 Durango, Durango, México.*
*** Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional (CIIDIR-IPN), Unidad Durango, Calle Sigma N° 119, Fraccionamiento 20 de Noviembre II. C.P. 34220 Durango, Durango, México.*
¤ *eeapliz@hotmail.com*

(Challenger, 1998; Baker y Greer, 1962). Es un estado donde confluyen biotas Neárticas y Neotropicales, explicando así su alta biodiversidad.

Eventos durante el Pleistoceno, en el área donde actualmente se ubica la Sierra Madre Occidental, como las fluctuaciones climáticas y de precipitaciones disminuyeron, expandieron o delimitaron los tipos de vegetación provocando el aislamiento de algunas especies (Challenger, 1998; Fa y Morales, 1998; Ceballos et al., 2010), explicando así la presencia de algunos endemismos y parcialmente los procesos de especiación de algunos roedores endémicos (Ceballos y Rodríguez, 1993; Brown, 2001) y en algunos casos hasta especiación, como se ha reportado en otros sistemas montañosos en Norteamérica (Brown 2001). De acuerdo con INEGI (2010), en cuanto a su fisiografía, el estado de Durango está dividido en cuatro ecorregiones que son: MC = Mesa del Centro (sierras, llanuras y lomeríos de la "Zona de los Valles"), SMOr = Sierra Madre Oriental (sierras transversales), SYLLN = Sierras y Llanuras del Norte (grandes planicies del "Bolsón de Mapimí") y SMOcc = Sierra Madre Occidental (cañadas en la "Región de las Quebradas", zona montañosa de "La Sierra", llanuras, mesetas y los cañones Chihuahuenses), que son las categorías que se utilizan en este trabajo para analizar la diversidad de roedores en Durango.

Resultado de la accidentada topografía del estado y de los escasos caminos transitables, la exploración del estado solo ha sido posible mediante la apertura de nuevos caminos, principalmente forestales, pero aún así existen zonas poco exploradas, por lo que los registros de la biodiversidad aún son insuficientes para representar a la entidad. Un ejemplo de ello es que se cuenta con poca información sobre la riqueza específica de roedores, pese a ser el orden más diverso de mamíferos en el mundo (2277 especies; Vaughan et al., 2011). Algunas de las zonas más estudiadas son: Oaxaca (Sánchez-Cordero, 2001; Briones-Salas y Sánchez-Cordero, 2004), Chiapas (Retana y Lorenzo, 2002) y Veracruz (Peterson et al., 2002; Sánchez et al., 2005) como lo mencionan algunos autores (Álvarez y de Lachica, 1974; Flores-Villela y Geréz, 1994).

Existen algunos inventarios (Baker y Greer, 1962; Álvarez y Polaco, 1984; Sosa et al., 1998; Servín et al., 1997; Arita, 1998; Villa y Cervantes, 2003; Ceballos y Oliva, 2005) y compilaciones de información (Hall, 1981; Ramírez-Pulido et al., 1982, 1983, 1986, 1996, 2008; Ramírez-Pulido y Castro-Campillo, 1990; Flores-Villela y Geréz, 1994) acerca de los mamíferos que habitan en el estado de Durango, en cuanto al grupo de los roedores hay algunos inventarios (Allen, 1903; Baker y Greer, 1962; Baker, 1966; Jones y Genoways, 1969; Servín et al., 1997; González-Saravia, 2001) y estudios de comunidad o especies que habitan en las diferentes provincias. La más estudiada es la SMOcc (Hooper, 1954, 1955, 1959; Drake, 1958; Webb y Baker, 1962; Jones, 1964; Genoways y Jones, 1971; Crossin et al., 1973; Jones y Genoways, 1975; Carleton, 1980; Álvarez y Polaco, 1984; Fuller et al., 1984; Muñiz, 1988, 1997, 2002; Engstrom et al., 1992; López-Vidal y Álvarez, 1993; Hernández, 1994, 1996; Sullivan, 1995; Muñiz y Arroyo, 1996; Servín et al., 1996, 2003; Galindo y Krebs, 1997; Peppers et al., 1997; Arita, 1998; Sosa et al., 1998; Jolley et al., 2000; García et al., 2001a-h; Espinoza, 2003; INECOL, 2003a, 2004, 2006, 2007a,b; Bradley et al., 2004; García y López, 2005; Garza et al., 2005; Sánchez, 2005; Cuautle, 2007; Arvizu, 2008; Aragón et al., 2009; Garza et al., 2010; Aragón, 2011), seguida de las SYLLN (Allen, 1904; Baker, 1974; Packard, 1974; Grenot y Serrano, 1981; Serrano, 1987; Aragón, 1989, 1990, 1999, 2000, 2001, 2005; Baudoin y Aragón, 1991; Baudoin et al., 1991; Rogovin et al., 1992; Aragón et al., 1993, 2002; Castillo, 1998; Aragón y Garza, 1999; Baudoin et al., 2004; Janeau et al., 2004; González-Romero et al., 2005; Hernández et al., 2005; CONANP, 2006), la MC (Baker, 1960; Petersen, 1976, 1978; Petersen y Petersen, 1979; INECOL, 2003b; INECOL 2006) y la SMOr (Baker y Greer, 1962; Jones, 1964; Servín et al., 1997; Aragón y Garza, 1999). Sin embargo existen sitios que aún no han sido explorados dada las características del territorio de Durango.

Por lo que fue necesario realizar una compilación y actualización de la información disponible, adicionando la contenida en documentos científicos publicados y no publicados, que realizaron un importante trabajo de campo, también se hicieron revisiones actuales de los ejemplares en colecciones científicas en donde se confirma la presencia de las especies, con la finalidad de conocer, incluir y definir con precisión las especies de roedores existentes en Durango. Por lo cual, el objetivo de este trabajo es compilar la información sobre la riqueza específica de roedores entre los años 1903 y 2012, para definir el grado de conocimiento actual de este orden en el estado de Durango.

Materiales y Métodos

Las especies de roedores nativas fueron ubicadas dentro de las cuatro provincias fisiográficas definidas por INEGI (INEGI, 2010) para el estado de Durango

(Apéndice 1), se excluyeron las especies de roedores introducidos (*Mus musculus*, *Rattus norvegicus* y *R. rattus*). La localización y extensión de cada provincia es (Fig. 1): Sierra Madre Occidental (SMOcc) comprende el 71.6 % del territorio estatal y está dividida en cuatro subprovincias, *Gran Meseta y Cañones Chihuahuenses* en la parte noroeste, *Sierras y Llanuras de Durango* en una franja central de noroeste a sureste, *Gran Meseta y Cañones Duranguenses* que cubre la franja occidental y *Mesetas y Cañadas del Sur* en la parte suroeste, colindando con Sinaloa y Nayarit, Sierras y Llanuras del Norte (SYLLN), que ocupa una subprovincia denominada *Bolsón de Mapimí* en la parte norte y representa el 15.09 % del estado, Sierra Madre Oriental (SMOr) con dos subprovincias (*Sierra de la Paila* en el extremo noreste y *Sierras Transversales* al oriente del estado) y que conforman el 5.28 % del estado y Mesa del Centro (MC) o Zona de los Valles, en el lado oriental de la entidad, con dos subprovincias: *Sierras y Lomeríos de Aldama* y *Río Grande*, y *Sierras y Llanuras del Norte,* representando el 8.33 % de la superficie de Durango.

Los grupos taxonómicos se ordenaron de acuerdo al orden filogenético definido por Ramírez-Pulido et al. (2008). La información es de 175 localidades, en donde se capturaron y liberaron roedores (Fig. 1). Esta información proviene de publicaciones científicas (38 artículos, 8 libros o 9 capítulos de libro, 4 memorias en extenso), documentos no publicados (28 informes técnicos, 48 congresos, simposios de universidades o instituciones académicas, 8 tesis de licenciatura y 3 de posgrado). Se incluye información de especíme-

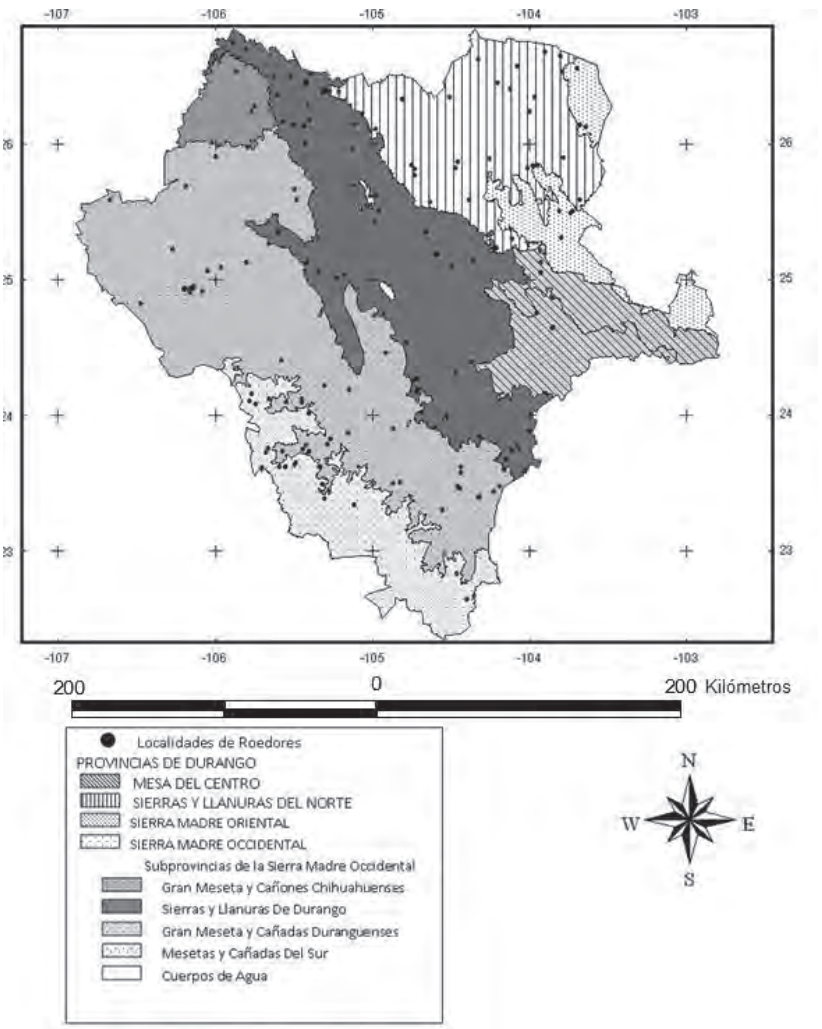


Figura 1. Ubicación geográfica de las localidades de estudio.

nes depositados en diversas colecciones biológicas (López-Wilchis y López Jardines, 1999; Lorenzo et al., 2006):

Colecciones Nacionales

Colección Científica de Fauna Silvestre del Instituto Politécnico Nacional (CNCB), Colección Mastozoología de la Universidad Autónoma Metropolitana, Iztapalapa (UAM-I), Colección Nacional de Mamíferos, Instituto de Biología de la Universidad Nacional Autónoma de México (CNMA), Colección Regional de Mamíferos del CIIDIR, Unidad Durango-Instituto Politécnico Nacional (CRD).

Colecciones Extranjeras

American Museum of Natural History (AMNH), California Academy of Science (CAS), California State University-Long Beach (CSULB), Canadian Museum of Nature (CMN), Carnegie Museum of Natural History (CMNH), Chicago Natural History Museum (CNHM), Field Museum of Natural History (FMNH), Harvard University-Museum of Comparative Zoology (MCZ), Michigan State University (MSU), National Ecology Research Center (NERC), New Mexico State University (NMSU), Occidental College, Moore Laboratory of Zoology (OC), Oklahoma Museum of Natural History (OU), Royal Ontario Museum (ROM), Texas A. & M., University-College Station (TX), Texas Tech University Museum (TTU), The Biological Surveys Collections of the United States National Museum (BSC), The Illinois State Museum (ISM), University of California-Berkeley, Museum of Vertebrate Zoology (MVZ), University of California-Los Ángeles (UCLA), University of Colorado Museum (UCM), University of Florida, Florida State Museum (FSM), University of Illinois, Museum of Natural History (UI), University of Kansas, Museum of Natural History (KU), University of Michigan-Ann Arbor (UMAA), University of Michigan, Museum of Zoology (UM), University of Minnesota, Bell Museum of Natural History (MMNH), University of New Mexico-Albuquerque, Museum of Southwestern Biology (MSB), United States National Museum of Natural History (USNM/FW), Yale University, Peabody Museum of Natural History (YPM).

A partir de esta información, se determinó la composición, riqueza, distribución geográfica, afinidad biogeográfica, similitud entre provincias (índice de Morisita), importancia ecológica y estado de conservación de las especies de roedores presentes en Durango.

Resultados y Discusión

Composición, riqueza y distribución de especies

Se registraron 65 especies para el estado de Durango (Apéndice 1). De las 221 especies de roedores registradas en todo el país, en Durango habitan el 29.4%, lo que supera las entidades con valores altos, como Jalisco (62), Oaxaca (56), Veracruz (49), Chiapas y Michoacán (48) (Retana y Lorenzo, 2002; Briones-Salas y Sánchez-Cordero, 2004; Sánchez et al., 2005; Íñiguez y Santana, 2005), con excepción de Chihuahua que cuenta con 72 especies registradas (Sistema Estatal de Información sobre Biodiversidad, 2012). Estás especies están incluidas en cuatro familias, Sciuridae (4 géneros y 13 especies), Geomyidae (2 géneros y 3 especies), Heteromyidae (4 géneros y 17 especies) y Muridae (8 géneros y 32 especies).

La composición, riqueza y distribución de las especies de roedores es muy variada en el estado. La provincia con mayor riqueza es la de la Sierra Madre Occidental (SMOcc) con 45 especies, seguida de las Sierra y Llanuras del Norte (SYLLN) con 36, la Mesa Central (MC) con 31 y la Sierra Madre Oriental (SMOr) con 24 (Fig. 2; Apéndice 1).

Muridae es la familia con mayor riqueza, 32 especies. Están presentes en las cuatro provincias fisiográficas y alcanza sus máximos valores de riqueza en la SMOcc (27 especies o 27 % del total). Algunas de las especies son exclusivas de un tipo de ecosistema o provincia, como *Onychomys torridus, Peromyscus eremicus* y *Sigmodon hispidus*, quienes habitan en el desierto del Bolsón de Mapimí en las SYLLN y en la MC siendo las únicas zonas de Durango en donde se encuentran *Nelsonia neotomodon, Peromyscus difficilis, P. gratus, P. levipes, P. schmidlyi, P. spicelegus, Reithrodontomys zacatecae* y *Sigmodon leucotis*. En tanto, *Sigmodon alleni* y *S. arizonae* sólo se encuentran en los bosques templados de la SMOcc y en las serranías del bosque subtropical hacia el pacífico de SMOcc.

Diecisiete especies representan el orden Heteromyidae en el estado de Durango, encontrándose principalmente en las zonas áridas y semiáridas (SYLLN) mientras que son menos frecuentes en las zonas de montaña, lo que es similar para Jalisco (Íñiguez y Santana, 2005) y distinto a lo registrado en las sierras sureñas de México, en donde la riqueza de heterómidos es mayor (Chiapas, Estado de México, Michoacán; Medellín, 1992; Sánchez-Cordero, 2001, Sánchez et al., 2005). Las especies de heterómidos registradas en la

SMOcc se encontraron en la vertiente occidental de esta sierra, principalmente en las zonas subtropicales o en las zona de las quebradas, estas especies son *Chaetodipus artus* y *C. goldmani* (especies endémica de México) y *C. pernix* y *Liomys pictus*.

En cuanto a la familia Sciuridae, 13 especies habitan en el estado, habitando principalmente la SMOcc. Hay algunas especies de distribución relictual o restringida, como la ardilla amarilla *Sciurus niger*, la ardilla *S. madrensis* y el techalote *Sciurus nayaritensis* (Ceballos et al., 2010) y otras especies fueron exclusivas de la zonas de las quebradas y subtropicales (*Sciurus aberti, S. alleni* y *S. colliaei*). Tres especies viven en las zonas áridas y semiáridas (SYLLN) y en la Mesa Central (MC), ellas son *Ammospermophilus interpres*, *Spermophilus mexicanus* y *S. spilosoma*. La familia Geomyidae fue la de menor riqueza de especies (3) habitando en todas las provincias, siendo *Thomomys umbrinos* la única especie que estuvo presente en la SMOcc.

Es sabido que barreras biogeográficos naturales explican la distribución de las especies. En el estado de Durango, para las especies de roedores, es la Sierra Madre Occidental, que es la cadena montañosa con mayor superficie en el estado (71.6%), que a su vez ha funcionado como un corredor biogeográfico importante del noroeste al sureste (desde las Montañas Rocosas de EUA hasta la SMOcc, Ceballos et al., 2010), la cual ha derivado en separar las especies de roedores de afinidades templadas hacia las partes altas y neárticas del norte y de la Mesa Central y de las de afinidades tropicales hacia el poniente y sur. Mientras que para algunas especies por sus requerimientos ecológicos ha restringido su distribución, aislándolas en las partes altas de la Sierra Madre Occidental (como las ardillas *Sciurus aberti, S. nayaritensis, Spermophilus madrensis* y *Neotamias dorsalis*).

Además la vegetación varía en las vertientes de esta cordillera (González-Romero et al., 2005), la vertiente occidental es húmeda presentándose diversos tipos de bosques (coníferas, mixtos pino-encino o encino-pino, bajos de encino, mesófilo de montaña, tropicales bajos y espinosos) y la vertiente oriental es más seca (bosques de coníferas templados y fríos de la sierra, bosques bajo abierto de pino, de encino y mixtos, pastizales y matorrales en los valles); lo que indudablemente ha influido en la distribución de algunas especies de ardillas, heterómidos y múridos conforme sus requerimientos hacia un determinado tipo de ambiente, encontrando especies que se restringen a las Zona de las Quebradas y Bosques tropicales (Apéndice 1).

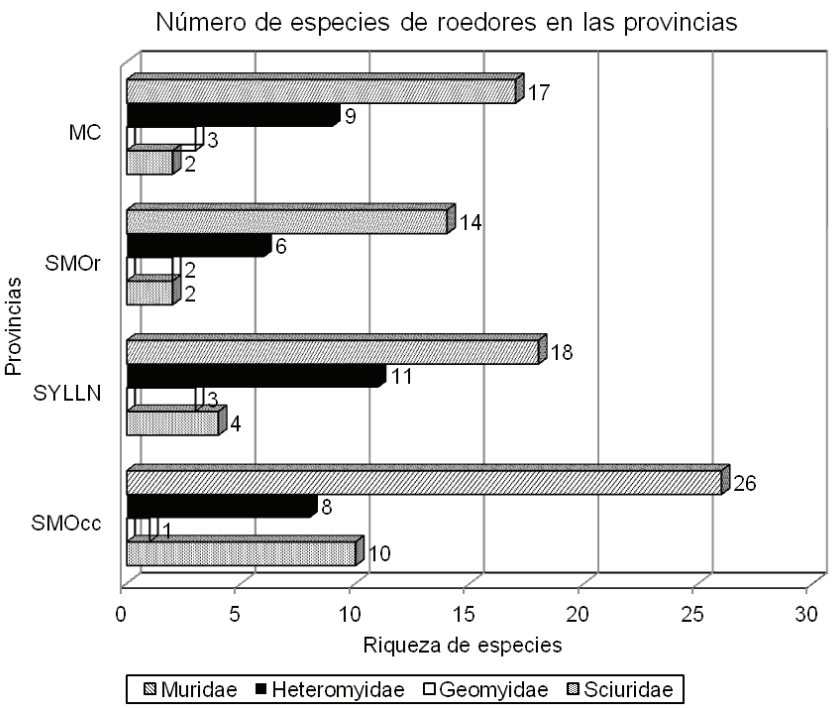


Figura 2. Riqueza de especies de roedores encontrados por provincia fisiográfica. MC = Mesa del Centro. SMOr = Sierra Madre Oriental. SYLLN = Sierras y Llanuras Del Norte. SMOcc = Sierra Madre Occidental.

El corredor biogeográfico Centro de EUA-Norte de México (Ceballos et al., 2010), que ha separado algunas especies de afinidad Neártica del Altiplano Mexicano y la Mesa Central, que corresponden a la provincia de las Sierras y Llanuras del Norte, son *Ammospermophilus interpres, Spermophilus mexicanus, S. spilosoma, Cratogeomys goldmani, Chaetodipus hispidus, Dipodomys merriami, D. nelsoni, D. odrdii, D. spectabilis, Neotoma goldmani, N. leucodon, Onychomys torridus* y *Sigmodon hispidus*.

Por otra parte, eventos ocurridos en el Pleistoceno produjeron aislamiento o restricción en el área de ciertas especies (Challenger, 1998; Fa y Morales, 1998; Ferrusquía-Villafranca, 1998), provocando una distribución disyunta o relicta en los corredores biogeográficos siguientes (Ceballos et al., 2010): Montañas Rocosas de EUA-SMOcc (*Sciurus aberti, Sciurus nayaritensis, Spermophilus madrensis, Neotamias dorsalis, Sigmodon fulviventer y Dipodomys spectabilis*), Centro de EUA-Norte de México (*Spermophilus spilosoma, Dipodomys ordii, Neotoma mexicana y Peromyscus difficilis*) y Este de USA–Sierra Madre Oriental (*Baiomys taylori, Peromyscus leucopus, Onychomys leucogaster y Sciurus niger*). Este aislamiento de especies es similar a lo reportado en las zonas montañosas del sureste de México (Oaxaca) y Jalisco (Íñiguez y Santana, 2005) y oeste de los Estados Unidos (Brown, 2001) en donde se han evidenciado sucesos de dispersión histórica, aislamiento, extinciones y hasta especiación.

Otro tipo de barreras naturales en el estado son las cuencas hidrológicas determinantes en la distribución de las especies de roedores. La Cuenca del Valle del Río Nazas (RH36 Nazas-Aguanaval), por sus características de aridez limita los desplazamientos de las especies de norte a sur (como ocurre en *Ammospermophilus interpres, Spermophilus mexicanus* y *Dipodomys nelsoni*). Po otra parte, la Cuenca del Río Mezquital (RH11 Presidio-San Pedro) es un sistema hídrico que circula de oeste a este, a manera de un corredor biológico continuo de las zonas áridas de la Mesa Central del Norte y los bosques tropicales bajos caducifolios de la vertiente occidental de la Sierra Madre Occidental, que por la presencia de cañones aisla a algunas especies de las zona sur de las montañas de Durango, tal como ocurre con *Liomys pictus* y *Neotamias bulleri*.

Es importante mencionar que existe la zona de transición o ecotono del bosque templado con el Altiplano Mexicano, la cual resguarda una alta diversidad de especies de roedores (hasta 18 especies en una localidad) y endemismos, debido a la alta heterogeneidad ambiental existente en estos sitios. Esto se ha evaluado en los municipios de Súchil y Canatlán (Hernández, 1994, 1996; Muñiz, 1997; Cuautle, 2007; Aragón et al., 2009). En tanto que las zonas de matorrales arbustivos de manzanitas (*Arctostaphylus pungens*) y de madroño (*Arbutus* spp.), con cierto grado de disturbio producto de los aprovechamientos forestales, contienen una alta riqueza de especies de roedores (Aragón et al., 2009).

La similitud observada en la composición de especies considerando la presencia y ausencia de roedores en las diferentes provincias permitió definir dos grupos al 55% de similitud, la Sierra Madre Occidental (SMOcc) y las demás provincias; mientras que a 75 % de similitud se forman dos grupos más, la Sierra Madre Oriental (SMOr) y otro que incluye las dos provincias restantes SYLLN y MC (Fig. 3). Lo anterior indica que la composición cambia gradualmente del este al oeste del estado, en donde las diferentes provincias se separan por la presencia de algunas especies que son exclusivas de las zonas de montaña de la provincia de la SMOcc, de las cuales unas se comparten con las de la SMOr, que a su vez se comparten solo con algunas especies de las demás provincias correspondientes a las zonas áridas y semiáridas (SYLLN) y a la Mesa Central (MC).

Los roedores registrados en el estado de Durango fueron verificados con base en los registros de diversos autores, considerando sólo las especies colectadas, con observación directa o de algún registro antiguo pero que

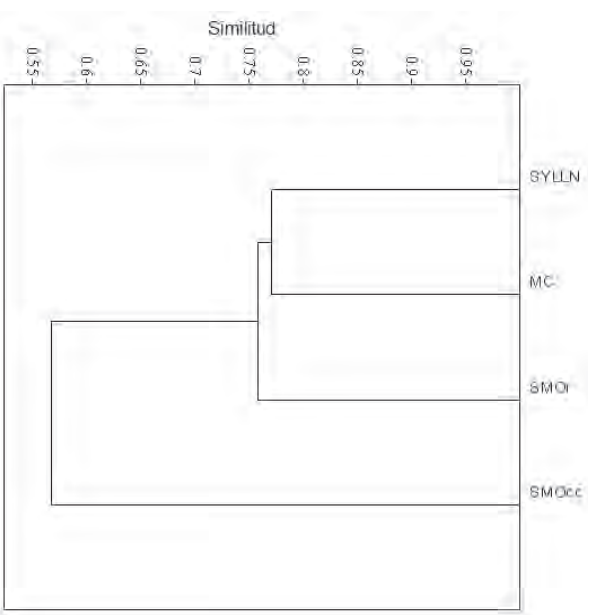


Figura 3. Índice de similitud estimado a partir de la matriz de presencia-ausencia de los roedores en las diferentes provincias fisiográficas de Durango.

potencialmente pueden aún estar en el estado (Apéndice 1 y 2). Las especies registradas pertenecen a las siguientes familias de acuerdo al catálogo taxonómico de Ramírez-Pulido et al. (2008):

Familia Sciuridae. Incluye a 13 especies de ardillas, de distribución Neártica (8), Neotropical (2) y compartida (3) y de afinidades Neotropical (9) y Holártica (14). Las especies terrestres, como las del género monotípico de *Ammoshpermophilus* (1 especie) y del género *Spermophilus* (4 spp.), con ardillas semiexcavadoras que elaboran sus madrigueras bajo tierra y especies que se resguardan en oquedades rocosas. Las especies arbóreas de los géneros *Sciurus* (5 spp.) y *Neotamias* (2 spp.), generalmente son animales solitarios muy activos y ágiles, que se refugian en cavidades rocosas, madrigueras o árboles y son consumidores de semillas de encinos, pinos y oyameles, sus especies se separan por gradientes altitudinales.

Familia Geomyidae. Está representada por las tuzas de la familia *Geomyidae* (3 spp., de los géneros *Cratogeomys* y *Thomomys*), de distribución Neártica (2) y compartida (1) y de afinidades Neotropical (1) y Holártica (2). Estas especies son solitarias, tienen hábitos crepusculares y son principalmente nocturnos. Generalmente se encuentran en suelos suaves y profundos y son abundantes en la zona de las cañadas y cerca de las riberas de arroyos, están especializados a la vida subterránea, siendo excelentes cavadores. Se alimentan principalmente de tubérculos, raíces y algunas partes áreas de las plantas.

Familia Heteromyidae. Está formada por las ratas y los ratones de abazones (17 spp.). La mayoría de las especies son de distribución de distribución Neártica (13), algunos Neotropicales (3) y solo una compartida y de afinidad Neotropical (6) y Holártica (11). Generalmente habitan en las zonas áridas y semiáridas del estado y en selva baja, tanto en los matorrales como en los pastizales. Son herbívoras (granívoras), que elaboran madrigueras a poca profundidad bajo el suelo. Incluyen los géneros *Chaetodipus* (7 spp.), *Perognathus* (3 sp), *Dipodomys* 5 (spp.) y *Liomys* (2 spp.),

Familia Muridae. Es la más diversa de todos los roedores (32 spp.), que incluye a ratas y ratones de distribución Neártica (17), Neotropical (6) y compartida (9) y de afinidades Neotropical (8) y Holártica (24). Son roedores ampliamente distribuidos y están representados por ocho géneros: *Microtus* (1 sp), que habita principalmente en bosque y pastizal, siendo abundante en zonas abiertas y es herbívoro. *Baiomys* (1 sp, es el ratón pigmeo y uno de los más pequeños), *Nelsonia* (1 sp, rata mediana que se distingue por presentar superficie oclusal de los dientes molares prismáticos y alternados, es similar a *Neotoma* pero más amarillenta) que es exclusiva de las partes altas y húmedas de la sierra, *Neotoma* (5 spp., rata mediana de orejas grandes, cola escamosa y con superficie oclusal de las muelas prismática pero opuesta), *Onychomys* (2 sp, ratón de pelo algo áspero pero corto y suave y cola anillada con poco pelo) típico de las zonas áridas y bosques bajos de montaña, *Peromyscus* (12 spp., ratones de orejas grandes sin surcos en los dientes incisivos), *Reithrodontomys* (4 spp., ratones generalmente pequeños que se distinguen por presentar los dientes incisivos superiores surcados y orejas grandes) y *Sigmodon* (6 spp., ratas de cuerpo rechoncho con pelo áspero cerdoso, cola escamosa anillada con poco pelo y orejas cortas) en la que sus especies tienden a separarse por gradientes altitudinales, exceptuando las zonas de ecotono (sierra y zonas áridas, Aragón et al., 2009).

Los múridos habitan en sitios muy diversos, desde áreas boscosas, matorral xerófilo, pastizales y selva. El género *Baiomys* es herbívoro, *Peromyscus* es el mejor representado y su dieta es diversa, desde especies herbívoras hasta omnívoras, *Neotoma* es omnívora, *Reithodontomys*, *Onychomy*s y *Sigmodon* se les encuentra generalmente asociados a pastizales, los dos primeros géneros consumen hojas, tallo, frutos y semillas de plantas y escasos insectos y el tercero mencionado es herbívoro y en ocasiones omnívoro.

Importancia ecológica

La información de las especies de roedores es valiosa para la entidad, ya que la alta riqueza de especies y sus diversos hábitos tróficos los hace importantes dispersores de semillas y polinizadores de diferentes especies de plantas y, por lo tanto, agentes regeneradores de las mismas, esenciales en la estructuración de la vegetación de zonas áridas y eficientes reguladores de poblaciones de diversos insectos.

Además este grupo es ideal para medir el estado de conservación de un hábitat, dado que ecológicamente es considerado como indicador ambiental para evaluar los cambios en el corto y mediano plazo. Esto debido a que algunas especies son sensibles a las modificaciones del ambiente, ya que dependen de ciertas características físicas y climáticas para establecerse (como es el caso de *Dipodomys ordii* y *Nelsonia neotomodon*), mientras que otras en altas densidades llegan a ser indicadoras de perturbación (por ejemplo los géneros *Sigmodon* y *Thomomys*) al convertirse en plagas en cultivos. Esto

cobra particular importancia dado que Durango es una de las entidades con mayor producción forestal durante los últimos años (1 465 847 m^3 en rollo que corresponde al 24 % del total en el país, INEGI, 2010), sin embargo esta información es poco conocida por los productores forestales. Por lo que la información generada ayudará para la toma de decisiones adecuadas para la protección y el aprovechamiento racional de estos recursos bióticos.

Estado de conservación

Algunas especies son de importancia para su conservación por ser endémicas, 9 múridos (*Nelsonia neotomodon*, *Neotoma goldmani*, *Peromyscus difficilis*, *Peromyscus melanophrys*, *P. schmidlyi*, *P. spicelegus*, *Reithrodontomys zacatecae*, *Sigmodon alleni* y *Sigmodon lepida*), 8 especies de ardillas que tienen distribución restringida hacia las partes altas de la sierra en zonas boscosas (*Sciurus aberti, S. alleni, S. colliaei, S. nayaritensis, Spermophilus madrensis, Neotamias bulleri, T. dorsalis* y *T. durangae*) y 4 especies de heterómidos (*Chaetodipus artus, C. pernix, Dipodomys nelsoni* y *Dipodomys phillipsi*). Estos endemismos se encuentran principalmente en la SMOcc, la cual funciona como un corredor biológico, que combina los elementos neárticos y neotropicales, además de que algunas especies han quedado aisladas geográficamente a lo largo de la historia (Challenger, 1998; Ferrusquía-Villafranca, 1998; Ceballos et al., 2010).

De acuerdo a la NOM-059 (Herrera, 2010), cuatro especies requieren de protección especial y son endémicas, las ardillas de bosques (*Sciurus aberti*) y el techalote (*Spermophilus madrensis*), la rata canguro (*Dipodomys phillipsi*) y la rata cambalachera o barranquera (*Nelsonia neotomodon*), pues sus poblaciones son generalmente bajas y tienen una distribución restringida o fragmentada. Otras especies se distribuyen en ciertas zonas, como la ardilla terrestre mexicana (*Spermophilus mexicana parvidens*), que aunque se encuentra en zonas áridas de Durango solo habita en sitios con alta diversidad vegetal.

La principales causas que han afectado a las poblaciones de estos mamíferos son los efectos que producen las actividades humanas no controladas: a) De manera directa: la desforestación, debido a que el arrastre de trocería, los desechos de la extracción y los incendios forestales inducidos y naturales han deteriorado algunas áreas de la sierra, registrándose bajas capturas de roedores (Aragón et al., 2009); la ganadería no controlada y la sobrecarga de animales por áreas en la zona árida del norte del estado han producido un sobrepastoreo, provocando la compactación del suelo detectándose bajo número de individuos de roedores y la agricultura en sitios no aptos para esta actividad ha provocado la pérdida de suelos y con ello el hábitat de algunas especies. b) De manera indirecta: la perturbación del hábitat de las especies que ha sido causada principalmente por impacto de materiales contaminantes (principalmente en zonas riparias y en arroyos, que son importantes refugio para distintas especies), lo cual ha provocado la reducción en el uso de estos sitios y la invasión de roedores no nativos.

En conclusión, el estado de Durango corresponde a una de las entidades con mayor diversidad de especies de roedores en México, ya que se han registrado 65 especies, lo cual es superior a las reportadas para los estados con mayor riqueza faunística como Chiapas, Oaxaca, Jalisco, Michoacán y Veracruz. Aunque el conocimiento que se tiene para este taxón se ha ido incrementando en los últimos años, se requiere del acceso a nuevas áreas, particularmente en la zona de montañosa (la Sierra Madre Occidental, en especial las zonas de las cañadas y la Sierra Madre Oriental), en donde existe una alta heterogeneidad ambiental y, por tanto, gran variedad de microhábitats; además en gran parte de la Mesa Central y las Sierras y Llanuras de Norte en donde la información es escasa.

Existen diversos factores que indudablemente influyen en la distribución de las especies de roedores en el estado (variación fisiográfica, altitudinal y climática) además de que aquí confluyen dos regiones biogeográficas, la Neártica y la Neotropical, lo que ha permitido la presencia de variados tipos de vegetación en donde son importantes los requerimientos ecológicos de las especies (uso del microhábitat y hábitos alimentarios). La presencia de barreras físicas naturales (biogeográficas) y la presencia de corredores biológicos resultado de eventos ocurridos en el pasado (Pleistoceno) han limitado la distribución de algunas especies. Finalmente el alto grado de endemismo para los roedores detectado en la actualidad es ocasionado principalmente por la intricada topografía y los tipos de vegetación que limitan la dispersión de las especies.

Agradecimientos

Este trabajo se realizó gracias al apoyo brindado para acceder al registro de las especies de roedores en las colecciones científicas en donde se tienen ejemplares para Durango: Colección Nacional de Mastozoología del Instituto de Biología de la Universidad Nacional

Autónoma de México (CNMA, Dr. Fernando A. Cervantes Reza), Colección Científica de Fauna Silvestre del Instituto Politécnico Nacional (CNCB, Dr. Juan Carlos López Vidal), Colección Mastozoología de la Universidad Autónoma Metropolitana Iztapalapa (UAM-I, Dr. José Ramírez-Pulido y Dra. Alondra Castro-Campillo), Colección Regional de Mamíferos del CIIDIR, Unidad Durango-Instituto Politécnico Nacional (CRD, Dra. Celia López-González). Así como al Dr. Ricardo López Wilchis quién proporcionó los registros de las colecciones extranjeras.

Literatura Citada

* Los números en paréntesis hacen referencia a los citados en el Apéndice 2

Álvarez, T. y F. de Lachica. 1974. Zoogeografía de los vertebrados de México. *In* El Escenario Geográfico. Recursos Naturales. Volumen II, A. Flores, L. González, T. Álvarez y F. de Lachica (eds.). Secretaría de Educación Pública e Instituto Nacional de Antropología e Historia, México, D.F. p. 214-302. (1)

Álvarez, T. y O.J. Polaco. 1984. Estudio de los mamíferos capturados en la Michilía, Sureste de Durango, México. Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas 28:99-184. (2)

Álvarez, T., S. T. Álvarez-Castañeda y M. González-Escamilla. 1997. Localidades típicas de mamíferos terrestres de México. Centro de Investigaciones Biológicas del Noreste, S.C. y Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, México, D.F. 175 p. (3)

Allen, J. A. 1903. List of mammals collected by Mr. J. H. Batty in New Mexico and Durango, with descriptions of new species and subspecies. Bulletin of the American Museum of Natural History 19:587–612. (4)

Allen, J. A. 1904. Further notes on mammals from northwestern Durango. Bulletin of the American Museum of Natural History 20:205–210. (5)

Aragón, E.E. 1989. Estudio demográfico de las ardillas desertícolas *Spermophilus spilosoma* y *S. mexicanus* (RODENTIA: SCIURIDAE) en la Reserva de la Biosfera de Mapimí, Durango. Tesis Profesional. Facultad de Ciencias, UNAM, México, D.F. 101 p. (6)

Aragón, E.E. 1990. Algunos aspectos reproductivos de dos especies de ardillas del género *Spermophilus* (Rodentia: Sciuridae) en una zona de simpatría del Desierto Chihuahuense. Acta Zoológica Mexicana (n.s.) 25:361-375. (7)

Aragón, E.E. 1999. Estructura y dinámica de poblaciones, selección del microhabitat y utilización del espacio de dos especies de ardillas simpátricas del Desierto Chihuahuense. Tesis de Maestría en Ciencias Biológicas. Facultad de Ciencias, UNAM, México, D. F. 86 p. (8)

Aragón, E.E. 2000. Aplicación del método de muestreo por distancias para la estimación de la densidad de roedores en el Bolsón de Mapimí. XVII Simposio sobre Fauna Silvestre. Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia de la UNAM, México, D.F. (9)

Aragón, E.E. 2001. Variación poblacional interanual de dos especies de ardillas terrestres del desierto Chihuahuense. II Reunión Estatal de Ciencia y Tecnología. 06-06-18. Noviembre del 2001. (10)

Aragón, E.E. 2005. Utilización del espacio por una comunidad de roedores en una zona de manchas de vegetación de la playa baja. *In* Las Playas del Desierto Chihuahuense. Influencia de las sales en ambiente árido y semiárido, O. Grüngerber, J. L. Janeau y V.M. Reyes (eds.). IRD-INECOL, Xalapa, Veracruz. p. 209-216. (11)

Aragón, E.E. 2011. Composición y estructura de la comunidad de pequeños mamíferos de la Sierra Madre Occidental de Durango, México. Tesis de Doctorado en Ciencias Biológicas. Instituto de Biología, UNAM, México, D.F. 79 p. (12)

Aragón, E.E. y A. Garza. 1999. Actualización del inventario de los mamíferos silvestres de la Reserva de la Biosfera de Mapimí, Durango, México. Acta Científica Potosina 14:7-25. (13)

Aragón, E.E., N. Millan y C. Baudoin. 1993. Ciclos de actividad y organización espacial de las ardillas *Spermophilus spilosoma* y *S. mexicanus* (Rodentia: Sciuridae) en el Desierto Chihuahuense, Durango, México. *In* Avances de la Mastozoología en México, R. Medellín y G. Ceballos (eds.). Asociación Mexicana de Mastozoología, A.C., México, D.F. p. 273-288. (14)

Aragón, E.E., B. Castillo y A. Garza. 2002. Roedores en la dieta de dos aves rapaces nocturnas *(Bubo virginianus* y *Tyto alba*) en el noreste de Durango, México. Acta Zoológica Mexicana (n.s.) 86:29-50. (15)

Aragón, E.E, A. Garza y F. Cervantes. 2009. Estructura y organización de las comunidades de roedores de un bosque de la Sierra Madre Occidental, Durango, México. Revista Chilena de Historia Natural 82: 523-542. (16)

Arita, H.T. 1998. Escalas y la diversidad de mamíferos de México. Universidad Nacional Autónoma de México. Instituto de Ecología. Informe presentado a CONABIO. Bases de datos SNIB-CONABIO, proyecto No. P075. México, D.F. (17)

Armstrong, D. 1996. Contributions in Mammalogy: A Memorial Volume Honoring Dr. J. Knox Jones, Jr. Northern Limits of Mammals of Northern Interior Mexico. Museum of Texas Tech University, Broadway, Lubbock. p. 261-283. (18)

Arvizu, A. 2008. Distribución y abundancia de los roedores del Predio "El Durangueño", Canatlán, Durango. Informe Final de Servicio Social presentado como proyecto de investigación. Universidad Autónoma Metropolitana, Xochimilco, México, D.F. (19)

Arroyo-Cabrales, y R. Baker. 2007. *Cratogeomys goldmani* Merriam, 1895. *In* Los mamíferos silvestres de México, G. Ceballos y G. Oliva (coords.). Fondo de Cultura Económica-CONABIO. México, D.F. p. 588. (20)

Baker, R.H. 1966. Further Notes on the Mammals of Durango, Mexico. Journal of Mammalogy 47:344-345. (21)

Baker, R.H. 1960. Mammals of the Gaudiana Lava Field Durango, Mexico. Publications of Museum, Michigan State University Biological Series 1:303-328. (22)

Baker, R. 1974. Mammals of the Chihuahuan Desert Region-Future Prospects. *In* Transactions of the Symposium on the Biological Resources of the Chihuahuan Desert Region, United States and Mexico, R. H. Wauer y D. H. Riskind (eds.). National Park Service Transactions and Proceedings Series 3. p. 221-225. (23)

Baker, R.H. y J.K. Greer. 1962. Mammals of the Mexican State of Durango. Publications of the Museum Michigan State University. Biological Series 2:25-154. (24)

Baudoin, C. y E.E. Aragón. 1991. Caractéristique des déplacements et des domaines vitaux de deux espèces sympatriques de Spermophiles du Bolson de Mapimi (MEXIQUE): étude par la méthode de capture-recapture et par radiopistage. *In* Le Rongeur et l' Espace, M. Le Berre y L. Le Guelte (eds.). Editions Raymond Chabaud. Paris. p. 125-136. (25)

Baudoin, C., V. J. Sosa y V. Serrano. 2004. Records of *Spermophilus mexicanus* (Rodentia Sciuridae [sic]) in the Bolsón de Mapimí (Durango, México) and comparison with Texan and Coahuilan forms of the parvidens subspecies. Acta Zoológica Mexicana (n. s.) 20: 233–235. (26)

Baudoin, C., G. Arnaud, N. Millán, E.E. Aragón y A. Demouron. 1991. Etude expérimentale de l' adaptabilité de deux espèces de Spermophiles aux variations des conditions d' environmment pendant la pèriode hivernale. Consèquences possibles sur leur rèpartition dans de dèsert de Chihuahua (Dgo., Mexico). *In* Le Rongeur et l' Espace, M. Le Berre y L. Le Guelte (eds.). Editions Raymond Chabaud. Paris. p. 45-60. (27)

Bradley, R., D. S. Carroll, M. Haynie, R.Muñiz-Martínez, M.J. Halmiton y C.W. Kilpatrick. 2004. A new species of Peromyscus from western Mexico. Journal of Mammalogy 85: 1184–1193. (28)

Briones-Salas, M. y V. Sánchez-Cordero. 2004. Mamíferos. *In* Biodiversidad de Oaxaca, A. J. García-Mendoza, M. J. Ordóñez y M. Briones-Salas (eds.). Instituto de Biología-UNAM, Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza, World Wildlife Found, México, D.F. p. 423-447. (29)

Brown, J.H. 2001. Mammals on mountainsides: Elevation patterns of diversity. Global Ecology and Biogeography 10: 101-109. (30)

Carleton, M. D. 1980. Phylogenetic Relationships in Neotomine-Peromyscine Rodents (Muroidea) and a Reappraisal of the Dichotomy within New World Cricetinae. Miscellaneous Publications Museum of Zoology University of Michigan 157:VII+1-146. (31)

Castillo, B. 1998. Disponibilidad de roedores como recurso alimentario para dos especies de aves rapaces nocturna (*Bubo virginianus*) y (Tyto alba) en la Reserva de la Biosfera de Mapimí, Durango. Tesis de Licenciatura. Escuela Superior de Biología, Universidad Juárez del Estado de Durango, Durango, Durango. 45 p. (32)

Ceballos, G. y G. Oliva. 2005. Los mamíferos silvestres de México. 2005. Fondo de Cultura Económica-CONABIO. México, D.F. 986 p. (33)

Ceballos, G. y P. Rodríguez. 1993. Diversidad y Conservación de los Mamíferos de México: II. Patrones de Endemicidad. *In* Avances en el estudio de los mamíferos de México, R. Medellín y G. Ceballos (eds.). Publicaciones Especiales No. 1, Asociación Mexicana de Mastozoología, A.C., México, D.F. p. 87-198. (34)

Ceballos, G., J. Arroyo-Cabrales y R.A. Medellín. 2002. The mammals of Mexico: composition,

distribution, and conservation status. Occasional Papers, Museum of Texas Tech University 218:1–27. (35)

Ceballos, G., J. Arroyo-Cabrales y E. Ponce. 2010. Effect of Pleistocene environmental changes on the distribution and community structure of the mammalian fauna of Mexico. Quaternary Research 73:464-473. (36)

Ceballos, G., S. Blanco, C. González y E. Martínez. 2006. Distribución potencial. Extraído del proyecto DS006: Modelado de la distribución de las especies de mamíferos de México para un análisis GAP. Con un tamaño de píxel: 0.01 grados decimales. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). Financiado por la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). México, D.F. (37)

Challenger, A. 1998. Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México: Pasado, presente y futuro. Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad, Instituto de Biología UNAM y Agrupación Sierra Madre. México. (38)

CONANP. 2006. Programa de Conservación y Manejo Reserva de la Biosfera de Mapimí, Durango, México. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, México D.F. 179 p. (39)

Crossin, R.S., O.H. Soule, R.G. Webb y R.H. Baker. 1973. Biotic Relationships in The Cañon del Río Mezquital, Durango, México. The Southwestern Naturalist 18:187-200. (40)

Cuautle, L.M. 2007. Diversidad de roedores en la Reserva de la Biosfera La Michilía en relación con la heterogeneidad ambiental a nivel macrohábitat y microhábitat. Tesis de Maestría. Instituto de Ecología, A.C., Xalapa, Veracruz. 85 p. (41)

Drake, J.J. 1958. The Brush Mouse Peromyscus boylii in Southern Durango. Publications of the Museum, Michigan State University, Biological Series 1:97-132. (42)

Engstrom, M. D., O. Sánchez-Herrera y G. Urbano-Vidales. 1992. Distribution, Geographic Variation, and Systematic Relationships within *Nelsonia* (Rodentia:Sigmodontinae). Proceedings of the Biological Society of Washington 105:867-881. (43)

Espinoza-Bretado, R. 2003. Análisis de la Situación Actual de la Cuenca "Laguna de Santiaguillo" en el Estado de Durango y Propuestas para su Conservación. Tesis Profesional. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Juárez del Estado de Durango, Durango, Durango. 167 p. (44)

Fa, J.E. y L.M. Morales. 1998. Patrones de diversidad de mamíferos de México. *In* Diversidad biológica de México: orígenes y distribución, T.P. Ramamoothy, R. Bye, A. Lot y J. Fa (eds.). Universidad Nacional Autónoma de México, Publicación Especial, México, D.F. p. 199-226. (45)

Ferrusquía-Villafranca, I. 1998. La Geología de México: Una sinopsis. *In* Diversidad biológica de México: orígenes y distribución, T.P. Ramamoothy, R. Bye, A. Lot y J. Fa (eds.). Universidad Nacional Autónoma de México, Publicación Especial, México, D.F. p. 1-107. (46)

Flores-Villela, O. y P. Geréz. 1994. Biodiversidad y Conservación en México: vertebrados, vegetación y uso del suelo. Ediciones Técnico científicas S.A. de C.V. 2ª edición. Consejo Nacional para la Biodiversidad / Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F. 439 p. (47)

Fuller, B., M. R. Lee y L. R. Maxson. 1984. Albumin evolution in *Peromyscus* and *Sigmodon*. Journal of Mammalogy 65:466-473. (48)

Galindo, C. y C.J. Krebs. 1997. Habitat structure and demographic variability of a habitat specialist: The rock mouse (Peromyscus difficilis). Revista Mexicana de Mastozoología 2: 72-89. (49)

García, D. y C. López. 2005. Diminutive Woodrat (*Nelsonia neotomodon*) in Chihuahua, México. The Southwestern Naturalist 50: 503-506. (50)

García, A., J. Nocedal, S. Anduaga, E. Aragón, K. Grajales, R. Román, G. Gutiérrez y R. González. 2001a. Estudio de Flora y Fauna. Comunidad Chavarría Nuevo, Municipio de Pueble Nuevo, Durango. UCODEFO No. 6 de El Salto, Durango-INECOL. 49 p. (51)

García, A., J. Nocedal, S. Anduaga, E. Aragón, K. Grajales, R. Román, G. Gutiérrez y R. González. 2001b. Estudio de Flora y Fauna. Comunidad Duraznitos y Picachos, Municipio de San Dimas, Durango. UCODEFO No. 6 de El Salto, Durango-INECOL. 52 p. (52)

García, A., J. Nocedal, S. Anduaga, E. Aragón, K. Grajales, R. Román, G. Gutiérrez y R. González. 2001c. Estudio de Flora y Fauna. Comunidad La Esperanza, Municipio de Durango. UCODEFO No. 6 de El Salto, Durango-INECOL. 51 p. (53)

García, A., J. Nocedal, S. Anduaga, E. Aragón, K. Grajales, R. Román, G. Gutiérrez y R. González. 2001d. Estudio de Flora y Fauna. Ejido Laguna del Progreso, Municipio de San Dimas, Durango. UCODEFO No. 6 de El Salto, Durango-INECOL. 50 p. (54)

García, A., J. Nocedal, S. Anduaga, E. Aragón, K. Grajales, R. Román, G. Gutiérrez y R. González. 2001e. Estudio de Flora y Fauna. Ejido La Campana, Municipio Pueblo Nuevo, Durango. UCODEFO No. 6 de El Salto, Durango-INECOL. 49 p. (55)

García, A., J. Nocedal, S. Anduaga, E. Aragón, K. Grajales, R. Román, G. Gutiérrez y R. González. 2001f. Estudio de Flora y Fauna. Ejido La Cueva y Anexos, Municipio de Pueblo Nuevo, Durango. UCODEFO No. 6 de El Salto, Durango-INECOL. 48 p. (56)

García, A., J. Nocedal, S. Anduaga, E. Aragón, K. Grajales, R. Román, G. Gutiérrez y R. González. 2001g. Estudio de Flora y Fauna. Ejido San José de Animas, Municipio de Durango. UCODEFO No. 6 de El Salto, Durango-INECOL. 54 p. (57)

García, A., J. Nocedal, S. Anduaga, E. Aragón, K. Grajales, R. Román, G. Gutiérrez y R. González. 2001h. Estudio de Flora y Fauna. Ejido San Pablo, Municipio de San Dimas, Durango. UCODEFO No. 6 de El Salto, Durango-INECOL. 57 p. (58)

Garza, A., E.E. Aragón, J.A. Rodríguez y S. Gutiérrez. 2010. Inventario Florístico y Faunístico de la región de La Pitarrilla, Inde, Durango. Centro de Ecología Regional, A.C. – Silver Standard México S.A. de C.V. (59)

Garza, H.A., E.E. Aragón, M.D. De León, C.P. Sánchez, R. González-Trapaga, F.A. Sánchez, C. Domínguez, A. Arvizu, S.R. Gutiérrez, M.A. Osio y A. Chavez. 2005. Biodiversidad del Predio "El Durangueño", Canatlán, Durango. Expediente III-10.CABSA-0341. Informe Técnico. PRODEFOR - Comisión Nacional Forestal- Gobierno del Estado de Durango. Durango, Durango. (60)

Genoways, H. H. and J. K. Jones. 1971. Systematics of Southern Banner-Tailed Kangaroo Rats of the *Dipodomys phillipsii* Group. Journal of Mammalogy 52:265-287. (61)

González-Saravia, L.F. 2001. Afinidades biogeográficas y distribución de los roedores del Estado de Durango, México. Tesis profesional. Escuela de Biología, Universidad de las Américas en Puebla (UDLA). Puebla, Puebla. 67 p. (62)

González-Romero, A., L. Hernández, J. W. Laundré, E. Aragón y J. López-Portillo. 2005. Monitoreo de dos comunidades de roedores en la Reserva de la Biosfera Mapimí, Durango, México. *In* Contribuciones mastozoológicas en homenaje a Bernardo Villa, V. Sánchez Cordero y R. A. Medellín (eds.). Instituto de Biología, UNAM; Instituto de Ecología, UNAM; CONABIO. México, D. F. p. 15-26. (63)

Grenot, C. y V. Serrano. 1981. Ecological organization of small mammals communities of Bolson de Mapimi, México. *In* Ecology of the Chihuahuan Desert R. Barbault y G. Halffter (eds.). Instituto de Ecología, México, D.F. p. 89-100. (64)

Hall, E.R. 1981. The Mammals of North America. 2a. Ed. John Wiley & Sons, New York. 690 p. (65)

Hernández, A. 1994. Estudio de la comunidad de pequeños mamíferos de la Reserva de la Biosfera La Michilía, Dgo. Informe MAB-UNESCO. (66)

Hernández, A. 1996. Los pequeños mamíferos como indicadores de diversidad ambiental en la Reserva de la Biosfera La Michilía, México. Technical Report, Man and Biosphere Program, United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization Committee. México, D.F. 19 p. (67)

Hernández, L., A. González, J.W. Laundré, D. Lightfoot, E.E. Aragón y J. López-Portillo. 2005. Changes in rodent community structure in the Chihuahuan Desert México: Comparisons between two habitats. Journal of Arid Environments 60:239-257. (68)

Herrera, S. 2010. Norma Oficial Mexicana. NOM-059-ECOL-2010. Protección Ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación, tomo DCLXXXVII N° 23. México, D.F., jueves 30 de diciembre de 2010. (69)

Hoffmann, R.S. y J.W. Koeppl. 1985. Zoogeography. *In* Biology of New World *Microtus*, R.H. Tamarin (ed.). American Society of Mammalogists, Special Publication No. 8. p. 84-11. (70)

Hooper, E. T. 1954. A Sinopsis of the Cricetine Rodent Genus Nelsonia. Occasional Papers of the Museum of Zoology, University Michigan 558:1-12. (71)

Hooper, E. T. 1955. Notes on Mammals of Western Mexico. Occasional Papers of the Museum of Zoology, University Michigan 565:1-26. (72)

Hooper, E. T. 1959. The Glans Penis in Five Genera of Cricetid Rodents. Occasional Papers of the Museum of Zoology, University Michigan 613:1-11. (73)

INECOL. 2003a. Plan de Ordenamiento Ecológico del Municipio de Guanaceví, Durango. Instituto de Ecología, A.C., Centro Regional Durango. 240 p. (74)

INECOL. 2003b. Plan de Ordenamiento Ecológico del Municipio de Guadalupe Victoria, Durango. Instituto de Ecología, A.C., Centro Regional Durango. 277 p. (75)

INECOL. 2004. Ordenamiento Ecológico de la Cuenca Laguna de Santiaguillo. 2004. E. Rodríguez-Téllez (ed.). Instituto de Ecología, A.C., Centro Regional Durango. 302 p. (76)

INECOL. 2006. Estudio de Biodiversidad de la Quebrada de Santa Bárbara, Ejido El Brillante, Pueblo Nuevo, Durango. Instituto de Ecología, A.C., Centro Regional Durango. 75 p. (77)

INECOL. 2006. Estudio de Biodiversidad de Málaga, Municipio de Durango, Durango. Instituto de Ecología, A.C., Centro Regional Durango. 110 p. (78)

INECOL. 2007a. Diversidad biológica del salto del agua llovida: el turismo ecológico como alternativa de uso sustentable de los recursos naturales. CONACYT – Gobierno del Estado de Durango. Instituto de Ecología, A.C., Centro Regional Durango. (79)

INECOL. 2007b. Diversificación de las Actividades Productivas Mediante el Aprovechamiento Ecoturístico de los Recursos Naturales del Parque Ecológico El Tecuán, Durango, Dgo. Instituto de Ecología, A.C., Centro Regional Durango. 132 p. (80)

INEGI. 2010. Marco Geoestadístico Municipal, II Conteo de Población y Vivienda (MGM-II Conteo 2008) Versión 1.0. www.inegi.org.mx provincias fisiográficas en Durango. (81)

Íñiguez, L. y E. Santana. 2005. Análisis mastofaunístico del Estado de Jalisco. In Contribución mastozoológicas en homenaje a Bernardo Villa, V. Sánchez y R. Medellín (eds), Instituto de Biología, UNAM-Instituto de Ecología, UNAM-Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), México, D.F. p. 253-268. (82)

Janeau, J., E. E. Aragón-Piña, V. Reyes-Gómez y A. García-Arévalo. 2004. El montículo: ejemplo de una interacción entre los estados de superficie, la fauna y *Prosopis glandulosa*. *In* Las Playas del Desierto Chihuahuense (parte mexicana). Influencia de las sales en ambiente árido y semiárido, O. Grunberger, V. Reyes-Gómez y J. L. Janeau (eds.). IRD-INECOL, Xalapa, Veracruz. p. 178-189. (83)

Jolley, T.W., R.L. Honeycutt y R.D. Bradley. 2000. Phylogenetic Relationships of Pocket Gophers (Genus Geomys.- Based on the Mitochondrial 12S rRNA Gene. Journal of Mammalogy 81:1025-1034. (84)

Jones, J. K. Jr. 1964. Additional records of mammals from Durango, Mexico. Transactions of the Kansas Academy of Science 66:750–753. (85)

Jones, J. K. y H. H. Genoways. 1975. *Dipodomys phillipsii*. Mammalian Species 51:1-3. (86)

Jones, J.K. Jr. y H.H. Genoways. 1969. Holotypes of Recent Mammals in the Museum of Natural History. Miscellaneous publication, University of Kansas, Museum of Natural History 51:1-428. (87)

López-Vidal, J. C. y T. Álvarez. 1993. Biología de la rata montera Neotoma mexicana, en la Michilía, Durango, México. *In* Avances en el estudio de los Mamíferos de México, R. A. Medellín y G. Ceballos (eds.). Publicaciones Espaciales. Vol. I. Asociación Mexicana de Mastozoología, AC. México, DF. p. 185-195.(88)

López-Wilchis, R. y J. López-Jardines. 1999. Los mamíferos de México depositados en colecciones de Estados Unidos y Canadá. Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa, México, D.F. Vol. 2.469 p. (89)

Lorenzo, C., E. Espinoza, M. Briones y F. A. Cervantes. 2006. Colecciones mastozoológicas de México. Instituto de Biología, UNAM y Asociación Mexicana de Mastozoología, A.C. México, D.F. 572 p. (90)

Medellín, R.A. 1992. Community ecology and conservation of mammals in Mayan tropical rainforest and abandoned agricultural fields. University of Florida, Gainesville. 332 p. (91)

Mittermeier, R.A. y G. Mittermeier. 1992. La importancia de la Diversidad Biológica de México. *In* México ante los retos de la Biodiversidad, J. Sarhukán y R. Dirzo (comps.). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, D.F. p. 63-73. (92)

Muñiz, R. 1988. Estudio ecológico de roedores colectados en el sureste del Estado de Durango. Tesis de Licenciatura. Escuela de Ciencias Biológicas. Instituto Politécnico Nacional, México, D.F. 76 p. (93)

Muñiz, R. 1997. Relación roedor-vegetación en el sureste del estado de Durango, México. *In* Homenaje al Profesor Ticul Álvarez, J.A. Cabrales y O.J. Polaco (eds.). Colección Científica, Instituto Nacional de Antropología e Historia, México, D.F. p. 223-237. (94)

Muñiz, R. 2002. Vertebrados terrestres de San

Juan de Camarones, Durango. Informe final del Proyecto R008. Instituto Politécnico Nacional-Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Unidad Durango. Durango, Durango. 67 p. (95)

Muñiz. R. y J. Arroyo. 1996. El registro más norteño de la rata enana *Nelsonia neotomodon* (Rodentia:Muridea). Vertebrata Mexicana 2:12-16. (96)

Oaks, E.C., P.J. Young, G.L. Kirkland, Jr. y D.F. Schmidt. 1987. *Spermophilus variegatus*. Mammalian Species 272:1-8. (97)

Packard, R. L. 1974. Mammals of the Southern Chihuahuan Desert: An Inventory. *In* Transactions of the Symposium on the Biological Resources of the Chihuahuan Desert Region. United States and Mexico, R. H. Wauer and D. H. Riskind (eds.). National Park Service Transactions and Proceedings Series No. 3. p. 141-153. (98)

Peppers, J., M. Hamilton, R. Muñíz, J. Arroyo y R. Bradley. 1997. Noteworthy Karyotypes of Rodents from Durango, Mexico. Occasional Papers. Museum of Texas Tech University 168:1-6. (99)

Petersen, M.K. 1976. Noteworthy Range Extensions of Some Mammals in Durango, Mexico. Southwestern Naturalist 21:139-142. (100)

Petersen, M.K. 1978. Rodent Ecology and Natural History Observations on the Mammals of Atotoniclo de Campa, Durango, México. Carter Press, Inc. and Iowa State University, San Diego, California. 129 p. (101)

Petersen, M.K. y M.K. Petersen. 1979. A temporal comparison of owl pellet contents with small mammal population level in Durango, Mexico. Occasional Papers Zoological of Michael K. Petersen 4:1-27. (102)

Peterson,T., M. Taylor, R. Demeritte, D. Duncombe, S. Burton, F. Thompson, A. Porter, M. Mejia Mercedes, E. Villegas, R. Semexant Fils, A. Klein Tank, A. Martis, R. Warner, A. Joyette, W. Mills, L. Alexander y B. Gleason. 2002. Recent changes in climate extremes in the Caribbean region. Journal of geophysical research 107: 1-9. (103)

Ramírez-Pulido, J. y A. Castro-Campillo. 1990. Bibliografía reciente de los mamíferos de México 1983/1988. Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa, México, D.F. 120 p. (104)

Ramírez-Pulido, J., J. Arroyo y N. González. 2008. Mamíferos, *In* Catálogo taxonómico de especies de México, en Capital natural de México, vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad, S. Ocegueda y J. Llorente-Bousquets (coords.). CONABIO. México, CD1. (105)

Ramírez-Pulido, J., R. López, C. Mudespacher e I. Lira. 1982. Catálogo de los mamíferos terrestres de México. Trillas-UAM, México, D.F. 126 p. (106)

Ramírez-Pulido, J., R.López-Wilchis, C. Mudespacher, e I Lira. 1983. Lista y bibliografía reciente de los mamíferos de México. UAM-Iztapalapa y Contraste. México, D.F. 363 p. (107)

Ramírez-Pulido, J., M.C. Britton, A. Perdomo y A. Castro. 1986. Guía de los mamíferos de México. Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa, México, D.F. 720 p. (108)

Ramírez-Pulido, J., A. Castro-Campillo, J. Arroyo-Cabrales y F.A. Cervantes. 1996. Lista taxonómica de los mamíferos terrestres de México. Occasional Papers of The Museum,Texas Tech University, 158:1-62. (109)

Retana, O. y C. Lorenzo. 2002. Lista de los mamíferos terrestres de Chiapas: endemismos y estado de conservación. Acta Zoológica Mexicana 85:25-49. (110)

Rogovin, K., G. I. Shenbrot y A. Surov. 1992. Analysis of spatial organization of Desert Rodent Community in the Bolson de Mapimi, Mexico. *In* Vertebrate Ecology in Arid Zones of Mexico and Asia, V. Sokolov, G. Halffter and A. Ortega (eds.). Instituto de Ecología, A.C., Centro de Investigaciones Biológicas de Baja California Sur, A.C. y MAB-UNESCO, Xalapa, Veracruz. p. 103-125. (111)

Sánchez-Cordero, V. 2001. Elevational gradients of diversity for rodents and bats in Oaxaca, México. Global Ecology and Biogeography 10: 63-76. (112)

Sánchez, C.P. 2005. Estudio Poblacional de Pequeños Mamíferos del Río el Mezquital, Durango, México. Tesis de Licenciatura. Instituto Tecnológico Agropecuario. No.1. SEP-SEIT. Durango, Durango. 85 p. (113)

Sánchez, C., C. García y M. Romero. 2005. Distribución y diversidad de los roedores del Estado de Michoacán y su asociación con las Regiones Fisiográficas. *In* Contribución Mastozoológicas en Homenaje a Bernardo Villa, V. Sánchez-Cordero y R. Medellín (eds.). Instituto de Biología, UNAM; Instituto de Ecología, UNAM; CONABIO, México, D.F. p. 451-460. (114)

Serrano, V. 1987. Las comunidades de roedores desertícolas del Bolsón de Mapimí. Acta Zoológica Mexicana (n.s.) 20:1-22. (115)

Servín, J., V. Sánchez-Cordero y F. A. Cervantes. 1996. First record of the mantled ground squirrel

Spermophilus madrensis (Rodentia: Sciuridae) in Durango, Mexico. Southwestern Naturalist 41:189-190. (116)

Servín, J., E. Chacón, N. Alonso-Pérez y C. Huxley. 1997. Los mamíferos del Estado de Durango, México. Informe Técnico Final del proyecto P064. Instituto de Ecología A.C., CONABIO. México, D.F. 47 p. (117)

Servín, J., E. Chacón, N. Alonso-Pérez y C. Huxley. 2003. New Records of Mammals from Durango, Mexico. The Southwestern Naturalist 48:136-138. (118)

Sistema Estatal de Información sobre Biodiversidad. 2012. Mamíferos de Chihuahua. Disponible en < http://seisb.org/tipos.php?t=Mam%EDferos>. Consultado el 18 de febrero de 2012. (119)

Sosa, V., A. Hernández, E. Aragón y J. Servín. 1998. Inventario de mamíferos en las Reservas de la Biosfera Mapimí, Michilía, El Cielo y Calakmul. Instituto de Ecología AC. Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. P207. México, D.F. (120)

Sullivan, J. 1995. *Sciurus aberti*. Fire Effects Information System. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fire Sciences Laboratory (Producer). Disponible en: http://www.fs.fed.us/database/feis/mammals/ (09 de septiembre de 2008). (121)

Vaughan, T., J. Ryan, N. Czaplewski. 2011. Mammalogy. 5 th edition. Jones and Bartlett Publishers. Sudbury, Massachusetts. 749 p. (122)

Villa, R.B y F. Cervantes. 2003. Los mamíferos de México. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Grupo Editorial Iberoamérica. México, D. F. 140 p. (123)

Webb, R.G. y R. Baker. 1962. Terrestrial Vertebrates of the Pueblo Nuevo area of Southwestern, Mexico. The American Midland Naturalist 68:325-333. (124)

Wilson, D.E. y D.M. Reeder. 2005. Especies de Mamíferos del Mundo: Una referencia taxonómica y geográfica. Tercera edición. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland. (125)

Apéndice 1. Lista de especies de roedores en el estado de Durango. Para provincias fisiográficas: **Smocc** = Sierra Madre Occidental (Q = Quebradas, Subprovincia Gran Meseta y Cañones Duranguenses o Región de las Quebradas y S = Selvas, Subprovincia Mesetas y Cañadas del Sur o Bosques tropicales), **Sylln** = Sierras y Llanuras Del Norte o Bolsón de Mapimí, **Smor** = Sierra Madre Oriental, **Mc** = Mesa del Centro o Zona de los Valles, X = presencia de la especie en las provincias. N = Neártica, NT = Neotropical, H = Neártica y Holártica. NOM-059-ECOL-2010: Pr = Especies que requieren protección especial, E = especies endémicas; **WyR 2005**: Lista de especies endémicas (E) de acuerdo a Wilson y Reeder 2005; EX = Extinta, EW = Extinta en vida silvestre, CR = En peligro crítico, EN = En peligro, VU = Vulnerable, NT = Casi amenazada, LC = Preocupación menor, DD = Datos insuficientes (IUCN 2011. Uicn Red List of Threatened Species. Version 2011.2. <www.iucnredlist.org>).

Especie	Provincias fisiográficas				Distribución	Afinidad	Estatus y endemismo		
Orden Rodentia	Smocc	Sylln	Smor	Mc			Semarnat	WyR 2005	UICN
Familia Sciuridae									
Ammospermophilus interpres (Merriam, 1890)		X	X		N	H			LC
Sciurus aberti Woodhouse, 1853	QS				N Y NT	NT	Pr, E	E	LC
Sciurus alleni Nelson, 1898	QS				N	NT		E	LC
Sciurus colliaei Richardson, 1839	QS				NT	NT		E	LC
Sciurus nayaritensis J. A. Allen, 1890	X				N Y NT	H			LC
Sciurus niger Linnaeus, 1758	X				N	H			LC
Spermophilus madrensis (Merriam, 1901)	X				N	H	Pr, E	E	NT
Spermophilus mexicanus (Erxleben, 1777)		X			N	H			LC
Spermophilus spilosoma Bennett, 1833		X	X	X	N	H			LC
Spermophilus variegatus (Erxleben, 1777)	X	X		X	N Y NT	H			LC

Apéndice 1. Continúa.

Especie	Provincias fisiográficas				Distribución	Afinidad	Estatus y endemismo		
Orden Rodentia	Smocc	Sylln	Smor	Mc			Semarnat	WyR 2005	UICN
Familia Sciuridae									
Neotamias bulleri J. A. Allen, 1890	X				N	H		E	VU (B1ab(iii))
Neotamias dorsalis Baird, 1855	X				N	H		E	LC
Neotamias durangae (J. A. Allen, 1903)	X				NT	NT		E	LC
FAMILIA GEOMYIDAE									
Cratogeomys castanops (Baird, 1852)		X	X	X	N	H			LC
Cratogeomys goldmani Merraim, 1895		X	X	X	N	H			LC
Thomomys umbrinus (Richardson, 1829)	XQS	X	X	X	N Y NT	NT			LC
FAMILIA HETEROMYIDAE									LC
Chaetodipus artus (Osgood, 1909)	S				NT	NT		E	LC
Chaetodipus eremicus (Mearns, 1898)		X	X	X	N	H			LC
Chaetodipus goldmani (Osgood, 1900)	S				N	NT		E	NT
Chaetodipus hispidus (Baird, 1858)			X	X	N	H			LC
Chaetodipus intermedius (Merriam, 1889)		X			N	H			LC
Chaetodipus nelsoni (Merriam, 1894)	XS	X	X	X	N	H			LC
Chaetodipus pernix (J. A. Allen, 1898)	XQS				NT	NT		E	LC
Perognathus flavescens Merriam, 1889		X			N	H			LC
Perognathus flavus Baird, 1855	X	X	X	X	N	H			LC
Perognathus merraimi J. A. Allen, 1892		X			N	H			LC
Dipodomys merriami Mearns, 1890		X	X	X	N	H			LC
Dipodomys nelsoni Merriam, 1907		X	X	X	N	H		E	LC
Dipodomys ordii Woodhouse, 1853		X	X	X	N	H			LC
Dipodomys phillipsi Merriam, 1894	X			X	N Y NT	NT	Pr (ornatus)	E	LC
Dipodomys spectabilis Merriam, 1890		X			N	H			NT
Liomys irroratus (Gray, 1868)	XQS	X		X	N	NT			LC
Liomys pictus (Thomas, 1893)	XQS				NT	NT			LC
FAMILIA MURIDAE									
Microtus mexicanus (Saussure, 1861)	XQ				N Y NT	NT			LC
Baiomys taylori (Thomas, 1887)	X	X			N Y NT	H			LC
Nelsonia neotomodon Merriam, 1897	X				NT	H	Pr, E	E	NT
Neotoma albigula Hartley, 1894	X	X	X	X	N	H			LC
Neotoma goldmani Merriam, 1903		X	X	X	N	H		E	LC
Neotoma lepida Thomas, 1893	X				N	H			LC
Neotoma leucodon Merriam, 1894		X	X		N	H			LC
Neotoma mexicana Baird, 1855	XQS	X		X	N Y NT	H			LC
Onychomys arenicola Mearns, 1896	X	X	X	X	N	H			LC
Onychomys torridus (Coues, 1874)		X		X	N	H			LC
Peromyscus boylii (Baird, 1855)	XQS	X		X	N	H			LC

Apéndice 1. Continúa.

Especie	Provincias fisiográficas				Distribución	Afinidad	Estatus y endemismo		
Orden Rodentia	Smocc	Sylln	Smor	Mc			Semarnat	WyR 2005	UICN
Familia Sciuridae									
Peromyscus difficilis (J. A. Allen, 1891)	XQ				N Y NT	H		E	LC
Peromyscus eremicus (Baird, 1858)	X	X	X	X	N Y NT	H			LC
Peromyscus gratus Merriam, 1898	XQ			X	N Y NT	H			LC
Permoyscus leucopus (Rafinesque, 1818)	S	X	X	X	N	H			LC
Peromyscus maniculatus (Wagner, 1845)	X	X	X	X	N	H			LC
Peromyscus melanophrys (Coues, 1874)	XQ		X	X	N Y NT	H		E	LC
Peromyscus melanotis J.A.Allen y Chapman, 1897	X		X	X	N	H			LC
Peromyscus merriami Mearns, 1896	X		X		N	H			LC
Peromyscus pectoralis Osgood, 1904	X S	X	X	X	N	H			LC
Peromyscus schmidlyi Bradley et al., 2004	X				N Y NT	NT		E	LC
Peromyscus spicilegus J. A. Allen, 1897	XQS				NT	NT		E	LC
Reithrodontomys fulvescens J. A. Allen, 1894	X	X	X	X	N Y NT	H			LC
Reithrodontomys megalotis (Baird, 1858)	X S	X	X	X	N	NT			LC
Reithrodontomys montanus (Baird, 1855)	X	X			N	H			LC
Reithrodontomys zacatecae (Merriam, 1901)	XQS				NT	NT		E	LC
Sigmodon alleni Bailey, 1902	S				NT	NT		E	VU (A2c+3c+4c)
Sigmodon arizonae Mearn, 1890	QS				NT	NT			LC
Sigmodon fulviventer J. A. Allen, 1889	XQ	X		X	N	H			LC
Sigmodon hispidus Say y Ord, 1825		X	X	X	N	H			LC
Sigmodon leucotis Bailey, 1902	XQS				NT	NT		E	LC
Sigmodon ochrognathus Bailey, 1902	XS	X	X	X	N	H			LC

Apéndice 2. Referencias consultadas por especie de roedor en el estado de Durango. Pub = Artículo, memoria en extenso y capítulo de libro publicado, No Pub = Documento no publicado, Informe Técnico o Tesis, Comp = Compilación en libro. Nal = Nacional, Ext = Extranjera, a = IPN, b = UNAMI, c = IBUNAM y d = CRDDgo. Los números identifican a cada referencia de la sección literatura consultada.

ESPECIE	REFERENCIAS			COLECCIÓN	
ORDEN RODENTIA FAMILIA SCIURIDAE	Pub	No Pub	Com	Nal	Ext
Ammospermophilus interpres (Merriam, 1890)	24	117	33,89,107,123		89
Sciurus aberti Woodhouse, 1853	3,24,95,125	17,57,58,67,77,79,80,117,121	33,65,89,107,123	a,c,d	89
Sciurus alleni Nelson, 1898		51,52,53,54,55,57,58,117	89		
Sciurus colliaei Richardson, 1839	24,95	117	33,47,89,107,123	c	89
Sciurus nayaritensis J. A. Allen, 1890	2,16,24,42,94,125	17,51,52,53,54,55,57,58,117	33,47,89,104,107,123	c,d	89
Sciurus niger Linnaeus, 1758	16				
Spermophilus madrensis (Merriam, 1901)	18,24,34,106,116	74,117	33,65,123	c,d	
Spermophilus mexicanus (Erxleben, 1777)	7,13,26,89	117,119	33,39,123	c	
Spermophilus spilosoma Bennett, 1833	7,13,24,68,94,101,110,115	117,119	39,89,123	a,c,d	89
Spermophilus variegatus (Erxleben, 1777)	2,13,16,24,42,59,94,125	17,41,51,52,53,54,55,57,58,59,67,74,79,117,119	33,39,89,104,107,123	a,c,d	89
Neotamias bulleri J. A. Allen, 1890	2,24,42,94,95	17,41,67,117	33,47,89,104,107,123	c,d	89
Neotamias dorsalis Baird, 1855	16,24,95	51,52,53,54,55,57,58,117	33,89,107,123	a,c,d	89
Neotamias durangae (J. A. Allen, 1903)	4,95	17,51,52,53,54,55,57,58,74,79,117	33,47,88,106,121	a,c,d	89
FAMILIA GEOMYIDAE					
Cratogeomys castanops (Baird, 1852)	13,15,24	117,119	33,39,89,107,123	c	89
Cratogeomys goldmani Merraim, 1896	20		33,123	a,c	
Thomomys umbrinus (Richardson, 1829)	2,13,15,24,42,59,77,94,95,125	17,51,52,53,54,55,57,59,67,79,117,119	33,39,89,107,123	a,c,d	89
FAMILIA HETEROMYIDAE					
Chaetodipus artus (Osgood, 1909)	24,95	117	33,47,89,107,123	d	89
Chaetodipus goldmani (Osgood, 1900)	95				
Chaetodipus hispidus (Baird, 1858)	102	17,117	33,89,107,123	c	89
Chaetodipus intermedius (Merriam, 1889)			89	c	89
Chaetodipus nelsoni (Merriam, 1894)	13,15,24,59,68,94,95,102,110,115	17,59,117,119	33,39,47,89,107,122	c,d	89
Chaetodipus eremicus (Mearns, 1898)	13,15,24,68,110,115	117,119	89,107,122	c	89
Chaetodipus pernix (J. A. Allen, 1898)	95	117	33,89		89
Perognathus flavescens Merriam, 1889			89		89
Perognathus flavus Baird, 1855	13,15,24,68,95,101,102,110,117	17,117,119	89,107,122	c,d	89
Perognathus merraimi J. A. Allen, 1892			89		89
Dipodomys merriami Mearns, 1890	13,15,24,68,101,102,110,115	117,119	33,39,89,107,123	c,d	89
Dipodomys nelsoni Merriam, 1907	13,15,24,68,101,110,115	117,119	33,39,47,89,107,123	c,d	89
Dipodomys ordii Woodhouse, 1853	13,24,101,102,110	117,119	33,39,89,107,123	a,c,d	89

Dipodomys phillipsi Merriam, 1894	18,22,24,61,83,86,94	17,93,117	23,33,47,65,75,89,105,107,123	c,d	89
Dipodomys spectabilis Merriam, 1890		117	89	c,d	89
Liomys irroratus (Gray, 1888)	24,59,94,101,102	17,59,66,67,117	33,89,107,123	c,d	89
Liomys pictus (Thomas, 1893)	24,94,95,125	117	33,47,89,107,123	c,d	89
FAMILIA MURIDAE					
Microtus mexicanus (Saussure, 1861)	4,24,59,93	17,54,59,79,117	33,89,107,123	c,d	89
Baiomys taylori (Thomas, 1895)	24,93,101,102	17,117	33,89,104,107,123	a,c,d	89
Nelsonia neotomodon Merriam, 1897	2,16,18,24,31,42,50,70,94	17,41,66,67,74,93,117	33,47,65,89,104,105,107,123	c,d	89
Neotoma albigula Hartley, 1894	4,13,15,22,24,68,94,95,101,102 ,110,115	17,117,119	33,39,89,104,107,123	a,c,d	89
Neotoma goldmani Merriam, 1903	24,71	117	33,47,89,104,107,123		89
Neotoma lepida Thomas, 1893	16				
Neotoma leucodon Merriam, 1894		37	33,89		89
Neotoma mexicana Baird, 1855	2,16,24,42,88,94,95,125	17,41,51,52,54,55,57,58,66,67,74,79,117	33,39,89,104,107,123	c,d	89
Onychomys arenicola Mearns, 1896	16,59	17,59	33,89,104,123	c,d	89
Onychomys torridus (Coues, 1954)	13,15,16,24,68,94,101, 102,110,115	117,119	39,89,104,107,123	c,d	89
Peromyscus boylii (Baird, 1855)	2,13,16,24,28,42,43,94,95,125	17,41,51,52,54,55,57,66,67,74,79,117,119	33,39,65,89,104,107,123	a,c,d	89
Peromyscus difficilis (J. A. Allen, 1891)	2,16,24,42,49,94,95	17,41,51,52,54,55,58,66,67,79,117	33,89,107,110	b,c,d	89
Peromyscus eremicus (Baird, 1858)	13,15,24,59,68,95,110,115	59,117,119	33,39,89,107,123	b,c,d	89
Peromyscus gratus Merriam, 1898	2,16,24,42,95	17,41,51,52,54,55,57,58,66,74,79	33,89,123	a,b, c,d	89
Permoyscus leucopus (Rafinesque, 1818)	16,24,94,95	51,52,79,118	33,39,89,107,123	a,c,d	89
Peromyscus maniculatus (Wagner, 1845)	2,13,16,24,59,68,94,101,102,110	41,59,66,67,117,119	33,39,89,107,123	c,d	89
Peromyscus melanophrys (Coues, 1954)	24,40,101,102	17,117	33,89,123	a,c,d	89
Peromyscus melanotis J.A.Allen y Chapman, 1897	24,95,125	17,51,52,53,54,55,58,74,79,117	33,47,89,107,123	c,d	89
Peromyscus merriami Mearns, 1896		37		d	
Peromyscus pectoralis Osgood, 1904	13,24,59,94,95,101,102	17,41,51,52,59,117,119	33,47,89,107,123	a,c,d	89
Peromyscus schmidlyi Bradley et al., 2004	28			d	
Peromyscus spicilegus J. A. Allen, 1897	94,95,102	51,52,66,67,117	33,47,89,107,123	c,d	89
Reithrodontomys fulvescens J. A. Allen, 1894	13,24,60,94,95,101,102	17,74,117,119	33,39,47,89,107,123	c,d	89
Reithrodontomys megalotis (Baird, 1858)	2,13,15,16,24,40,42,59,68,94,95, 101,115,125	17,38,59,66,67,79,117,119	33,47,89,107,123	a,c	89
Reithrodontomys montanus (Baird, 1855)	16,24		33,89,107,123	c	89
Reithrodontomys zacatecae (Merriam, 1901)	95	17	33,107,123	c,d	89
Sigmodon alleni Bailey, 1902		117	89,107		89
Sigmodon arizonae Mearn, 1890	95	17,117	33,89,123	c,d	89
Sigmodon fulviventer J. A. Allen, 1889	24,33,94,95,101,102	17,79,117	33,89,123	c,d	89
Sigmodon hispidus Say y Ord, 1825	13,24,59,68,101,110,115	17,59,79,117,119	33,39,89,107	c	89
Sigmodon leucotis Bailey, 1902	2,16,24,42,94,95	17,41,66,67,117	33,89,107,123	c,d	89
Sigmodon ochrognathus Bailey, 1902	16,24,94,95,102	59,74,117	33,89,107,123	a,d	89

Caracterización de las madrigueras de la tuza Pappogeomys bulleri *en Sierra de Quila, Jalisco, México*

Characterization of the burrows of the pocket gopher Pappogeomys bulleri *in Sierra de Quila, Jalisco, Mexico*

Erika Sugey García Mata, Verónica Carolina Rosas-Espinoza**¤, Ana Luisa Santiago-Pérez***, José Villareal Mendez* y Raymundo Villavicencio García****

Resumen

Se caracterizó la geometría y complejidad de 13 madrigueras de *Pappogeomys bulleri* así como el uso de las plantas encontrada dentro de éstas en un bosque de pino-encino en Jalisco, México. Las madrigueras consistieron en un túnel principal con brazos laterales (primarios, secundarios, terciarios y cuaternarios), cámaras de descanso y alimentación. El complejo de túneles y cámaras fue construido en dos pisos. El tamaño promedio por madriguera fue variable (838.68 m^2 ± 322.39 EE), la madriguera más pequeña fue de 173 m^2 y la más grande de 4625 m^2. El largo promedio del túnel principal fue de 78.14 m (± 9.46 EE). La profundidad promedio de los túneles fue de 15.24 cm (± 2.20 EE) y su diámetro promedio de 7.05 cm (± 0.29 EE). La diferencia entre el tamaño de las madrigueras ubicadas en meseta y ladera no fue significativa. Sin embargo, en ladera fueron más grandes y particularmente una madriguera fue diez veces más grande que el tamaño promedio de las madrigueras de meseta. *P. bulleri* utilizó 26 especies de plantas dentro de las madrigueras, de éstas 13 fueron usadas para la construcción de cámaras de descanso y 15 fueron almacenadas en sus cámaras de alimentación, con evidencias de su consumo. El 47.27 % de las plantas almacenadas y consumidas durante la época de lluvias fueron herbáceas anuales. Este porcentaje disminuyó en la época seca caliente del año (marzo a principios de junio) por el consumo de pastos perennes así como plantas juveniles del género *Pinus*. Los datos sugieren que el tamaño y la complejidad de las madrigueras están relacionados con la disponibilidad de alimento en la superficie y las características del suelo.

Palabras clave: alimentación, plantas, estacionalidad, bosque templado, Geomyidae, Rodentia, área natural protegida.

Abstract

The geometry and complexity of 13 burrows of *Pappogeomys bulleri* and the use of plants in a pine-oak forest of Jalisco, Mexico is described. The burrows consisted of a main tunnel with primary, secondary, tertiary and quaternary tunnels. It included resting and feeding chambers. The complex of tunnels and chambers were built on two floors. The average size covered by a burrow varied widely (838.68 m^2 ± 322.39 SE), the smallest burrow was 173 m^2 and the largest one 4625 m^2. The length of the main tunnel was 78.14 m (± 9.46 SE). The average tunnel depth was 15.24 cm (± 2.20 SE) and the average diameter was 7.05 cm (± 0.29 SE).There was no significant difference between the size of the burrows located in plateau and slope; however the slope burrows were larger and one of them was ten times bigger than the average size of the plateau burrows. *Pappogeomys bulleri* used 26 species of plants inside the burrows, 13 for the construction of resting chambers and 15 were stored in their feeding chambers, with evidence of consumption. 47.27% of the plants stored and consumed during the rainy season were herbaceous annuals. This percentage decreased during the hot dry season of the year (March to early June) by subsidizing their diet with perennial grasses and small trees of the genus *Pinus*. The data suggest a relation between the size of the burrows and complexity with food availability and soil condition.

Key words: feeding, plants, seasonality, temperate forest, Geomyidae, Rodentia, natural protected area.

** Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias (CUCBA), Universidad de Guadalajara. Ing. Ramón Padilla Sánchez N° 2100, Las Agujas. C. P. 45110 Zapopan, Jalisco, México.*

*** Departamento de Ecología, Centro de Estudios en Zoología, Universidad de Guadalajara. Apartado Postal 39-82. C. P. 44101 Guadalajara, Jalisco, México.*

**** Departamento de Producción Forestal, Centro de Estudios en Zoología, Universidad de Guadalajara. Apartado Postal 39-82. C. P. 44101 Guadalajara, Jalisco, México.*

¤ verorosas75@hotmail.com

Introducción

La tuza (*Pappogeomys bulleri*), es un roedor que pertenece a la familia Geomyidae. Es endémica del occidente de México y su distribución comprende desde el sur de Nayarit hasta Colima incluyendo parte del centro-oeste y sur de Jalisco (Hall, 1981; Patton, 2005; Hafner et al., 2009). Ocurre desde el nivel del mar hasta altitudes mayores a los 3,000 m (Ortega, 2005). Habita preferentemente zonas de montaña con suelos de origen volcánico y bosques templados de pino encino. Suele ser más abundante en áreas abiertas de bosque con numerosos pastos. Aunque también puede estar presente en campos de cultivo, si el suelo es lo suficientemente profundo (Soler-Frost *et al.,* 2003).

En general las distintas especies de tuzas tienen una vida casi estrictamente subterránea, realizan sus actividades en sus madrigueras (Reichman y Smith, 1990) las cuales consisten en un sistema de galerías ó túneles, que son generalmente extensos e interconectados. Además presentan cámaras que son compartimentos más amplios donde el animal puede anidar, descansar o almacenar alimento (Roberts et al., 1997; Wilkins y Roberts, 2007). La excavación de las galerías la realizan con las garras de las patas delanteras y los incisivos. Para deshacerse de la tierra suelta, la compactan contra su pecho y posteriormente la llevan a la superficie (Hall, 1981; Soler-Frost *et al.,* 2003; Patton, 2005; Ortega, 2005). Por lo que la madriguera se hace evidente en la superficie terrestre por una serie de montículos de tierra (Ceballos y Miranda, 1986; Roberts et al., 1997; Wilkins y Roberts, 2007). La presencia y abundancia de las tuzas está determinada en general por factores abióticos tales como tipo y profundidad del suelo (López-Forment, 1968; Feldhamer, 1979; Hall, 1981; Chase et al., 1982; Cervantes, 1993), así como por factores bióticos como la estructura de la vegetación y la disponibilidad de alimento (López-Forment, 1968; Romañach et al., 2005; Roberts et al., 1997; Wilkins y Roberts, 2007).

La estructura de las madrigueras ha sido estudiada en distintas especies de tuza en Norteamérica, como por ejemplo *Geomys breviceps* (Wilkins y Roberts, 2007), *Geomys bursarius* (Romañach et. al., 2005; Wilkins y Roberts, 2007), *Geomys personatus (*Wilkins y Roberts, 2007), *Geomys texensis* (Wilkins y Roberts, 2007), *Thomomys bottae* (Reichman et al., 1982; Hickman, 1990; Romañach et. al., 2005; Wilkins y Roberts, 2007) y *Cratogeomys castanops* (Hickman, 1977). En contraste, en México existen pocos estudios, los cuales incluyen solamente a 5 especies. Villa (1986) estudió a *Pappogeomys merriami* en suelos aluviales a los alrededores del lago de Chalco, estado de México. Esta especie construyó túneles centrales de 57.7 m en promedio, con una profundidad promedio de 119.9 cm y los brazos laterales fueron rectos y en espiral. Por otra parte, Roberts et al. (1997) caracterizaron 14 sistemas de túneles correspondientes a *Cratogeomys gymnurus*, *Cratogeomys tylorhinus* y *P. bulleri* en varias localidades. Ellos registraron que esta última especie construyó sus madrigueras a menor profundidad promedio y el diámetro promedio de los túneles fue menor en dos sitios de bosque templado del estado de Jalisco (Bosque La Primavera y Tapalpa) comparado con lo encontrado para *C. gymnurus* y *C. tylorhinus* en distintas localidades (Cervantes et al., 1993; Sosa, 1981). Wilkins y Roberts (2007) encontraron que tanto *Cratogeomys fumosus* como *P. bulleri* construyeron un túnel principal con ramificaciones laterales y cámaras que servían como sitios de crianza, de almacenamiento del alimento y letrinas. Finalmente, Sosa (1981) describe el sistema de túneles de *Cratogeomys tylorhinus* en el Valle de México.

Respecto a la dieta y uso de la vegetación por *P. bulleri* se conoce poco. En general, se sabe que todas las tuzas son herbívoros generalistas (Vleck, 1979; Soler-Frost et al., 2003, Ortega, 2005). Soler-Frost et al. (2003) reportan que esta especie se alimenta de raíces de arbustos xerófilos, pastos y herbáceas. El presente estudio pretende contribuir al conocimiento biológico y ecológico de *P. bulleri*, dada su importancia como especie endémica de distribución restringida, además de que su conocimiento adquiere relevancia en las áreas naturales protegidas, como es el caso de Sierra de Quila. Aun cuando ya se habían descrito seis madrigueras de *P. bulleri* (Roberts et al.,1997; Wilkins y Roberts, 2007) en dos localidades de bosque templado en Jalisco, estudios específicos de distintos hábitat locales son necesarios para conocer las diferencias en sus requerimientos de hábitat dependiendo de su interacción con características físicas y biológicas particulares del sitio que ocupe. Esto podría generar recomendaciones de prácticas de manejo del hábitat que favorezcan su conservación. Por lo tanto, el objetivo del presente trabajo es caracterizar la estructura y complejidad de las madrigueras de *P. bulleri,* así como describir las especies de plantas que utiliza en el bosque de encino-pino en el Área Natural Protegida Sierra de Quila, de Jalisco, México.

Materiales y métodos

Área de estudio

La Sierra de Quila se ubica en la porción centro oeste del estado de Jalisco, a 100 km al suroeste de la Ciudad de Guadalajara entre los 20º 14´ y 20º 22´ N; 103º 56´ y 104º 08´ O. Cuenta con una declaratoria de protección desde 1982 como Área de Protección de Flora y Fauna, cubre una superficie de 14,168 hectáreas y presenta un gradiente altitudinal que va de los 1350 a los 2560 m snm (Villavicencio et al., 2005).

Esta sierra forma parte del extremo más oeste del Eje Volcánico Transversal. Su geomorfología está compuesta en su mayor parte de afloramientos de roca ígnea extrusiva. El basalto cubre el 80% de la superficie y solamente al sur de la sierra podemos encontrar una región de pequeña extensión con suelos aluviales (Guerrero y López, 1997). Existen seis tipos de suelo: Cambisol, Feozem, Litosol, Luvisol, Regosol y Vertisol (INEGI, 1972). Prevalecen dos tipos de clima, el templado semicálido (A)C(w1) con temperatura media anual mayor a 18°C, semicálido subhúmedo con lluvias en verano y el templado subhúmedo C(w2)(w) con larga temporada seca (García, 1988).

Guerrero y López (1997) describen seis tipos de vegetación para la Sierra de Quila: bosque de pino-encino, bosque de encino, bosque tropical caducifolio, bosque mesófilo de montaña, bosque de galería y bosque espinoso. No obstante predomina el bosque de pino-encino y el bosque de encino, ya que ocupan el 63% de la superficie del área natural protegida (Villavicencio, 2004) y se distribuyen entre los 1900 y 2560 m snm. Este tipo de bosques se localizan en terrenos desde planos hasta con una pendiente muy pronunciada, francamente rocoso y con buen drenaje. Se caracterizan por presentar un estrato arbóreo compuesto por especies de los géneros *Pinus* y *Quercus* (Guerrero y López, 1997).

Muestreo de campo

El estudio se llevó a cabo de junio a noviembre de 2009 y de enero a julio de 2010. Se trabajó durante tres o cuatro días consecutivos mensualmente para la caracterización de una madriguera. En cada ocasión, se realizó un recorrido de campo para la búsqueda y selección de una madriguera activa que presentara límites bien definidos y una distancia mínima de por lo menos 30 m de distancia a otra madriguera. La actividad en ésta se determinó por la observación de la tuza en los túneles o su captura, y la presencia de montículos frescos. Una vez localizada la madriguera, se procedió a colocar en todos sus montículos pequeñas banderas numeradas para poder referir las mediciones a un número de montículo y para considerar la estructura de la madriguera en ese momento. Las madrigueras fueron excavadas por tres o cinco personas con pico y pala dependiendo de su tamaño. La excavación del sistema de túneles siempre se inició con orientación norte a sur. La tierra de cada montículo fue retirada hasta encontrar la entrada al túnel, el cual se excavó a todo su largo hasta encontrar la conexión con otro u otros túneles. Las madrigueras fueron completamente caracterizadas en uno o dos días dependiendo de su tamaño. Las tuzas que habitaban madrigueras de tamaño pequeño y mediano (excavadas en un día) no fueron removidos en tanto que los que habitaban madrigueras grandes si lo fueron. Los nuevos túneles o montículos que la tuza excavó en la porción más al sur de la madriguera (pequeña o mediana) durante la excavación no fueron considerados para su caracterización. En el caso que la madriguera no se terminara de caracterizar en un día, se aseguró que la parte descubierta durante el primer día fuera medida. Por la noche la superficie de dicha madriguera se cubrió con plásticos para evitar que otros animales entraran.

Las variables consideradas para la caracterización de cada madriguera fueron: 1) longitud total del túnel principal y brazos, 2) profundidad a la que se encontraba el túnel, considerada desde la superficie del suelo hasta la base de éste; 3) diámetro del túnel, desde su base hasta el techo, 4) orientación geográfica cardinal del túnel por medio de una brújula, 5) área total de la madriguera, 6) presencia o ausencia de letrinas, cámaras de anidación y cámaras de alimentación. Cabe mencionar que las primeras cuatro mediciones se obtuvieron considerando cada uno de los montículos de la madriguera. Los túneles, cámaras y montículos fueron dibujados en papel milimétrico para obtener el área cubierta por la madriguera en relación al área de un polígono dibujado alrededor de ésta. Se calculó el índice de complejidad para cada madriguera, el cual se define como C=s+h, donde s=número de segmentos de túnel y h=número de cámaras presentes (Meadows, 1991).

Se colectó cualquier material vegetal encontrado en el complejo de túneles o en las cámaras de las madrigueras durante la caracterización, lo mismo que todas las especies vegetales presentes sobre las madrigueras para formar una colección de referencia. Todos los ejemplares botánicos colectados fueron prensados y colocados en una cámara de secado durante 15 días, posteriormente fueron identificados al nivel taxonó-

mico más específico que fue posible (género o especie) por el Ingeniero Raymundo Ramírez Delgadillo, curador del Herbario IBUG "Luz María Villarreal de Puga" de la Universidad de Guadalajara.

Análisis estadístico

Para determinar si existían diferencias entre las variables medidas de las madrigueras dependiendo de su localización (meseta o ladera), se empleó una prueba de t de Student, siempre y cuando la variable de respuesta cumpliera los supuestos requeridos para las pruebas paramétricas. Cuando los datos no cumplieron con dichos supuestos se empleó una transformación de raíz cuadrada. Si aún los datos transformados no cumplieron con los supuestos requeridos, se aplicó la prueba U de Mann Whitney. Para probar si los túneles de las madrigueras se construían con alguna orientación en particular se empleó la prueba de Rayleigh (Zar, 1999).

Resultados

Se excavaron y midieron un total de 13 madrigueras activas en bosque de pino-encino, de las cuales 11 fueron completamente excavadas durante un día en tanto que las dos restantes durante dos días consecutivos. Asimismo, seis madrigueras se caracterizaron durante la época de lluvias y siete en la temporada seca. El 46.15% de las madrigueras estuvieron localizadas en meseta, en tanto que el 53.84% en ladera. El área de meseta se caracteriza por ser una zona plana con suelo tipo Cambisol húmico poco rocoso y una profundidad que osciló de 20 a 35 cm. Esta baja profundidad se debe a la existencia de mantos freáticos muy superficiales. La zona de ladera alta presentó suelos tipo Cambisol eútrico de 25 a 35 cm de profundidad y con abundante pedregosidad.

El 69% de las madrigueras se localizó en sitios de bosque de pino encino con los tres estratos presentes: herbáceo, arbustivo y arbóreo. Las especies arbóreas dominantes fueron *Pinus devoniana, Pinus douglasiana, Pinus lumholtzii*, *Quercus resinosa, Quercus obtusata, Quercus rugosa, Quercus crassifolia, Quercus candicans* y *Quercus subspathulata* y como arbustivas *Gamochaeta americana* y *Pseudognaphalium roseum*. En el estrato herbáceo las gramíneas y compuestas fueron las mejor representadas con especies tales como *Paspalum notatum, Paspalum tenellum, Pseudognaphalium roseum, Stevia serrata, Digitaria ternata, Eragrotis plumbea, Schizachyrium cirratum, Setaria parviflora* y *Sporobolus indicus*. Por otra parte, el 30.77% de las madrigueras se localizó en sitios abiertos donde solo existió el estrato herbáceo y las especies dominantes fueron: *Digitaria ternata, Eragrotis plumbea, Schizachyrium cirratum, Setaria parviflora, Sporobolus indicus, Amaranthus hybridus, Crotalaria pumila , Crotalaria mollicula , Crotalaria sagittalis, Dalea leporina, Macroptilium gibbosifolium, Paspalum notatum, Paspalum tenellum* y *Trifolium amabile* .

Las madrigueras estuvieron compuestas por un túnel principal y brazos de primer, segundo y tercer orden. Algunos de los brazos eran desembocaduras de la madriguera al exterior. Estos brazos conectaron a cámaras de descanso y alimentación. Todas las madrigueras fueron construidas en dos niveles. El primer nivel contenía al túnel principal y brazos de primer, segundo y tercer orden en tanto que el segundo nivel estaba conectado con el primer nivel por brazos de primer o segundo orden, los cuales llevaban a las cámaras. El área promedio (± un error estándar) cubierta por madriguera en el área de estudio fue de 838.68 m^2 (± 322.39 EE), lo que muestra una amplia variación en el tamaño. La longitud promedio del túnel principal fue de 78.14 m (± 9.46 EE) y el número promedio de montículos 120.38 (± 22.25 EE). Las madrigueras presentaron un número promedio de 14.46 brazos primarios, 6.76 secundarios, 2.46 de terciarios y 0.69 cuaternario. La profundidad promedio de los túneles fue de 15.24 cm (± 2.20 EE) y su diámetro promedio de 7.05 cm (± 0.29 EE). No se encontró ninguna orientación geográfica particular en la construcción del complejo de túneles de ninguna madrigueras (en todos los casos $p>0.05$).

Las madrigueras de meseta presentaron un tamaño promedio menor (448.43 m^2 ± 106.51 EE) que las de ladera (1173.21 m^2 ± 580.98 EE). En meseta, el largo promedio del túnel principal fue de 61.94 m (± 4.11 EE) y el número promedio de montículos de 84 (± 17.26 EE) en tanto que en ladera los valores fueron 92.03 m (± 15.84 EE) y 151.57 (± 38.56 EE) respectivamente (Cuadro 1). Sin embargo, estas diferencias no fueron significativas.

No hubo diferencias entre el número promedio de brazos primarios, secundarios y terciarios entre las madrigueras de meseta y ladera, aunque evidentemente las madrigueras de ladera cubrieron una mayor área con un mayor número de túneles. Los túneles de las madrigueras caracterizadas en meseta presentaron una mayor profundidad promedio que los de ladera (21.63 cm ± 2.32 EE y 11.50 cm ± 1.35 EE, respectivamente).

En promedio se encontraron 1.85 cámaras de descanso y 1.54 cámara de alimentación en las madrigueras.

Cuadro 1. Medidas tomadas de las madrigueras de la tuza *Pappogeomys bulleri* en Sierra de Quila, Jalisco, México. Se incluye el valor promedio y el error estándar (EE). No. = número.

Madriguera	Área cubierta (m^2)	Largo del túnel principal (m)	No. de montículos	No. promedio de túneles conectados por montículo	Profundidad promedio de los túneles (cm)	Diámetro promedio de los túneles (cm)	No. de cámaras de alimentación	No. de cámaras de descanso	Índice de complejidad
Meseta 1	335.80	53.31	28	2.32	32.75	7.80	1	4	13
Meseta 2	696.87	57.95	60	2.00	22.30	7.03	1	0	14
Meseta 3	189.08	49.52	62	2.12	19.07	8.26	1	1	15
Meseta 4	173.00	64.30	106	2.00	19.86	9.56	1	2	18
Meseta 5	500.81	73.48	147	2.06	16.67	7.32	1	2	28
Meseta 6	795.00	73.07	101	2.20	19.94	6.91	1	0	28
Ladera 1	1012.50	78.32	108	1.97	8.83	6.04	1	1	17
Ladera 2	462.40	74.75	178	2.07	9.98	6.18	1	2	38
Ladera 3	312.50	86.16	186	2.15	16.25	6.87	2	3	64
Ladera 4	4625.00	186.02	340	1.59	2.05	7.00	2	2	63
Ladera 5	637.50	79.50	82	2.08	12.67	5.81	1	1	20
Ladera 6	612.50	73.18	92	2.14	10.59	6.08	2	2	31
Ladera 7	550.00	66.25	75	1.98	7.20	6.81	2	1	6
Promedio	838.68	78.14	120.38	2.05	15.24	7.05	1.38	1.62	27.30
± EE.	± 322.39	± 9.46	± 22.25	± 0.05	± 2.20	± 0.29	± 0.14	± 1.12	± 5.05

Las cámaras de descanso y alimentación se conectaron a un brazo primario o secundario. Éstas tendieron a ser cavidades con forma redondeada u ovalada con variación en tamaño. La cámara más pequeña (descanso) registrada tuvo una forma redondeada con un diámetro de 15 cm, y la más grande (alimentación) ovalada con un diámetro mayor de 25 cm. El 100% del total de las cámaras se conectaron a un túnel, el 65% a dos túneles y el 35% a tres túneles. Las cámaras de descanso se caracterizaron por presentar una acumulación de hojas y tallos formando un nido; en algunas ocasiones se pudo observar la marca del peso del animal sobre dicha acumulación de plantas.

De las 55 especies de plantas encontradas sobre las madrigueras, solamente el 20% fue utilizado en la cámara (*Gibasis linearis, Cyperus agreggatus, Paspalum notatum, Paspalum tenellum, Dalea leporine, Crotalaria pumila, Sporobolus indicus, Schizachyrium cirratum, Digitaria ternata, Eragrotis plumbea* y *Setaria parviflora*). Sin embargo las especies que aportaron más del 80% al nido fueron las gramíneas, las cuales son especies perennes. En los túneles aledaños se observaron hojas de gramíneas frescas en trozos, así como heces fecales dispersas o también acumuladas en masas circulares. Las cámaras de alimentación se caracterizaron por contener porciones de tubérculos, raíces, rizomas, hojas y tallos de *Erygium pectinatum, Echeandia flexuosa, Hydrocotile verticillata, Eryngium carlinae, Oenothera elata, Oenothera rosea, Lopezia racemosa, Semeiandra grandiflora, Ludwigia peploides, Lotus oroboides, Crotalaria mollicula, Trifolium amabile, Hypoxis fibrata, Sisyrinchium cernuum, Chamayses nutans*. Estas especies representan el 47.27% de las 55 especies encontradas sobre las madrigueras. Las especies anuales *Hydrocotile verticillata, Echeandia flexuosa, Crotalaria mollicula, Lotus oroboides, Semeiandra grandiflora* y *Oenothera rosea* aportaron aproximadamente el 85% del tejido vegetal acumulado durante la época de lluvias, en tanto que durante la época de secas las especies perennes *Hypoxis fibrata, Sisyrinchium cernuum, Chamayses nutans, Eryngium carlinae*, *Erygium pectinatum, Trifolium amabile, Lotus oroboides, Ludwigia peploides, Lopezia racemosa, Oenothera rosea* y *Oenothera elata* contribuyeron con el 100%. Los túneles aledaños presentaron hojas, tallos mordisqueados así como excretas dispersas o en masa. Por último, considerando el número de segmentos de túnel más el número de cámaras encontradas se obtuvo un índice de complejidad promedio para las madrigueras de *P. bulleri* de 27.30 (± 5.05 EE).

Discusión

Las tuzas son animales de hábitos subterráneos asociados a los sistemas de túneles (madrigueras) que construyen y habitan (Wilkins y Roberts, 2007). Estos les proveen protección contra los depredadores y condiciones ambientales extremas. Así también les sirven para guardar su alimento y criar a sus juveniles (Wilkins y Roberts, 2007). En Sierra de Quila, las madrigueras consistieron en un túnel central con brazos laterales (primarios, secundarios o terciarios). Esto coincide con lo reportado para distintas especies en Norteamérica como *Geomys breviceps, Geomys bursarius*, *Geomys personatus*, *Geomys texensis*, *Thomomys bottae*, *Cratogeomys castanops* (Hickman, 1990; Reichman et al., 1982; Roberts et al., 1997; Wilkins y Roberts, 2007), así como para *Pappogeomys merriami*, *Cratogeomys gymnurus*, *Cratogeomys tylorhinus*, *Cratogeomys fumosus* y *Pappogeomys bulleri* en México (Villa, 1991; Roberts et al., 1997; Wilkins y Roberts, 2007).

En Sierra de Quila el área promedio cubierta por madriguera de *P. bulleri* fue de 838.69 m^2 (± 322.39 EE), en tanto que el largo promedio del túnel principal de 78.14 m (± 9.46 EE). Este último valor es tres veces mayor que lo registrado para esta especie en dos sitios de la región central de Jalisco (bosque La Primavera y Tapalpa) (Wilkins y Roberts, 2007). Aún si en Sierra de Quila se consideran solamente las madrigueras encontradas en zona de meseta el largo promedio del túnel principal (61.93 m ± 4.11 EE) es dos veces mayor que lo reportado. Comparando con otras especies de tuzas, el largo promedio del túnel de *P. bulleri* es mayor que el promedio registrado para *G. bursarius* (30.3 m ± 7.1 EE), *G. personatus* (33.8 m), *G. texensis* (30.7 m ±10.5 EE), *T. bottae* (14.1m ± 2.3 EE) y *C. fumosus* (17.9 m ±4.2 EE) y similar a *G. breviceps* (66.3 m ± 20.2 EE) (Wilkins y Roberts, 2007). El área cubierta por la madriguera se relaciona con variables físicas como textura, rocosidad y profundidad del suelo (Hardy, 1945; Feldhamer, 1979).

En Sierra de Quila se presentan varios tipos de suelos de origen volcánico (INEGI, 1972) cuya profundidad va de 25 a 100 cm. La cual está determinada en parte por la topografía del área, en ladera el suelo es poco profundo debido a la pendiente pronunciada en tanto que en meseta el suelo es más profundo. Aunado a esto en Sierra de Quila, la capa de suelo disponible para las tuzas en la zona de meseta está influida por la superficialidad del manto acuífero (obs. pers.). Así también variables biológicas como la composición y densidad de la vegetación están relacionadas con el tamaño de la madriguera, por lo que este disminuye con el incremento de la biomasa vegetal (Romañach et al., 2005). En Sierra de Quila las madrigueras de mayor tamaño se encontraron en ladera, donde la disponibilidad de alimento fue menor.

Pappogeomys bulleri construyó sus madrigueras con túneles que radiaron en todas las direcciones, esto es un hecho común en las tuzas, a diferencia de lo registrado en otras especies de mamíferos cavadores como los armadillos, en los cuales su madriguera consiste de un túnel simple no ramificado (Clark, 1951; Reichman y Smith, 1990) que lleva a una cámara (Clark, 1951). El número de brazos laterales se relaciona con la disponibilidad de alimento en la superficie (Hickman, 1990). Un mayor número de brazos implica una mayor superficie cubierta en búsqueda de alimento. Así como la dirección se podría relacionar con la ubicación espacial del recurso. En este estudio se encontró un promedio de 14.46 brazos primarios, 6.76 secundarios, 2.46 de terciarios y 0.69 cuaternario. Lo cual es por lo menos cuatro veces más que el número de brazos reportado para esta misma especie en la región central de Jalisco (Wilkins y Roberts, 2007); en virtud de que no se encontró ninguna orientación geográfica específica de los túneles es probable que exsita una distribución al azar del recurso alimenticio. Sin embargo aún falta por explorar la influencia de otros factores que pueden estar incidiendo en el comportamiento de construcción de los túneles como la búsqueda de pareja, delimitación territorial, obstáculos y estructura del suelo.

Particularmente, en el área de meseta de Sierra de Quila se observó que algunas madrigueras de *P. bulleri* no caracterizadas en este trabajo estaban muy cercanas, lo que sugiere que pudiera existir interacción entre los individuos bajo la tierra como ya se ha reportado para otras especies como *G. bursarius* en Kansas (Downhower y Hall, 1966) y *G. breviceps* y *G. texensis* en Texas (Wilkins y Roberts, 2007).

Hickman (1990) reporta que *T. bottae* construye los brazos laterales cerca de la zona de raíces de las plantas, en tanto que las cámaras de almacenamiento y anidación se ubican a mayor profundidad donde la temperatura y la humedad son más estables; lo cual coincidió con lo encontrado en este estudio. Las madrigueras de meseta presentaron el 77% de los brazos laterales así como el túnel principal a una profundidad promedio de 18 cm en un primer piso. En tanto que el 13% de los túneles, las cámaras de alimentación y descanso se localizaron en el segundo nivel de construcción, a un promedio de 27 cm de profundidad. En cuanto a las madrigueras de ladera, estas presentaron un primer piso de construcción

a los 7 cm con el 80% de brazos laterales y un segundo piso a los 16 cm con el 20% restante de brazos y con las cámaras. En Sierra de Quila, la profundidad a la cual se construye la madriguera está relacionada con la profundidad del suelo pero también con la rocosidad de éste. En este estudio no se encontró ningún juvenil en alguna cámara por lo que no se tienen datos respecto a cámaras de anidación. Se observó un promedio de casi dos cámaras de descanso y una de alimentación por madriguera. En contraste con lo reportado para *P. bulleri* en el bosque La Primavera y Tapalpa en Sierra de Quila no se registraron túneles en forma de espiral en las madrigueras (Wilkins y Roberts, 2007).

El diámetro de los túneles está determinado por el tamaño del animal y *P. bulleri* es una tuza de tamaño mediano que tiene una masa corporal de 152 g. Wilkins y Roberts (2007) reportaron un diámetro promedio de túnel para esta especie de 8.9 cm (± 0.08 EE), lo cual es similar con lo registrado en este estudio (7.05 cm ± 0.29 EE). Otras estructuras que se registraron fueron desembocaduras de los túneles abiertas al aire libre. Las cuales podrían ser una chimenea de ventilación o una salida de escape en caso de que un depredador penetrara en la madriguera (Hickman, 1990)

El índice de complejidad promedio (27.30 ± 5.05 EE) registrado para las madrigueras de *P. bulleri* en Sierra de Quila fue mayor que el encontrado (12.5 ± 3.2 EE) para esta misma especie en otras localidades de bosque templado en Jalisco (Roberts et al., 1997). Esto se debe a que la tuza construyó madrigueras más extensas, con un mayor número de túneles y cámaras. Este hecho refleja que existe variación en la estructura de la madriguera en distinto hábitat.

Las tuzas son herbívoras generalistas, lo cual se debe a que en el acto de cavar tienen un costo energético muy alto (Vleck, 1979). Sin embargo, se ha encontrado que consumen más ciertas plantas que otras, dependiendo de la disponibilidad del recurso en un momento dado, por ejemplo, *Geomys bursarius* consume más plantas suculentas (Miller, 1964), *Pappogeomys castanops* mayormente raíces tuberosas de arbustos de desierto (Rusell y Baker, 1955) y *Geomys attwateri* consume más monocotiledóneas perennes (Williams y Camero, 1986). Ceballos y Miranda (1986) reportan para *P. bullerii* una dieta a base de raíces, tubérculos, pastos y herbáceas. Lo cual concuerda con lo registrado para Sierra de Quila. La dieta de las tuzas varía dependiendo de la época del año, lo cual se relaciona con la disponibilidad de recurso (Gettinger, 1984; Williams y Camero, 1986). Por ejemplo Gettinger (1984) encontró cambios estacionales en la dieta de *T. bottae*, en particular, esta especie se alimentó de herbáceas anuales mayormente durante el verano y de arbustos perennes durante el invierno. En el bosque templado de Sierra de Quila, la dieta de *P. bulleri* varía estacionalmente siguiendo un patrón parecido al descrito anteriormente, mayor consumo de herbáceas anuales en la época de lluvias, así como de pastos perennes en la época seca caliente del año. La época más estresante respecto a la disponibilidad de alimento es la época seca caliente del año. En la cual se ha observado el consumo de juveniles del género *Pinus*.

Los resultados de este trabajo muestran que existe variación en el tamaño y características físicas de las madrigueras de *P. bulleri*. Dicha variación está determinada por las características físicas y biológicas particulares de los sitios donde se distribuye. En Sierra de Quila los sitios que presentan bosques abiertos con un estrato herbáceo bien definido, suelos más profundos y con poca pedregosidad favorecen la presencia de tuzas y la construcción de madrigueras de menor tamaño. Es importante en trabajos futuros considerar de manera cuantitativa la disponibilidad de alimento así como las interacciones intraespecíficas entre machos y hembras como factores que pueden determinar la estructura de las madrigueras.

Agradecimientos

Agradecemos a Raymundo Ramírez Delgadillo (†) del Instituto de Botánica de la Universidad de Guadalajara por el apoyo en la identificación del material botánico. Este trabajo fue apoyado financiera y logísticamente por la Secretaría de Desarrollo Rural del Gobierno de Jalisco a través del Comité Regional de Protección, Promoción y Fomento de los Recursos Naturales de la Sierra de Quila, A.C. y del Departamento de Producción Forestal de la Universidad de Guadalajara. Un especial agradecimiento a Calendario Calderón y Rafael Sevilla por sus consejos y apoyo en los muestreos de campo así como a Patricia Castro Félix, Claudia Ballesteros Barrera y un revisor anónimo por sus valiosos comentarios para mejorar este documento.

Literatura citada

Ceballos, G. y A. Miranda. 1986. Los Mamíferos de Chamela, Jalisco, Manual de Campo. Instituto de Biología. Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F. 436 p.

Cervantes, F. A., V. J. Sosa, J. Martínez, J. Martínez, R. M. González and R. C. Dowler. 1993. *Pappogeomys*

tylorhinus. Mammalian Species 433:1-4.

Chase, J. D., W. E. Howard y J. T. Roseberry. 1982. Pocket Gophers (Geomyidae). *In* Wild mammals of North America: biology, management and economics, J. A. Chapman y G. A. Feldhamer (eds.). The Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland. p. 239-255.

Clark, W. 1951. Ecological life history of the armadillo in the eastern plateau region. American Midland Naturalist 46: 337-358.

Downhower, J. F. y E. R. Hall. 1966. The pocket gopher in Kansas. University of Kansas Museum of Natural History Miscellaneous Publication 44:1-32.

Feldhammer, G. A. 1979. Vegetative and edaphic factors affecting abundance and distribution of small mammals in Southeast Oregon. The Great Basin Naturalist 39:207-218.

García, E. 1988. Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana). Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 246 p.

Gettinger, R. D. 1984. Energy and water metabolism of free-ranging pocket gophers, *Thomomys bottae*. Ecology 65:740-751.

Guerrero, N. J. y López C. 1997. La vegetación y la flora de la Sierra de Quila, Jalisco. Universidad de Guadalajara, México. 134 p.

Hafner, M. S., D. J. Hafner, J. W. Demastes, G. L. Hasty, J. E. Light y T. A. Spradling. 2009. Evolutionary relationships of pocket gophers of the genus *Pappogeomys* (Rodentia: Geomyidae). Journal of Mammalogy 90: 47-56.

Hall, R. E. 1981. The Mammals of North America. Segunda edición. John Whiley and Sons Inc., New York. 690 p.

Hardy, R. 1945. The influence of types of soil upon the local distribution of small mammals in southwestern Utah. Ecological Monographs 15: 71-108.

Hickman, G. C. 1977. Burrow system structure of *Pappogeomys castanops* (Geomyidae) in Lubbock County, Texas. The American Midland Naturalist 97: 50-58.

Hickman, G. C. 1990. Adaptiveness of tunnel system features in subterranean mammal burrows. *In* Evolution of subterranean mammals at the organismal and molecular levels, E. Nevo y O. A. Reig (Eds.). Wiley-Liss, New York. p. 185–210.

INEGI (Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática). 1972. Carta Edafológica Tecolotlán 1:50,000. Jalisco, México.

López-Forment, C. W. 1968. Aspectos biológicos de la tuza *Cratogeomys tylorhinus tylorhinus* (Rodentia: Geomyidae) del Valle de México. Tesis, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D. F. 56 p.

Meadows, P. S. 1991. The environmental impact of burrows and burrowing animals, conclusions and a model. *In* The environmental impact of burrowing animals and animal burrows, Symposia of the Zoological Society of London, No. 63, P. S. Meadows y A. Meadows (eds.). Oxford University Press, Oxford, England. p. 327-338.

Miller, R. S. 1964. Ecology and distribution of pocket gophers (Geomyidae) in Colorado. Ecology 45:256-272.

Ortega, R. J. *Pappogeomys bulleri* (Thomas, 1892). 2005. *In* Los mamíferos silvestres de México, G. Ceballos y G. Oliva (eds.). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Fondo de Cultura Económica, México, D.F. p. 605-606.

Patton, J. L. 2005. Family Geomyidae. *In* Mammal Species of the World, D. E. Wilson y D. M. Reeder (eds.). The John Hopkins University Press, Baltimore. p. 859-871.

Reichman, O. J., T. G. Whithanm, y G. A. Ruffner. 1982. Adaptative geometry of burrow spacing in two pocket gopher populations. Ecology 63: 687-695.

Reichman, O. J. y S. C. Smith. 1990. Burrows and burrowing behavior by mammals. *In* Current Mammalogy , H. H. Genoways (ed.). Plenum Press, New York. p. 197-244.

Roberts, H. R., K. T. Wilkins, J. Flores y A. Thompson-Gorozpe. 1997. Ecology of pocket gophers (Rodentia: Geomyidae) in Jalisco, Mexico. The Southwestern Naturalist 42: 323-327.

Romañach, S. S., E. W. Seabloom, O. J. Reichman, W. E. Rogers y G. N. Cameron. 2005. Effects of species, sex, age, and habitat on geometry of pocket gopher foraging tunnels. Journal of Mammalogy 86: 750-756.

Russell, R. J. y H. Baker. 1955. Geographic variation in the pocket gopher *Cratogeomys castanops* in Coahuila, Mexico. University of Kansas Publications, Museum of Natural History 7:591-608.

Soler-Frost, A., R. A. Medellín y G. N. Cameron. 2003. *Pappogeomys bulleri*. Mammalian Species 717: 1-3.

Sosa, F. V. de J. 1981. Contribución al conocimiento de la historia natural de la tuza *Pappogeomys*

tylorhinus tylorhinus (Rodentia: Geomyidae) en una zona semiárida. Tesis, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D. F. 136 p.

Villa, C. B. 1986. Patrón reproductivo de la tuza *Pappogeomys merriami merriami* (Rodentia Geomydae) de Chalco, Estado de México. Tesis, Escuela de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F. 210 p.

Villavicencio, G. R. 2004. Kartierung von Vegetationsstrukturen und deren Veränderung in Naturschutzgebieten mit Hilfe von Fernerkundung und terrestrische Inventurverfahren – dargestellt am Beispiel des Schutzgebietes für Flora und Fauna "Sierra de Quila" im Bundesstaat Jalisco im Westen Mexikos -. Cuvillier Verlag Göttingen. 161 p.

Villavicencio, G. R., P. Bauche P., A. Gallegos R., A. L. Santiago- Pérez y F. M. Huerta Martínez. 2005. Caracterización estructural y diversidad de comunidades arbóreas de la Sierra de Quila. IBUGANA , Boletín del Instituto de Botánica de la Universidad de Guadalajara 13: 67-76.

Vleck, D. 1979. The energy cost of burrowing by the pocket gopher *Thomomys bottae*. Physiological Zoology 52:122-136.

Wilkins H. y R. Roberts. 2007. Comparative analysis of burrow systems of seven species of pocket gophers (Rodentia: Geomyidae). The Southwestern Naturalist 52:83-88.

Williams, L. R. y G. N. Cameron.1986. Demography of dispersal in Attwater's pocket gopher (*Geomys attwateri*). Journal of Mammalogy 65:67-75.

Zar, J. H.1999. Biostatistical analysis. Cuarta edición. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey. 622 p

Genetic differentiation of the Mexican spiny pocket mouse Liomys irroratus *(Heteromyidae) from México*

Diferenciación genética del ratón de abazones Liomys irroratus *(Heteromyidae) de México*

Ena E. Mata-Zayas[*,**¤] *and Fernando A. Cervantes*[*]

Abstract

We carried out an intraspecific genetic analysis among subspecies of *Liomys irroratus* in order to evaluate whether the extent of its genetic differentiation, through the study of chromosomes and allozymes, was the same of its morphological differentiation previously described, which is used in the current subspecific designation. Tissue samples were assessed using conventional karyotype, G-banding, and allozyme variation techniques. Data obtained showed that conventional karyotypes and G-banding patterns were similar among subspecies; on the contrary, allozymic data were highly variable among them. This suggests that evolutionary genetics as revealed by allozyme differentiation in *L. irroratus* may correspond to its morphological differentiation, whereas chromosome evolution of this heteromyid proved to be highly conservative.

Key words: karyotype, chromosomes, g-bands, allozymes, genetics, evolution.

Resumen

Se realizó un análisis genético intraespecífico entre subespecies de *Liomys irroratus* para evaluar si el patrón de diferenciación genética, a través del estudio de cromosomas y aloenzimas, era tan marcado como el patrón de diferenciación morfológica previamente descrito, el cual es utilizado en la actual designación subespecífica. Las muestras de tejido se evaluaron mediante técnicas de cariotipo convencional, bandas G, y variación de aloenzimas. Los datos obtenidos mostraron que los cariotipos convencionales y los patrones de bandas G fueron similares entre las subespecies; por el contrario, los datos de aloenzimas fueron muy variables entre ellas. Esto sugiere que la genética evolutiva según lo revelado por la diferenciación de aloenzimas en *L. irroratus* puede corresponderse con su diferenciación morfológica, mientras que la evolución cromosómica de este heterómido demostró ser muy conservadora.

Palabras clave: cariotipo, cromosomas, bandas cromosómicas G, aloenzimas, genética, evolución.

Introduction

Spiny pocket mice comprise the genera *Heteromys* and *Liomys*, and belong to the rodent family Heteromyidae (Patton, 2005; Rogers and González, 2010). *Liomys* was placed in synonymy with *Heteromys* (Hafner et al., 2007), although recently Rogers and González (2010) recognized *Liomys* as a valid genus. The species referred to *Liomys* found in México are *L. pictus, L. spectabilis, L. irroratus,* and *L. salvini.* They occur mainly in the Neotropical region and the transition zone between the Neotropical and Nearctic regions, but parts of the ranges of *L. pictus* and *L. irroratus* are included in the Nearctic Region (Genoways, 1973; Schmidly et al., 1993).

Mexican spiny pocket mouse *L. irroratus* occurs in central and northeastern Mexico and the extreme south of Texas (Schmidly et al., 1993). Relationships among subspecies of *L. irroratus* were described by Genoways

** Departamento de Zoología, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Apartado Postal 70-153. C.P. 04510 México, Distrito Federal, México.*
*** Dirección actual: División Académica de Ciencias Biológicas. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. Carretera Villahermosa - Cárdenas Km 0.5 s/n. Entronque Bosques de Saloya. C.P. 86150 Villahermosa, Tabasco, México.*
¤ ena.mata@ujat.mx

in 1973, based on morphological characters and distribution information. Seven separate subspecies have been recognized within *L. irroratus*, which exhibit evolutionary distinctive trends: *L. i. alleni*, *L. i. bulleri, L.i. guerrerensis, L. i. irroratus, L. i. jaliscensis, L. i. texensis* and *L. i. torridus.* Basically, these taxa share many cranial characteristics; however, they are recognized as separate populations because they are geographically isolated from each other (Dowler and Genoways, 1978).

The definition used by Genoways (1973) for subspecies is: "A subspecies is a relatively homogeneous and genetically distinct portion of a species which represents a separately evolving, or recently evolved, lineage with its own evolutionary tendencies, inhabits a definite geographical area, is usually at least partially isolated, and may intergrade gradually, although over a fairly narrow zone, with adjacent subspecies".

The seven subspecies of *L. irroratus* fall into two major groups based on overall size. Four of the subspecies are relatively large. The largest individuals of the species, and probably the phenetically most distinctive, occur in the vicinity of Omiltemi, Guerrero, and belong to the subspecies *L. i. guerrerensis*. Another highly distinctive subspecies, *L. i. bulleri* of west-central Jalisco, is characterized by large size and a small interparietal bone. *L. i. irroratus* of central Oaxaca is large in size; a large percentage of individuals has the posterior margin of the nasals emarginate and a low percentage has nasals truncate. The remaining large subspecies, *L. i. alleni,* occurs on much of the Mexican Plateau and has few distinctive cranial characters with the possible exception of truncation of the posterior end of the nasals. The remaining three subspecies (*texensis, torridus*, and *jaliscensis*) are of small to medium size (Genoways, 1973).

Liomys irroratus is a polytypic and widespread species that shares morphological characteristics with some other heteromyid rodents, such as *L. pictus* and *Heteromys desmarestianus* (Hafner and Hafner, 1983). These last two species also show intraspecific differentiation as revealed by cytotype formation and allozymic variation (Morales and Engstrom, 1989; Rogers and Engstrom, 1992a; Patton and Rogers, 1993b). The aim of this study then was to evaluate whether patterns of genetic differentiation, through the study of chromosomes and allozymes, was as meaningful as the pattern of morphological differentiation previously described, used in the current subspecific designation.

Materials and Methods

Collecting localities

Individuals of five subspecies of *Liomys irroratus* were collected using Sherman traps in the following localities

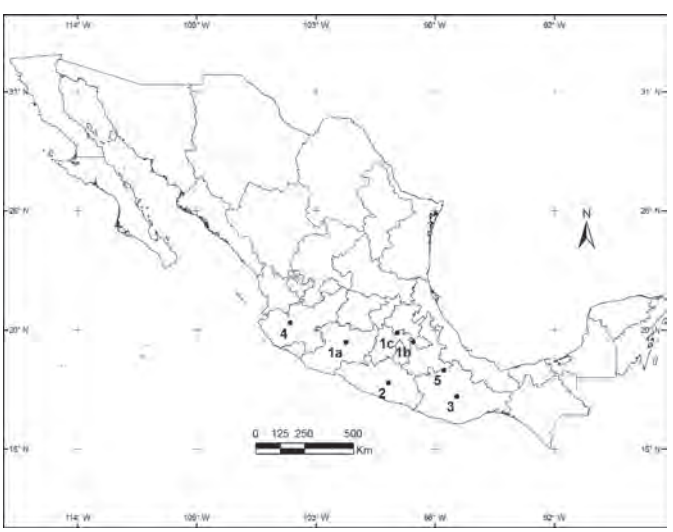


Figure 1. Collection localities of Mexican spiny pocket mice in México: 1a) *Liomys irroratus alleni* from Pátzcuaro, Michoacán, 1b) *L. i. alleni* from Españita, Tlaxcala, 1c) *L. i. alleni* from Tula de Allende, Hidalgo; 2). *L. i. guerrerensis* from Omiltemi, Guerrero; 3) *L. i. irroratus* from Tlacolula, Oaxaca; 4) *L. i. jaliscensis* from Ameca, Jalisco; 5) *L. i. torridus* from Teotitlán del Camino, Oaxaca.

(Fig. 1): 1. *L. i. alleni.* a) México, Michoacán, 10 km (by road) S from Pátzcuaro, Municipio Pátzcuaro, 2,200 m; b) México, Tlaxcala, 1 km SO Rancho Quinta Iranira, San Agustín, Municipio Españita, 2,255 m; c) México, Hidalgo, Cerro de Nochistongo, 12 km Conejos, Municipio Tula de Allende, 2,260 m. Specimens belong to three different localities but were considered as the same sample (OTU) since sample size of each locality was small. 2. *L. i. guerrerensis*: México, Guerrero, Parque Ecológico Estatal Omiltemi (1 km SO Omiltemi), 15 km (by road) W Chilpancingo, 2,366 m; 3. *L. i. irroratus*: México, Oaxaca, 3 km SO Tlacolula, Municipio Tlacolula, 1,628 m; 4. *L. i. jaliscensis*: México, Jalisco, 26 km (by road) SO Ameca, 1,150 m; 5. *L. i. torridus*: México, Oaxaca, 3 km NW Teotitlán del Camino, Municipio Teotitlán del Camino, 890 m. *Liomys pictus* and *L. salvini* were considered outgroups. *L. pictus,* México, Jalisco, Estación de Investigación, Experimentación y Difusión Chamela, 5 km SE Chamela, 183 m. *L. salvini*, 5 km S, 6 km W Esperanza, Provincia Punta Arenas, Costa Rica. Specimens were preserved as museum voucher specimens (skin, skeleton, and frozen-tissue samples) and deposited at Colección Nacional de Mamíferos (CNMA), Instituto de Biologia, Universidad Nacional Autonoma de Mexico, in Mexico City.

Chromosomal variation analysis

Subspecies analyzed were: *L. i. alleni* (two males and two females), *L. i. guerrerensis* (15 males and 18 females), *L. i. irroratus* (five males and nine females) and, *L. i. torridus* (five males y 13 female). Mitotic field slides were prepared from bone marrow (femur and tibia) following conventional colchicine-hypotonic treatment (Baker and Qumsiyeh, 1988), slightly modified following Lorenzo (1991). Computation of the centromeric index and the nomenclature for centromeric position on chromosomes followed Patton (1967) and Naranjo et al. (1983). We recorded fundamental number (NF) as established on number of autosomal arms (excluding the sex pair) as defined by Patton (1969). G-bands were produced using trypsin and giemsa stain following the method of deGrouchy and Turleau (1977), and karyograms of the mitotic chromosomes were prepared from photomicrographs.

Allozymic variation

The total number of organisms examined was 61. Sample size (in parenthesis) of five subspecies of *L.irroratus* is as follows: *L. i. alleni* (9), *L. i. guerrerensis* (15), *L. i. irroratus* (15), *L. i. jaliscensis* (7) and *L. i. torridus* (15). *L. pictus* (2) and *L. salvini* (2) were considered as outgroups. Homogenates of heart, kidney and liver were analyzed for electrophoretically detectable protein variation and prepared by the methods reported by Murphy et al. (1996), and Selander et al. (1971). Procedures for horizontal starch-gel electrophoresis followed those of Harris and Hopkinson (1976) and Selander et al. (1971). Analyzed enzymes were chosen among the most commonly used in mammals, particularly for genus *Liomys* (Rogers and Engstrom, 1992a).

Thirty presumptive loci were examined (Appendix 1). Alleles for each locus were designed in alphabetical order by allozyme motility relative to the most common allele at that locus (Fig. 2). Data were summarized as single genotypes for each individual.

Allozymic data were analyzed using BIOSYS-1 program (Swofford and Selander, 1989), which calculated allelic frequencies per locus, average individual heterozygosity, percent polymorphism, and genetic distances. Expected heterozygosity and genotypic frequencies were tested according to the Hardy-Weinberg equilibrium using a chi-square test. Fixation indices (F_{st}) were calculated to estimate intraspecific genetic differentiation within *L. irroratus*; level of significance of the differences in F_{st} were analyzed by a chi-square test with a $p<0.05$ (Nei et al., 1983; Waples, 1987).

Coefficients of genetic distance of Rogers (1972) and chord distance of Cavalli-Sforza and Edwards (1967) were calculated for all pair wise comparison between subspecies. The genetic distance of Nei (unbiased distance; 1978) was also calculated. These indices were used for comparative purposes with some earlier studies of *Liomys* (Rogers and Engstrom, 1992) and other rodents. Phenetic relationships among subspecies were examined by UPGMA (Unweigthed Pair Group Method Using Arithmethic Averages; Sneath and Sokal, 1973; Swofford and Selander, 1989). The distance Wagner procedure (Farris, 1972; Nei et al., 1983) was used to construct a phenogram from the chord distance of Cavalli-Sforza and Edwards (1967). Trees were rooted using *L. pictus* and *L. salvini*.

Results

Karyotypes

The four subspecies of *L. irroratus* examined share a unique conventional karyotype. They all share a diploid number (2n) of 60 chromosomes and fundamental

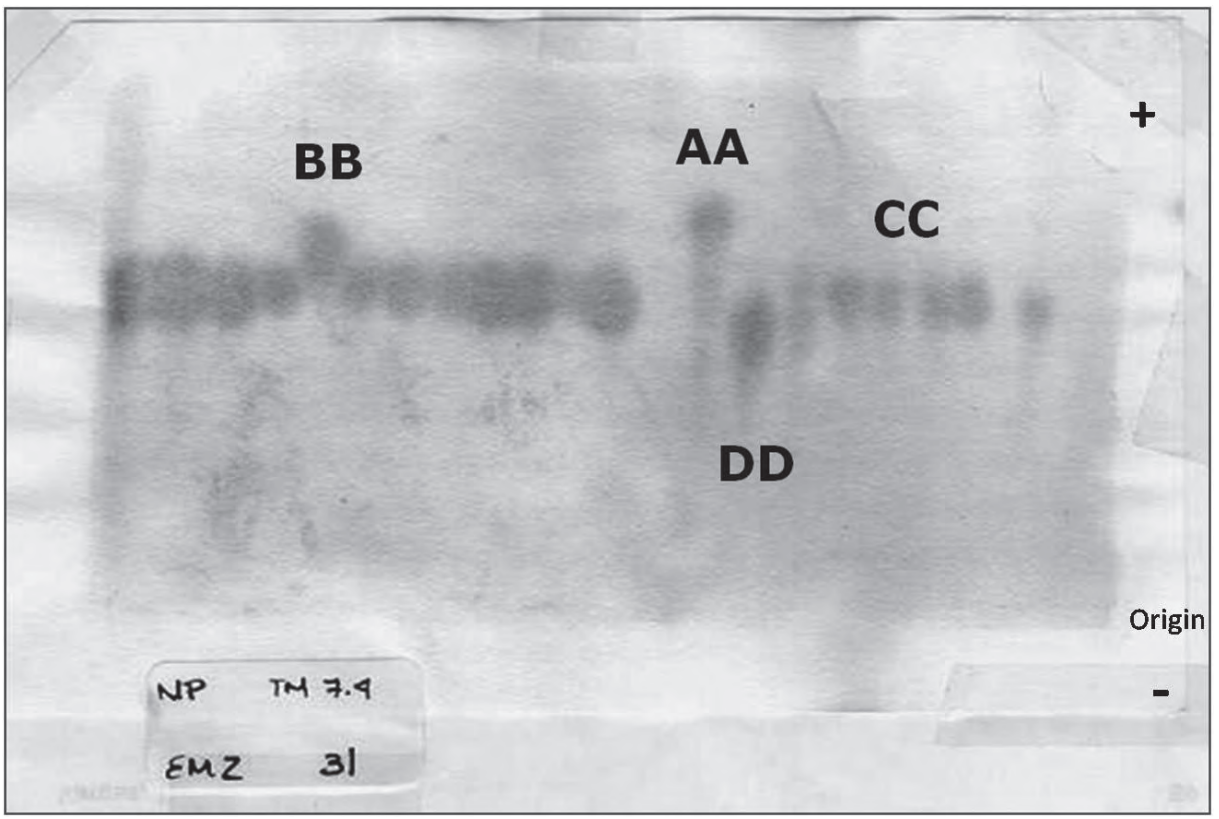


Figure 2. Allelic variation of the enzyme Purine-nucleoside Phosphorylase (NP) in samples of heart and kidney of 18 individuals (one each lane) of five subspecies of the Mexican spiny pocket mouse *Liomys irroratus*, *L. pictus* (from México) and *L. salvini* from Costa Rica). Letters represent genotypes according to allozyme motility. A represents the allele for those individuals that migrated more cathodically (+), while D represents the allele of those individuals who migrated less, relative to the starting point (origin = 0).

number (NF) of 68 (Table 1; Fig. 3). They all present five pairs of bi-armed chromosomes and 24 uni-armed chromosomes. Chromosomal complements consist of two pairs of metacentric autosomes, one pair large and another one medium; three pairs of small subtelocentric autosomes, one medium and two small. The rest comprises 24 pairs of acrocentric autosomes varying from large to small. The X chromosome is a large submetacentric and Y chromosome is a medium submetacentric.

Subspecies were also very similar in distribution of euchromatin along the chromosomal arms. The highest number of G bands observed in chromosome pairs was four, while the lowest number was one band in small chromosomes, the banding pattern is shown in the idiogram (Fig. 4). The banding pattern was similar among all subspecies. No chromosomal rearrangement was identified, since there were no significant differences in the banding pattern.

Allozymes

Allozymic data revealed that thirty loci were examined and only two loci (ME-2 and GTDH) were monomorphic and fixed across *L. irroratus, L. pictus* and *L. salvini* (Appendix 2). Among subspecies of *L. irroratus* only, five more were monomorphic: GOT-2, LDH-2, MDH-2, MPI and LA-2. On the other hand, locus LDH-1 showed six alleles, whereas Alb, IDH-1 and PAP displayed five each.

Exclusive alleles (i.e. only found in one subspecies) were observed in four subspecies of *L. irroratus*; *L. i. torridus* with six exclusive alleles in loci 6PGD, ACP, SOD-1, GLUD, NP and G6PDH; *L. i. guerrerensis* with five in IDH-1, LDH-1 (alleles d and e), PGM-2 and αGPD; *L. i. irroratus* with four in loci SOD-2, PGM-1, LGG-1 and PAP; *L. i. jaliscensis* with one exclusive allele in SOD-1, as well as, one fixed allele in locus LDH-1; *L. i. alleni* did not show exclusive alleles.

Table 1. Diploid number (2n), fundamental number (FN) and chromosome morphological morphology of five subspecies of *Liomys irroratus*, *L. pictus* (from México) and *L. salvini* (from Costa Rica). m=metacentric, sm=submetacentric, st=subtelocentric, t=telocentric, X=X chromosome X, and Y=Y chromosome.

Species and Subspecies	2n	FN	m	sm	st	t	Source
L. i. alleni	60	68	2	X, Y	3	24	Present study
L. i. guerrerensis	60	68	2	X, Y	3	24	Present study
L. i. jaliscensis	60	68	2	X, Y	3	24	Cervantes et al., 1999.
L. i. irroratus	60	68	2	X, Y	3	24	Present study
L. i. torridus	60	68	2	X, Y	3	24	Present study
L. irroratus	60	62	1	1, X	Y	27	Genoways, 1973
L. pictus	48	66	10, X		Y	13	Cervantes et al., 1999.
L. salvini	56	86	8, Y	8, X		11	Mascarello and Rogers, 1988.

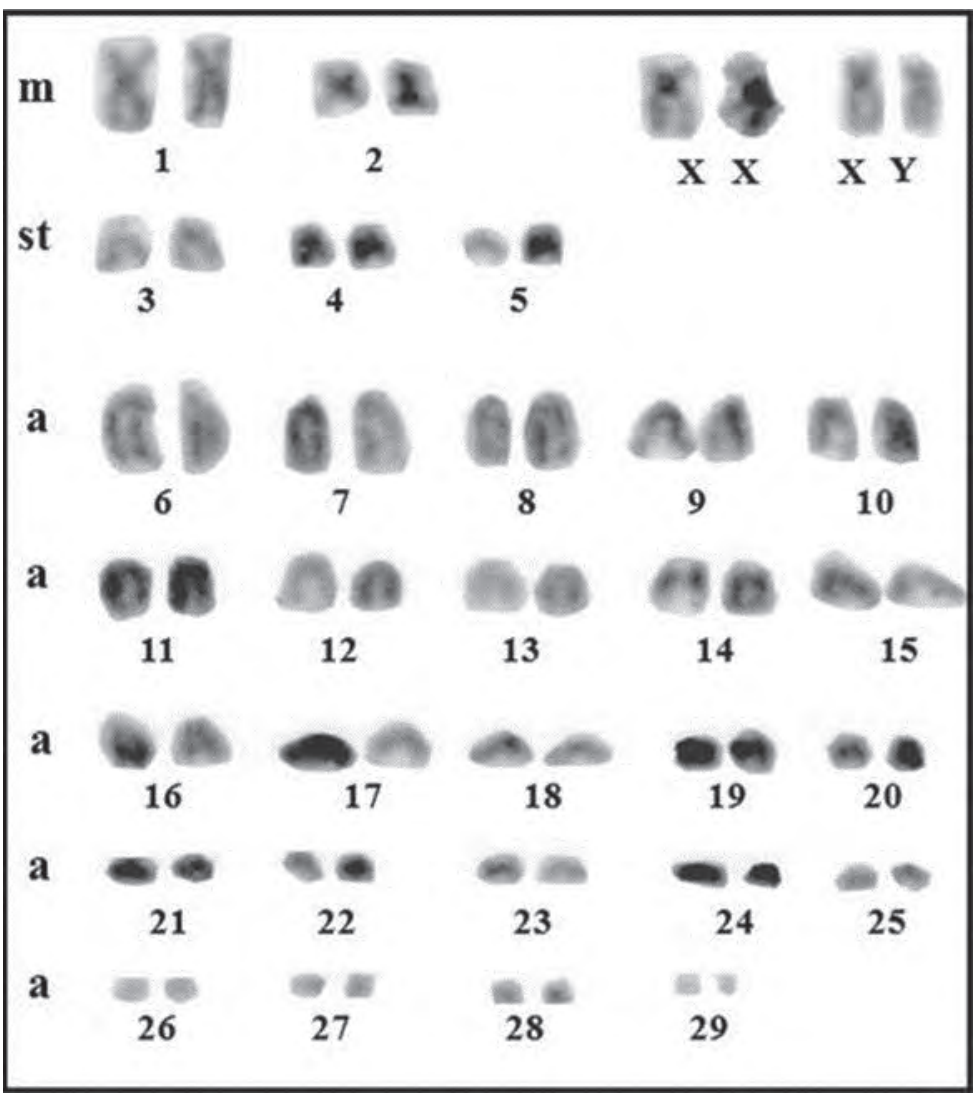


Figure 3. Conventional karyotype of the Mexican spiny pocket mouse *Liomys irroratus alleni* from México (2n = 60, FN = 68). Numbers refer to chromosome pairs. m = metacentric; st = subtelocentric; a = acrocentric; XX and XY, sex chromosomes.

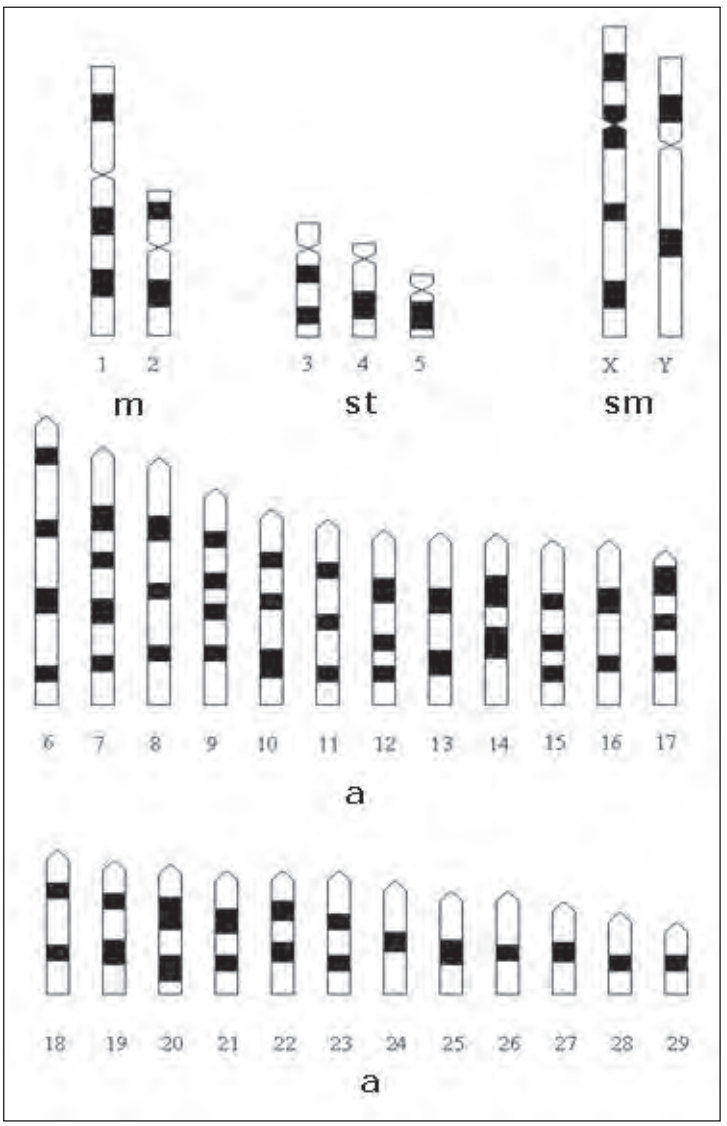


Figure 4. Idiogram of the G-banding pattern of the Mexican spiny pocket mouse *Liomys irroratus alleni* from México (2n = 60, FN = 68). Numbers refer to chromosome pairs. m = metacentric chromosmome; st = subtelocentric chromosome; a = acrocentric chromosome; XX and XY, sex chromosomes.

Genetic variation

Percent of polymorphic loci includes only those loci for (Appendix 2) which dominant allele has a frequency less than 0.95 (Ayala, 1982). Average of percentage of polymorphic loci (P) in all populations of *Liomys irroratus* was 48.02. *L. i. torridus* population showed the higher percent of polymorphic loci (56.7%), the higher number of alleles per locus (4 alternate alleles for 6PGD and Alb), as well as the higher average number of alleles per locus (1.8); on the other hand, *L. i. irroratus* exhibited the lower polymorphism value (40%) among *L. irroratus* subspecies that were analyzed. The average heterozygosity (Ho), calculated by direct-count method, in all populations of *L. irroratus* was 0.016; Ho ranged from complete homozygosity in *L. i. torridus* samples to a maximum value of 0.060 en *L. i. jaliscensis*. The highest value of expected average heterozygosity (He) was obtained by *L. i. torridus* with 0.213 (Appendix 2).

Genetic differentiation and distance

The mean fixation index F_{st}, was high when including all samples of *Liomys irroratus, L. pictus* and *L. salvini*

(F_{st}=62%); considering only *L. irroratus* subspecies F_{st} was 28.1%. Among *L. irroratus* populations F_{st} values for 19 loci (out of 30) were significantly different from the expected ones (P < 0.05; Table 2).

The values of the unbiased distance of Nei (1978; Table 3) showed *L. i. jaliscensis* and *L. i. irroratus* were the most genetically distant subspecies (distance value of 0.173); while the closest ones were *L. i. torridus* y *L. i. alleni* (0.026), followed by *L. i. alleni* y *L. i. irroratus* (0.048). According with the genetic distance of Rogers (1972; Table 2a), the greatest distance was found between *L. i. jaliscensis* and *L. i. irroratus* (0.247); whereas the most similar ones were *L. i. torridus* and *L. i. alleni* (0.122). Using the chord distance of Cavalli-Sforza and Edwards (1967; Table 2b), the most distant subspecies were *L. i. jaliscensis* and *L. i. guerrerensis* (0.370); and the closest ones were *L. i. alleni* y *L. i. torridus* (0.237).

The phenogram based on UPGMA from Nei's (1978) genetic distances produced a tree with three well defined groups (Fig. 5a). The five subspecies of *L. irroratus* clustered together in one group; *L. pictus* represented another group and finally, *L. salvini* formed the third group. At intraspecific level *L. i. torridus* and *L. i. alleni* are the more similar subspecies, along with *L. i. irroratus*. Then appeared *L. i. guerrerensis* and, at last, *L. i. jaliscensis,* which was the most genetically divergent sample. The cophenetic correlation coeficient was 0.993. The tree based on Cavalli-Sforza and Edwards' (1967) chord distance displayed a different topology (Fig. 5b). Two separated groups were observed, on one hand the *L. irroratus* subspecies, and in the other hand, *L. pictus* along with *L. salvini*. *Liomys irroratus* is divided in two groups, on one hand *L. i. guerrerensis* and on the other hand the remaining four

Table 2. Fixation indexes (F_{st} de Wright) for 28 polymorphic loci calculated among five subspecies of *Liomys irroratus* from México. *L. pictus* and *L. salvini* are outgroups. *= non-significant chi-square result (p<0.05).

Locus	All taxa	Without *L. pictus* and *L. salvini*.
6PGD	0.337 *	0.095 *
ACP	0.804 *	0.105 *
ME-1	0.532 *	0.110 *
IDH-1	0.463 *	0.150 *
IDH-2	0.354 *	0.314 *
LDH-1	0.912 *	0.833 *
LDH-2	1.000 *	-
MPI	1.000 *	-
SOD-1	0.814 *	0.089 *
SOD-2	0.263 *	0.125 *
GOT-1	0.765 *	0.204
GOT-2	0.788 *	-
MDH-1	0.867 *	0.054
MDH-2	0.874 *	-
GPI	0.605 *	0.144 *
GLUD	0.918 *	0.068
PGM-1	0.662 *	0.138 *
PGM-2	0.146 *	0.138 *
NP	0.708 *	0.102 *
SDH	0.207 *	0.127 *
αGPD	0.067	0.063
G6PDH	0.526 *	0.184 *
LA-1	0.517 *	0.488 *
LA-2	0.720 *	-
LGG-1	0.572 *	0.438 *
LGG-2	0.362 *	0.253 *
PAP	0.425 *	0.301 *
ALB	0.542 *	0.295 *
MEAN	0.620	0.281

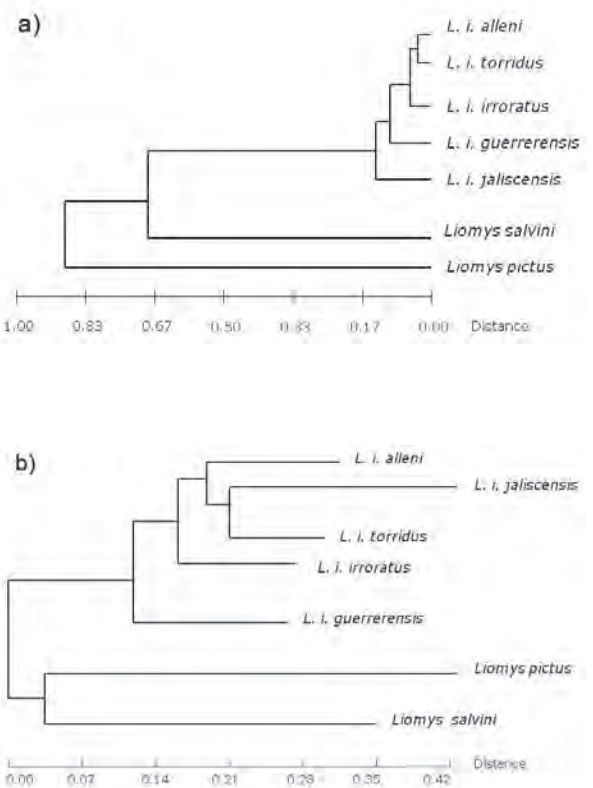


Figure 5. Genetic distances among spiny pocket mice from Mexico (*Liomys irroratus* and *L. pictus*) and Costa Rica (*L. salvini*) on a) an UPGMA from Nei's (1978) unbiased distances (cophenetic correlation coeficient = 0.993), and b) a Wagner procedure from Cavalli-Sforza and Edwards (1967) chord distances (cophenetic correlation coefficient = 0.976). Tree length was 1.26.

Table 3. Coefficients of genetic distance among five subspecies of *Liomys irroratus* from México. *L. pictus* and *L. salvini* are outgroups. a) Nei´s (1978) genetic distance (above diagonal) and Rogers' (1972) genetic distances (below diagonal). b) Cavalli-Sforza and Edwards (1967) chord distances.

a)

OTU		*Liomys irroratus*					*L. pictus*	*L. salvini*
		alleni	*guerrerensis*	*irroratus*	*jaliscensis*	*torridus*		
Liomys irroratus	*alleni*	*	0.093	0.048	0.118	0.026	0.793	0.613
	guerrerensis	0.189	*	0.085	0.156	0.125	0.939	0.653
	irroratus	0.137	0.162	*	0.173	0.065	0.890	0.649
	jaliscensis	0.214	0.237	0.247	*	0.082	0.803	0.752
	torridus	0.122	0.221	0.145	0.162	*	0.834	0.675
Liomys	*pictus*	0.575	0.628	0.603	0.589	0.595	*	0.913
Liomys	*salvini*	0.499	0.511	0.513	0.557	0.525	0.625	*

b)

OTU		*Liomys irroratus*					*L. pictus*	*L. salvini*
		alleni	*guerrerensis*	*irroratus*	*jaliscensis*	*torridus*		
Liomys irroratus	*alleni*	*						
	guerrerensis	0.293	*					
	irroratus	0.243	0.297	*				
	jaliscensis	0.342	0.370	0.367	*			
	torridus	0.237	0.320	0.245	0.297	*		
Liomys	*pictus*	0.660	0.687	0.683	0.655	0.671	*	
Liomys	*salvini*	0.606	0.615	0.623	0.648	0.630	0.692	*

subspecies, grouping *L. i. jaliscensis* and *L. i. torridus* as the closer samples. *L. i. jaliscensis* was the longest branch along the full tree. Length tree was 1.26. The cophenetic correlation coefficient was 0.976.

Discussion

The chromosomal data for *L. irroratus* karyotypes showed no differences among the subspecies considered in this work (Table 1). These data are consistent with results obtained for *L. i. jaliscensis* from Mazamitla, Jalisco (Cervantes et al., 1999), in which there is a 2n = 60 and NF = 68. Both values correspond to a karyotype in which there are five pairs of bi- armed chromosomes and 24 uni-armed pairs, varying from large chromosomes to very small chromosomes. X sex chromosome is large submetacentric while the Y chromosome is medium submetacentric. Summarizing, conventional karyotypes of the five subspecies comprise two pairs of metacentric chromosomes, three pairs of subtelocentric chromosomes and 24 pairs of acrocentric chromosomes. Genoways (1973), identified the *L. irroratus* karyotype with 2n=60 and FN=62. He described two pairs of bi-armed chromosomes (metacentrics), and 27 pairs of uni-armed chromosomes (acrocentrics). Genoways' data are different from the results provided by both Cervantes et al. (1999) and the present study, in which five pairs of bi-armed chromosomes (two metacentrics and three subtelocentrics) were identified.

Chromosomal G-banding studies for both *Liomys pictus* and *Heteromys desmarestianus* have revealed intraspecific chromosomal rearrengments (Non-Robertsonian types; Patton and Rogers, 1993a). However, no differences were detected in the chromosomal G-banding pattern of *L. irroratus*, and therefore, there was no evidence that genetic changes had taken place among subspecies examined in this study at the chromosome level. Subspecies of *L. irroratus*, exhibit a high number of uni-armed chromosomes; this situation is considered as a primitive chromosomal characteristic among *Liomys* species (Genoways, 1973; Mascarello and Rogers, 1988; Cervantes *et. al.,* 1999). There are several examples where a single species has retained the primitive karyotype of the genus; while others from the same genus, have suffered a large number of chromosomal rearrangements (Baker et al., 1987). *Reithrodontomys fulvescens* conserves the primitive karyotype of the genus, without any change within its populations whereas *R. megalotis* and *R. montanus* display from 15 to 20 chromosomal rearrangements (Hood et al., 1984). Similarly while *L. irroratus* has retained the primitive karyotype of

the genus (2n=60 and low FN), *L. adspersus* and *L. salvini*, have experienced from 13 to 14 chromosomal rearrangements (Genoways, 1973; Mascarello and Rogers, 1988).

This chromosomal conservatism is not consistent with morphometric differentiation in *L. irroratus.* This condition has also been observed in other heteromyid species, such as *Chaetodipus* (Patton, 1969) and *Heteromys* (Mascarello and Rogers, 1988; Rogers, 1989), where systematic relationships based on chromosomal features do not always coincides with those based on traditional morphology (Patton and Rogers, 1993a). Therefore, according with the chromosomal analysis, subspecies of *L. irroratus* are a very conservative group.

Mexican spiny pocket mouse *L. irroratus* showed high values of genetic variation as revealed by allozymic data. This species showed a high number of polymorphic loci (23 out of 30), which means that 76.6% of examined loci were variable in the five subspecies (Appendix 2). These values are higher than those estimated for *L. pictus* species group (Rogers and Engstrom, 1992a); however, they are similar to values from some other rodents, such as *Peromyscus mexicanus* (Rogers and Engstrom, 1992b) and *Peromyscus gossypinus* (Boone et al., 1999). Average observed heterozygosity (Ho) among the five subspecies of *L. irroratus* was 0.016, and the higher value of expected heterozygosity (He) was 0.060. These values are similar to those obtained for four subspecies of *L. pictus*, where Ho=0.017 and He= 0.061 (Rogers and Engstrom, 1992a).

A number of measures of similarity and genetic distance have been proposed and used to evaluate the amount of variation shared among groups. These measures can help to summarize the data of allele frequencies in manageable proportions and help us visualize general relations between groups (Avise, 1974; Hedrick, 2000). Using the genetic distance of Nei (1978), subspecies *L. i. jaliscensis* and *L. i. irroratus* were the most distantly related; whereas that *L. i. alleni*, *L. i. torridus* and *L. i. irroratus*, were the closest taxa. The genetic distance of Cavalli-Sforza and Edwards (1967) exhibited *L. i. jaliscensis* as the most divergent subspecies (Table 3).

L. i. jaliscensis showed a fixed allele (LDH-1), which suggest that it was able to differentiate further than the rest of *irroratus*, probably because of a longer time of isolation. Therefore, this allele can be used as genetic marker (Weir, 1996) to distinguish *L. i. jaliscensis*, at least from the rest of the four subspecies considered here. The three coefficients of genetic distance positioned *L. i. jaliscensis*, of small size, as the most distant population among the subspecies. Both Nei´s (1978) and Rogers' genetic distances, placed it as the distant one, particularly from *L. i. irroratus,* while using the chord distance of Cavalli-Sforza and Edwards (1967), *L. i. jaliscensis* is the most distant, especially from *L. i. guerrerensis*. Both *L. i. irroratus* and *L. i. guerrerensis* are large size subspecies.

Within the *Liomys irroratus* group, *L. i. guerrerensis* is considered the most morphologically distinctive (Genoways, 1973)

However, our genetic data showed that at the allozymic level, *L. i. jaliscensis* is the most divergent subspecies, at least, from the other four here considered. *L. i. torridus,* the smallest one, was clustered along with *L. i. irroratus* and *L. i. alleni*, both of them considered within the morphologically large group of *L. irroratus*. The three coefficients of genetic distance agreed to place *L. i. alleni* and *L. i. torridus* as the closest subspecies although morphologically they belong to different body size groups (large and small, respectively).

Therefore, although subspecific allozymic differentiation exists, the groups formed were different from those created with morphological information. In some heteromyid species, the phyletic relationships based on data from genetic distances are discordant from those generated from morphological information (Patton and Rogers, 1993b). Nevertheless, the distances-Wagner tree (Farris, 1972) based on Cavalli-Sforza and Edwards' (1967) chord distance, placed *L. i. jaliscensis* and *L. i. torridus* as the closest subspecies, both of them are small size specimens. *L. i. jaliscensis* presented the longest branch length, which suggests that this subspecies has accumulated major changes than the others. The branch of *L. i. guerrerensis* is the most distant from the group, that means, that using Warner procedure, the genetically most distinctive subspecies matches with the morphological most distinct.

Results indicate a significant genetic divergence among the taxa examined here. Fixation index estimated among *Liomys irroratus*, *L. pictus* and *L. salvini* was F_{st}=62%, which is a high value of genetic differentiation between species (Avise, 1974); however, it is lower than the value of *Liomys pictus* species group (F_{st}=88.4%; Rogers y Engstrom, 1992a). For *L. irroratus* populations only, this value was F_{st}=28%, which means significant genetic differentiation among the subspecies sampled. Total genetic variation, 28%, is due to differences among populations and 72% is due to variation within species (Hamilton et al, 1987). For *L. irroratus*, 19 polymorphic loci were significantly

different from expected values (P<0.05), while the remaining eleven showed no significant difference of heterozygosity at a given locus. That is, 19 loci deviated from the Hardy-Weinberg equilibrium, due to a low frequency of heterozygotes (Futuyma, 1997).

On widespread species it has been documented that geographically closer populations will be also genetically closer (Hedrick, 2000) and vice versa. Subspecies *L. i. alleni, L. i. irroratus* and *L. i. torridus* were the closer populations sampled, both geographically as well as genetically, suggesting possible gene flow. On the other hand, the largest geographic distance among samples was found between *L. i. jaliscensis* (from Jalisco) and *L. i. irroratus* (from Oxaca), that also corresponds with the highest genetic distance. Because of being spatially separated, it is likely that gene flow between them has not occurred; therefore genetic drift has led to large differences, in addition, it is likely that each population had had to respond to different selective pressures.

It has been documented in heteromyid species that high values of allozymic variation correspond to species with distinctive cytotypes, such as *Heteromys desmarestianus* and *Liomys pictus* (Patton and Rogers, 1993b). Both species are polytypical and have a wide distribution, the same condition applied to *L. irroratus*, except that it does not display cytotypes. Opposite to evident morphological variation and high allozymic differentiation, chromosomal variation was not observed within subspecies of *Liomys irroratus.* Karyotypical, allozymic and morphological evolution may occur more or less independently (Schnell and Selander, 1981). Nevertheless, Cothran and Smith, (1983) compared genetic differentiation and chromosomal measures in eleven groups of mammals, and found that correlation does occur between these two estimates, although they mention that there must not necessarily be a causal relationship between them.

Acknowledgments

We thank C. Lorenzo, Y. Hortelano and R. M. González for assistance in laboratory techniques and data analysis. For help in field work we thank J. Vargas, M. Castañeda, M. Mancera, J. Loredo, L. Mirón, C. Ballesteros, R. Rojas, N. Ramirez, J.P. Ramirez, E. Sandoval and I. Baca. We also acknowledge financial support from CONACYT, México, and Universidad Nacional Autónoma de México, for scholarships to the first author. D. Rogers, E. Arellano, M. Hafner and D. Hafner kindly contributed tissue samples of heteromyid rodents.

Literature cited

Avise, J. C. 1974. Systematic value of electrophoretic data. Systematic Zoology 23(4):465-481.

Ayala, F. J. 1982. Population and Evolutionary Genetics. A primer. The Benjamin/Cummings Publishing Company, Berkeley, California. 268 p.

Baker, R. J., M. B. Qumsiyeh and C. S. Hood. 1987. Role of chromosomal banding paterns in understanding mammalian evolution., *In:* Current Mammalogy (H. H. Genoways, ed.) Vol. 1. Plenum Publishing Corporation, New York. p. 67-95.

Baker, R. J. and M. B. Qumsiyeh. 1988. Methods in Chiropteran mitotic chromosomal studies. Pp. 425-435, *In*: Ecological and behavioral methods for study of bats. (T. H. Kunz, ed.). Smithsonian Institution Press, Washington, D. C. 533 p.

Boone, J. L., M. H. Smith and J. Learn. 1999. Allozyme variation in the cotton mouse (*Peromyscus gossypinus*). Journal of Mammalogy 80 (3): 834-843.

Cavalli-Sforza A. W. and F. Edwards. 1967. Phylogenetic analysis: models and estimation procedures. Evolution 21:550-570.

Cervantes, F. A., C. Lorenzo and O. Ward. 1999. Chromosomal relationships among spiny pocket mice *Liomys* (Heteromyidae) from Mexico. Journal of Mammalogy 80(3):823-832.

Cothran, E. G. and M. H. Smith. 1983. Chromosomal and genic divergence in mammals. Symstematic Zoology 32: 360-368.

deGrouchy, J. and C. Turleau. 1977. Clinical atlas of human chromosomes. John Wiley and Sons. New York. 271 p.

Dowler, R.C. and H. H. Genoways. 1978. *Liomys irroratus*. Mammalian Species 82:1-6.

Farris, J. S. 1972. Estimating phylogenetic tree from distance matrices. American Naturalist 106: 645-668.

Futuyma, D. J. 1997. Evolutionary Biology. 3a ed. Sinauer Associates, New York. 378 p.

Genoways, H. H. 1973. Systematics and evolutionary relationships of spiny pocket mice, genus *Liomys*. Special Publications, The Museum Texas Tech University 5:1-368.

Hafner, J. C. and M. S. Hafner. 1983. Evolutionary relationships of heteromyid rodents. The Great Basin Naturalist Memoirsm 7:3-29.

Hafner, J. C., J. E. Light, D. J. Hafner, M. S. Hafner, E. Reddington, D. S. Rogers, and B. R. Riddle. 2007. Basal clades and molecular systematics of heteromyid rodents. Journal of Mammalogy

88:1129-1145

Hamilton, M. J., R. K. Chesser and T. L. Best. 1987. Genetic variation in the Texas kangaroo rat, *Dipodomys eleator* Merriam. Journal of Mammalogy 68 (4): 775-781.

Harris, H. and D. A. Hopkinson. 1976. Handbook of enzyme electrophoresis in human genetics. American Elsevier Publishing Company Inc., New York. 654 p.

Hedrick, P. W. 2000. Genetics of populations. 2a. ed. Jones and Bartlett. 553 p.

Hood, C. S., L. W. Robbins, R. J. Baker and H. S. Shellhammer. 1984. Chromosomal studies and evolutionary relationships of an endangered species, *Reithrodontomys raviventris*. Journal of Mammalogy 65: 655-667.

International Union of Biochemistry, Nomenclature Committee. 1984. Enzyme Nomenclature. Academic Press. New York. 295 p.

Levan, A., K. Fredga and A. Sandberg. 1964. Nomenclature for centromeric position on chromosomes. Hereditas 52:201-220.

Lorenzo, C. 1991. Comparación de las bandas cromosómicas entre los roedores de abazones *Liomys pictus*, *L. irroratus* y *L. spectabilis*. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias, UNAM, México D.F. 50 pp.

Mascarello, J. T. and D. S. Rogers. 1988. Banded chromosomes of *Liomys salvini*, *Heteromys oresterus* y *H. desmarestianus*. Journal of Mammalogy 69:126-130.

Morales, J. C. and M. D. Engstrom. 1989. Morphological variation in the painted spiny pocket mouse, *Liomys pictus* (Family Heteromyidae) from Colima and southern Jalisco, México. Life Science Occasional Papers 38:1-15.

Murphy, R. W., J. W. Sites, Jr., D. G. Buth and C. H. Haufler. 1996. Proteins I: Isozyme Electrophoresis. *In:* Molecular Systematics (Hillis, D. M. y C. Moritz, eds.). Sinauer Associates, Inc. Publishers. Sunderland, Massachusetts. p. 45-126

Naranjo C., A., L. Poggio and . E. Branham. 1983. A practical method of chromosome classiffication on the basis of centromere position. Genetica 62:51-53.

Nei, M. 1978. Estimation of average heterozygosity and genetic distance from a small number of individuals. Genetics 89:583-590.

Nei, M., F. Tajima and Y. Tatano. 1983. Accuracy of estimated phylogenetic trees from molecular data. Journal of Molecular Evolution 19: 153-170.

Patton, J. L. 1967. Chromosomes and evolutionary trends in the pocket mouse subgenus *Perognathus* (Rodentia: Heteromyidae). The Southwestern Naturalist 12:429-438.

Patton, J. L. 1969. Chromosome evolution in the pocket mouse, *Perognathus goldmani* Osgood. Evolution 23: 645-622.

Patton, J. L. 2005. Family Heteromyidae. *In* Mammal Species of the World. A taxonomic and geographic reference (D. R. Wilson, and D. M. Reeder, eds.). Johns Hopkins University Press, Baltimore. p. 844-858.

Patton, J. L. and D. S. Rogers. 1993a. Cytogenetics. *In* Biology of the Heteromyidae (H. H. Genoways and J. Brown, eds.). Special Publication No. 10. The American Society of Mammalogist. Lawrence, Kansas. p. 236-259

Patton, J. L. and D. S. Rogers. 1993b. Biochemical genetics. *In* Biology of the Heteromyidae (H. H. Genoways and J. Brown, eds.). Special Publication No. 10. The American Society of Mammalogists, Lawrence, Kansas. P. 259-269.

Rogers, J. S. 1972. Measures of genic similarity and genetic distance. Studies in Genetics VII. The University of Texas Publications 7213: 145-153.

Rogers, D. S. 1989. Evolutionary implications of chromosomal variation among spiny pocket mice, genus *Heteromys* (Orden Rodentia). The Southwestern Naturalist 34:85-100.

Rogers, D. S. and M. D. Engstrom. 1992a. Genic differentiation in spiny pocket mice of the *Liomys pictus* species-group (family Heteromyidae). Canadian Journal of Zoology 70:1912-1919.

Rogers, D. S. and M. D. Engstrom. 1992b. Evolutionary implications of allozymic variation in tropical *Peromyscus* of the *mexicanus* species group. Journal of Mammalogy 73(1): 55-69.

Rogers, D. S. and M. W. González. 2010. Phylogenetic relationships among spiny pocket mice (*Heteromys*) inferred from mitochondrial and nuclear sequence data. Journal of Mammalogy 91(4):914–930.

Schmidly, D. J., K. T. Wilkins and J. N. Deer. 1993. Biogeography. *In* Biology of the Heteromyidae (H. H. Genoways and J. Brown, eds.). Special Publication No. 10. The American Society of Mammalogists, Lawrence, Kansas. P. 319-354.

Schnell, G. D. and R.K. Selander, 1981. Environmental and morphological correlates of genetic variation in mammals. *In* Mammalian Population Genetics (M. H. Smith and J.J. Jolue,eds). University of Georgia Press, Athens, Georgia. p. 60-99.

Selander, R. K., M. H. Smith, S. Y. Yong, W. E. Johnson and J. B. Gentry. 1971. Biochemical polymorphism and systematics in the genus *Peromyscus* I. Variation in the old-field mouse (*Peromyscus polinutus)*. Studies in Genetics IV. The University of Texas Publication 7103:49-90.

Sneath, P.H and R. R. Sokal. 1973. Numerical Taxonomy. W. H. Freeman. San Francisco, California. 458 p.

Swofford, D. L. and Selander. 1989. BIOSYS-1, a computer program for the analysis of allelic variation in genetics. Department of Genetics and Development, University of Illinois, 65 pp.

Waples, R. S. 1987. A multispecies approach to the analysis of gene flow in marine shore fishes. Evolution 41:385-400.

Weir, B. S. 1996. Intraspecific differentiation. *In* Molecular Systematics (D. M. Hillis, and C. Moritz, eds.). Sinauer Associates, Inc. Publishers. Sunderland, Massachuusetts. p. 385-406.

Appendix 1. Enzymes, enzyme number and genetic locus for samples of *Liomys irroratus* from México and *L. salvini* from Costa Rica. Names and numbers according to the Enzyme Comission (IEC) of International Union of Biochemistry (1984).

Enzyme	IEC	Genetic locus
6-Phosphogluconate dehydrogenase	1.1.1.44	6PGD
Acid phosphatase	3.1.3.2	AcP
Malic enzyme	1.1.1.40	ME-1, ME-2
Isocitrate dehydrogenase	1.1.1.42	IDH-1, IDH-2
Lactate dehydrogenase	1.1.1.27	LDH-1, LDH-2
Mannose 6-phosphate dehydrogenase	5.3.1.8	MPI
Superoxide dismutase	1.15.1.1	SOD-1, SOD-2
Glutamate-oxalacetate transaminase	2.6.1.1	GOT-1, GOT-2
Malate dehydrogenase	1.1.1.37	MDH-1, MDH-2
Glucose-6-phosphate isomerase	5.3.19	GPI
Glutamate dehydrogenase	1.4.1.3	GLUD
Glutamate dehydrogenase-NADP	1.4.1.2	GTDH
Phosphoglucomutase	5.4.2.2	PGM-1, PGM-2
Purine nucleoside phosphorylase	2.4.2.1	NP
Sorbitol dehydrogenase	1.1.1.14	SDH
Glycerol-3-phosphate dehydrogenase	1.1.1.8	αGPD
Glucose-6-phosphate dehydrogenase	1.1.1.49	G6PDH
Leucil L-alanine	3.4.11	LA-1, LA-2
L-glicil-glicine	3.4.12	LGG-1, LGG-2
L-leucil-L-proline	3.4.15	PAP
Albumin		ALB.

Appendix 2. Alleles (a-f), allele frequency (in parenthesis), sample size (n), average number of alleles per locus (A), exclusive alleles (EA), fixed alleles (FA), percent of polymorphic loci (P), observed average individual heterozygosity (Ho; determined by direct count) for populations of *Liomys irroratus* from México. *Liomys pictus* (from México) and *L. salvini* (from Costa Rica) were used as outgroups. Only polymorphic loci are listed, estimate of P includes only those loci for which dominant allele has a frequency less than 0.95. Expected heterozygosity (He) was estimated from the Hardy-Weinberg equilibrium. Populations with a significant ($p<0.05$) deficiency of heterozygotes at the given locus are marked with an *.

Locus	*Liomys irroratus*					*L. pictus*	*L. salvini*
	alleni	*guerrerensis*	*irroratus*	*jaliscensis*	*torridus*		
6PGD	*	*	*	*	*		
N	9	14	15	7	13	2	2
					a (0.077)		
	b (0.222)	b (0.143)	b (0.400)		b (0.154)		
	c (0.333)	c (0.714)	c (0.400)	c (0.714)	c (0.385)		

Appendix 2. Continues.

Locus	*Liomys irroratus*					*L. pictus*	*L. salvini*
	alleni	*guerrerensis*	*irroratus*	*jaliscensis*	*torridus*		
	d (0.444)	d (0.143)	d (0.200)	d (0.286)	d (0.385)	D	d
ACP					*		
N	9	15	15	6	15	2	4
					a (0.067)		
	b	b	b	b (0.833)	b (0.933)		b
				c (0.167)		C	
ME-1		*		*			
n	7	14	12	7	13	2	2
		a (0.071)				A	a (0.500)
	b (0.143)		b (0.042)				
	c (0.857)	c (0.929)	c (0.875)	c (0.714)	c		c (0.500)
			d (0.083)	d (0.286)			
IDH-1		*	*		*		
n	9	15	12	7	13	2	4
					a (0.077)		a (0.250)
			b (0.167)		b (0.154)		
	c	c (0.733)	c (0.833)	c (0.643)	c (0.769)		c (0.750)
		d (0.267)					
				e (0.357)		E	
IDH-2			*	*			
n	9	15	15	6	15	2	3
			a (0.200)	a (0.667)	a (0.067)		
	b (0.111)		b (0.133)	b (0.167)	b (0.333)		
	c (0.889)	c	c (0.667)	c (0.167)	c (0.600)	c (0.500)	c
						d (0.500)	
LDH-1		*					
n	8	14	12	7	12	2	2
				a			
						B	
	c	c (0.179)	c		c		
		d (0.714)					
		e (0.107)					
							f
LDH-2							
n	9	14	13	7	12	2	3
							a
	b	b	b	b	b		
						C	
MPI							
n	9	13	13	7	13	2	4
							a
	b	b	b	b	b		
						C	
SOD-1					*		

Appendix 2. Continues.

Locus	*Liomys irroratus*					*L. pictus*	*L. salvini*
	alleni	*guerrerensis*	*irroratus*	*jaliscensis*	*torridus*		
n	9	14	13	7	13	2	3
				a (0.143)			
					b (0.077)		
	c	c	c	c (0.857)	c (0.933)	C	
							d
SOD-2	*	*	*				
n	9	15	15	7	15	2	4
			a (0.067)				
	b (0.222)	b (0.067)	b (0.067)				
	c (0.667)	c (0.933)	c (0.867)	c	c	c (0.500)	c
	d (0.111)					d (0.500)	
GOT-1	*				*		
n	9	15	15	7	15	2	4
							a
						B	
	c (0.333)				c (0.067)		
	d (0.556)	d	d	d (0.857)	d (0.933)		
	e (0.111)			e (0.143)			
GOT-2							
n	9	15	15	7	15	2	4
	a	a	a	a	a		
						B	b
MDH-1		*					
n	9	15	15	7	15	2	3
						A	
		b (0.067)					b (0.833)
	c	c (0.933)	c	c	c		c (0.167)
MDH-2							
n	9	15	15	7	15	2	4
	a	a	a	a	a		
						B	b (0.750)
							c (0.250)
GPI	*				*		
n	9	13	12	6	12	2	3
	a (0.222)					A	
	b (0.778)	b	b	b (0.750)	b (0.750)		b
				c (0.250)	c (0.250)		
GLUD					*		
n	6	12	13	6	12	2	3
					a (0.083)		
	b	b	b	b	b (0.917)		b
						C	
PGM-1					*		
n	8	12	11	5	12	2	3
	a	a	a (0.864)	a (0.700)	a (0.917)		a
			b (0.091)				
			c (0.045)	c (0.300)	c (0.083)	C	
PGM-2		*					

Appendix 2. Continues.

Locus	*Liomys irroratus*					*L. pictus*	*L. salvini*
	alleni	*guerrerensis*	*irroratus*	*jaliscensis*	*torridus*		
n	9	12	12	6	13	2	4
		a (0.167)					
	b	b (0.833)	b	b	b	B	b
NP	*	*			*		
n	7	14	14	6	15	1	2
							a
					b (0.200)		
	c (0.857)	c (0.929)	c	c	c (0.800)	C	
	d (0.143)	d (0.071)					
SDH	*	*	*		*		
n	8	13	11	7	12	2	2
	a (0.250)		a (0.364)	a (0.143)	a (0.417)		
	b (0.125)	b (0.077)	b (0.182)		b (0.083)		
	c (0.625)	c (0.933)	c (0.455)	c (0.857)	c (0.500)	C	c
αGPD		*					
n	9	13	14	6	13	2	4
	a	a (0.923)	a	a	a	A	a
		b (0.077)					
G6PDH	*		*		*		
n	7	11	12	6	13	1	3
a	a (0.286)		a (0.583)	a (0.167)	a (0.308)	A	a
					b (0.077)		
	c (0.714)	c	c (0.417)	c (0.833)	c (0.615)		
LA-1	*	*	*	*	*		
n	9	15	15	7	15	2	3
	a (0.222)	a (0.800)	a (0.933)	a (0.143)	a (0.133)		a (0.333)
	b (0.778)	b (0.200)	b (0.067)	b (0.857)	b (0.867)	B	
							c (0.333)
							d (0.333)
LA-2							
n	9	15	15	7	15	2	4
							a (0.750)
	b	b	b	b	b	B	b (0.250)
LGG-1	*	*	*		*		
n	9	15	15	7	15	2	4
			a (0.333)				
	b (0.444)	b (0.933)	b (0.533)		b (0.200)		b (0.500)
	c (0.444)	c (0.067)	c (0.133)	c	c (0.800)		
	d (0.111)						d (0.500)
						E	
LGG-2	*			*	*		
n	9	15	15	7	15	2	4
							a (0.250)
	b (0.889)	b	b	b (0.571)	b (0.600)		b (0.250)
				c (0.429)	c (0.400)		
	d (0.111)					D	d (0.500)
PAP	*	*	*		*		
n	9	15	14	7	14	2	3
							a (0.333)
			b (0.429)				

Appendix 2. Continues.

Locus	*Liomys irroratus*					*L. pictus*	*L. salvini*
	alleni	*guerrerensis*	*irroratus*	*jaliscensis*	*torridus*		
	c (0.222)	c (0.067)		c (0.143)		C	c (0.333)
	d (0.333)	d (0.800)	d (0.500)		d (0.357)		
	e (0.444)	e (0.133)	e (0.071)	e (0.857)	e (0.643)		e (0.333)
ALB	*	*	*	*	*		
n	9	14	15	5	15	2	3
	a (0.556)		a (0.667)	a (0.200)	a (0.467)		
		b (0.071)	b (0.200)		b (0.400)	B	
		c (0.786)		c (0.600)	c (0.067)		
	d (0.444)	d (0.143)	d (0.133)	d (0.200)	d (0.067)		
							e
A	1.7	1.6	1.7	1.6	1.8	1.1	1.4
EA	0	5	4	1	6		
FA	0	0	0	1	0		
P	46.7	46.7	40	50	56.7	10	30
Ho	0.010	0.005	0.006	0.060	0	0	0.011
He	0.211	0.121	0.173	0.196	0.213	0.067	0.172

Uso del espacio y dinámica poblacional del ratón de los volcanes (Neotomodon alstoni) *en el Cerro del Ajusco, Distrito Federal, México*

Use of space and population dynamics of the volcano mouse (Neotomodon alstoni) *in Cerro del Ajusco, Distrito Federal, México*

Alberto Rojas-Martínez[*¤] , *Melany Aguilar-López*[*], *Cornelio Sánchez-Hernández*[**] y *Olivia Noguera-Cobos*[*]

Resumen

El ratón de los volcanes *Neotomodon alstoni*, es una especie endémica del Eje Neovolcánico que habita en regiones boscosas cubiertas por zacatonales. La ecología de este ratón ha sido estudiada desde diferentes puntos de vista, pero en general existe poca información sobre la relación que hay entre los atributos de la población (densidad, proporción sexual, estructura de edades) y la calidad del ambiente en el que habita. En este trabajo analizamos la distribución del ratón con relación a los tipos de vegetación que hay en un área de 12,000 m^2, situada en el Ajusco, México, D. F. Con base en un trabajo de capturas y recapturas, medimos el área de actividad de la especie por sexo y la relacionamos con la estructura de la población y el hábitat. Como resultado encontramos que la especie ocupa más frecuentemente la pradera y el zacatonal, donde 47% de la población establece sus áreas de actividad. Las áreas de actividad de las hembras fueron significativamente menores que las de los machos. El restante 53% de la población estuvo constituido por individuos adultos y jóvenes que no tienen un lugar fijo para vivir.

Palabras clave: Rodentia, endemismo, microhábitat, área de actividad, densidad, pradera, pastizal.

Abstract

The volcan mouse *Neotomodon alstoni* is an endemic species to the Trans-Mexican Volcanic Belt, who dwells in forested regions covered by bunch grasses. The ecology of this mouse has been studied from different points of view, but in general there is little knowledge about the relationship between the attributes of the population (density, sex ratio, age structure) and the quality of the environment in which it lives. In this work we analyze the distribution of the volcano mouse related to the types of vegetation in an area of 12,000 m^2 located in the Ajusco, México, D. F. We carried out a capture-recapture method for measuring the activity area of the species by sex, and we related this to the structure of the population and habitat. As a result we found that the species occupies more frequently the meadow and zacatonal grounds, where 47% of the population sets its areas of activity. The areas of activity of the females were significantly smaller than those of males. The remaining 53% of the population is made up of adults and young individuals who do not have a fixed place to live.

*Key words***:** *Rodentia, endemism, microhabitat, activity area, density, meadow, grassland.*

** Laboratorio de Ecología de Poblaciones, Centro de Investigaciones Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Carretera Pachuca-Tulancingo km 4.5 Ciudad Universitaria, Col. Carboneras. Apartado Postal 1-69, C. P. 42184 Mineral de la Reforma, Hidalgo, México.*
*** Departamento de Zoología, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Apartado Postal 70-153, C.P. 04510 México, Distrito Federal, México.*
¤ *arojasmartínez@yahoo.com*

Introducción

El ratón de los volcanes *Neotomodon alstoni*, es una especie endémica del Eje Neovolcánico que habita regiones boscosas cubiertas por zacatonales (Davis y Russell, 1954; Ceballos y Galindo, 1984; Chávez, 2005). De este roedor se conocen aspectos importantes sobre su distribución y abundancia (Canela-Rojo y Sánchez-Cordero, 1984; Sánchez-Hernández *et al*., 1990; Sánchez-Cordero y Canela-Rojo, 1991), pero muy poco sobre la relación que existe entre los atributos de la población (densidad, proporción sexual, estructura de edades) y la calidad del ambiente en el que habita.

Lo anterior es importante porque la conservación de las especies requiere del conocimiento de las causas que controlan la densidad. Por ejemplo, la densidad poblacional para *N. alstoni* se ha estimado en diferentes localidades y en diferentes años, con variaciones que van de los 10 hasta los 65 ejemplares por ha (Canela-Rojo y Sánchez-Cordero, 1984; Sánchez-Hernández *et al*., 1990; Sánchez-Cordero y Canela-Rojo, 1991), pero no existen intentos para explicar como los individuos de la misma especie en un ambiente finito, tienen acceso a un espacio para vivir, alimentarse, refugiarse y buscar pareja, considerando que la densidad es el producto de las limitantes ambientales que establecen el número máximo de individuos que pueden sobrevivir en un ambiente determinado (Burt, 1943). Al espacio físico dentro del cual los organismos obtienen los satisfactores citados se le conoce como ámbito hogareño o área de actividad (Burt, 1943), un aspecto bien conocido para el ratón de los volcanes (Canela-Rojo, 1981; Canela-Rojo y Sánchez-Cordero, 1984). En una población la necesidad de contar con un espacio adecuado para satisfacer los requerimientos de sobrevivencia de cada individuo es adaptativo, por lo tanto, el tamaño de la población debe estar en equilibrio con el espacio físico que requiere cada individuo para sobrevivir en el ambiente (Begon *et al.,* 1996; Smith y Smith, 2000).

En este contexto, los individuos adultos de diferente sexo enfrentan un conflicto fundamental de intereses en cuanto a los recursos, debido a que el costo energético que implica la sobrevivencia y la reproducción, es distinto para ellos (Trivers, 1972; Kvarnemo y Ahnesjö, 2002). Las hembras adultas de los ratones silvestres requieren de espacios en ambientes de alta calidad para poder satisfacer sus necesidades energéticas, porque sus requerimientos son mayores durante la gestación y la lactancia (Millar, 1975). En el caso de los machos, cuando están asegurados los alimentos en un espacio determinado, el conflicto se produce porque las hembras representan un recurso limitante para su reproducción (Kvarnemo y Ahnesjö, 2002). Por lo cual los machos frecuentemente establecen sus áreas de actividad asociadas con la distribución espacial de las hembras y pueden competir entre ellos para aparearse (Quintero y Sánchez-Cordero, 1989; Ribble y Stanley, 1998; Hernández-Betancourt *et al.,* 2003). El tamaño y la distribución de las áreas de actividad de los machos y de las hembras reproductivos son componentes importantes de los sistemas sociales y de apareamiento en los mamíferos y establecen un límite en el número de individuos adultos de la especie por unidad de área (Brows y Orians, 1970; Bowers y Duane-Smith, 1979).

Por otra parte, la permanencia de la población en su ambiente depende de la fracción reproductiva funcional (Emlen, 1976), que está conformada por el número de adultos de cada sexo que están en condiciones de aparearse, lo que significa que además de haber llegado al momento óptimo de madurez, han cubierto sus necesidades básicas de sobrevivencia y han establecido un área de actividad propia, por lo que se encuentran listos para la reproducción (Greenwood, 1980; Cockburn *et al.,* 2002).

Neotomodon alstoni es un ratón sobre el cual existe suficiente información ecológica, por esta razón tomamos como modelo a la especie para analizar como las interacciones entre individuos adultos de cada sexo determinan el uso del espacio. En este trabajo partimos de la descripción del espacio habitable (microhábitat) para *N. alstoni,* para interpretar cómo la estructura de la población determina las diferencias en el uso del espacio y el área de actividad entre hembras y machos y en el número máximo de individuos reproductores que conforman a la poblacional por unidad de área en un bosque de coníferas en el Cerro del Ajusco.

Materiales y Métodos

El Parque Nacional Cumbres del Ajusco tiene una superficie de 920 hectáreas, se localiza al sur de la Ciudad de México, en la delegación Tlalpan, en el Distrito Federal (CONANP, 2006). El área de estudio se encuentra en la ladera norte del Cerro del Ajusco (Fig. 1), situado en las coordenadas 19º14´ de latitud norte y 99º14´ de longitud oeste, a una altitud de 2,850 msnm. El acceso a esta localidad es a través de la carretera panorámica que va hacia el Albergue Alpino, en el kilómetro 14.5. Forma parte de la Sierra del Chichinautzin que constituye el límite sur de la cuenca de México y se encuentra dentro del Eje Neovolcánico Transversal. El Ajusco ocupa una franja altitudinal

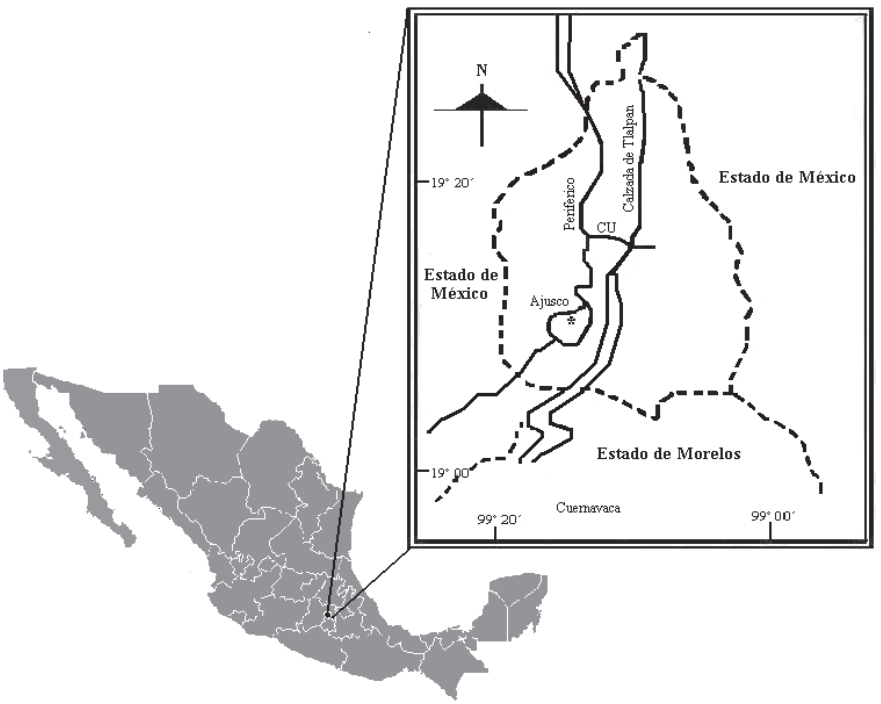


Figura 1. Ubicación geográfica del área de estudió del ratón de los volcanes (*Neotomodon alstoni*) en el Cerro del Ajusco, Distrito Federal, México (modificado de Pinsón-Rincón, 1991).

que va de los 2,800 hasta los 3,937 msnm (Benítez, 1986). El clima es C(w2)(w)(b')i, que se reconoce como el más húmedo de los templados, con régimen de lluvias de verano. El mes más húmedo es agosto con 227.3 mm y el más seco diciembre con 9.7 mm. El mes más cálido se presenta en mayo con 13.6°C y el más frío es enero con 9.2°C. El Cerro del Ajusco pertenece a la Provincia Montañosa Meridional, que se caracteriza por tener bosques de coníferas (Aranda *et al.,* 1980; Benítez, 1986), principalmente bosque de pino u oyamel y zacatonales.

Neotomodon alstoni es un ratón conocido tradicionalmente como habitante de ambientes montañosos boscosos, dominados por zacatonales (Davis y Russell, 1954; Ceballos y Galindo, 1984; Williams *et al*., 1985; Chávez, 2005), pero sólo existe un trabajo que haya descrito las características florísticas y estructurales de los microhábitats, entendidos como la parte del ambiente en el que realmente habita la especie de interés (Rojas-Martínez, 1984). Para este trabajo utilizamos un área que ha sido estudiada desde 1979, en un ambiente de bosque reforestado formado por diferentes parches de vegetación, con la finalidad de determinar las características de la estructura de la vegetación que favorecen o limitan las poblaciones de *N. alstoni*.

En la composición florística predominan las siguientes especies arbóreas: *Pinus montezumae, P. hartwegii, P. patula, P. radiata* y *Cupressus lindleyi*. Estos árboles conforman un bosque joven y denso de contorno irregular, con altura máxima de ocho a diez metros, que se intercala en las orillas con zacatonales bien desarrollados de *Muhlembergia macroura* y *Jarava ichu* y con zonas de vegetación abierta con gran cantidad de especies anuales y algunos arbustos.

El área ocupa un espacio de 12,000 m^2 y se dividió en cuadros de 10 x10 m (Fig. 2). Cada vértice formado de esta manera, se utilizó como una estación de trampeo que se identificó por una serie de coordenadas formadas por una letra (A-L) y un número (1-10). Para describir el microhábitat utilizamos la descripción realizada por Rojas-Martínez (1984) en este mismo cuadro de trabajo. Esta descripción incluye la lista florística y la estructura de la vegetación alrededor de cada una de las estaciones de captura, y permite obtener un mapa del mosaico de la vegetación con relación a las estaciones de trabajo. La cobertura vegetal fue descrita en dos estratos de altura (menor a 5 cm y de 40 a 200 cm), que fueron probados como los más importantes para la sobrevivencia de la especie (Rojas-Martínez, 1984). Las características florísticas y estructurales se relacionaron con la frecuencia

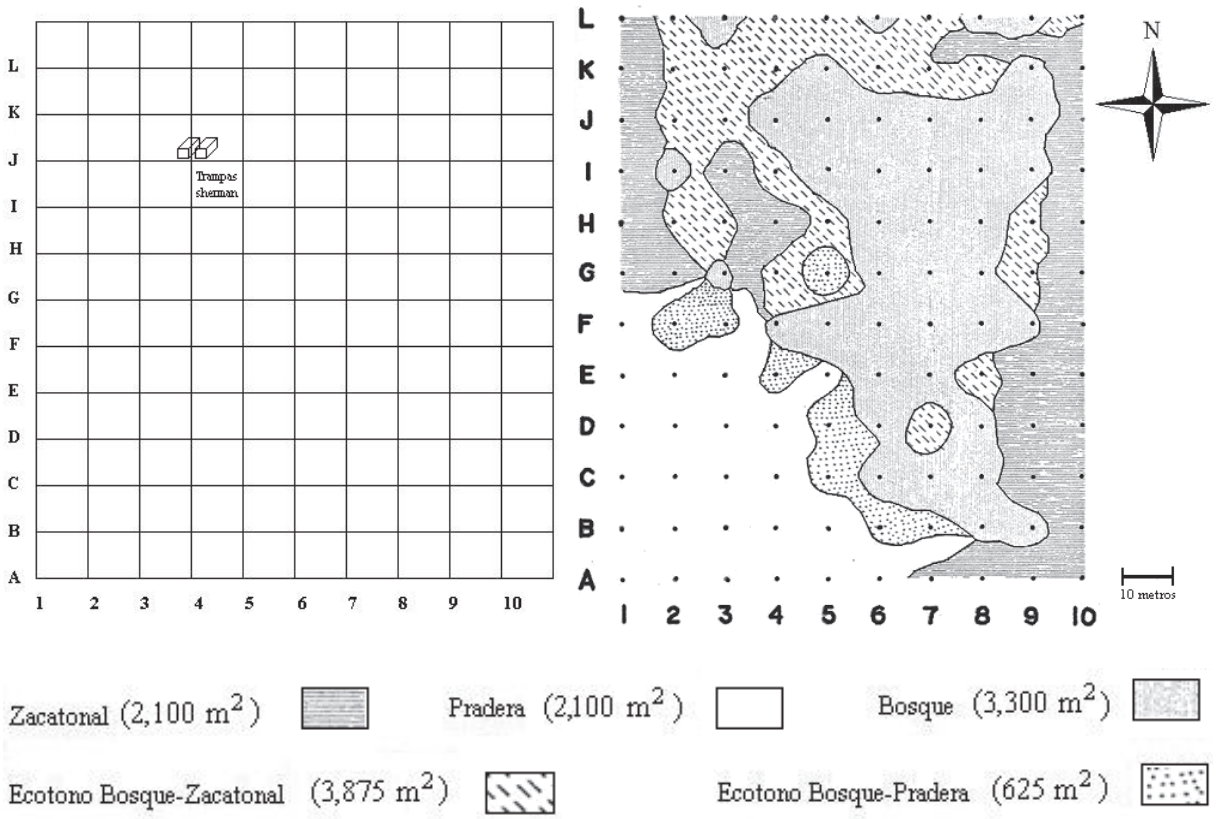


Figura 2. Área que ocupan los cinco microhábitats en que habita el ratón de los volcanes (*Neotomodon alstoni*) en el área de estudio, Cerro del Ajusco, Distrito Federal, México. Cada vértice está localizado por un sistema de coordenadas formadas por una letra (A-L) y un número (1-10). La ilustración muestra la ubicación de las trampas colocadas en las coordenadas J-4.

de captura de *N. alstoni* en cada estación, asumiendo que los lugares con mayor captura fueron seleccionados por la especie por favorecer su sobrevivencia.

La vegetación descrita sobre el área de trampeo comprende cinco microhábitats vegetales: zacatonal, bosque, ecotono bosque-zacatonal, ecotono bosque-pradera y pradera (Fig. 2).

Zacatonal

Ocupa un área de 2,100 m^2 aproximadamente, con un árbol o ninguno en un área circular de 10 m de diámetro con centro en la estación de trampeo o vértice. Su estrato vegetal es de 40 a 200 cm de altura. Se caracteriza por tener una cubierta densa de gramíneas amacolladas (macollo: conjunto de vástagos nacidos de la base de un mismo pie) de hasta 120 cm de alto, con el suelo casi totalmente sombreado por los macollos que forman abanicos, cuyos bordes superiores se entrecruzan. Las especies más comunes fueron *M. macroura y Jarava ichu*. La cobertura vegetal fue de 91.2%. En el estrato menor de 5 cm de altura las especies presentes fueron herbáceas como *Phacelia platycarpa, Geranium seemani, Gnaphalium americana, Trifolium amabile* y musgos que conforman un tapete heterogéneo restringido a espacios soleados y de penumbra de este microhábitat. La cobertura vegetal fue de 33.94%.

Ecotono Bosque-Zacatonal

Ocupa un área aproximada de 3,875 m^2, donde están presentes de dos a tres árboles en un área circular de 10 m de diámetro con centro en la estación de trampeo o vértice. El estrato de 40 a 200 cm de altura se caracteriza por tener gramíneas amacolladas y densas, con espacios abiertos cubiertos con hojarasca de pino, las especies más comunes además de *M. macroura y J. ichu,* fueron *G. americana, Penstemon campanulatus y Commelina coelestis*. La cobertura vegetal fue de 37.4%. En el estrato de menos de 5 cm de altura las especies más comunes fueron: *G. seemani, P. platycarpa, Alchemilla procumbens, T. amabile* y musgos, que forman un

tapete en las partes abiertas e iluminadas. La cobertura vegetal fue de 17.16%.

Bosque

Ocupa un área aproximada de 3,300 m^2, están presentes más de cinco árboles en un área circular de 10 m de diámetro con centro en la estación de trampeo o vértice; casi todo el suelo se encuentra sombreado. En el estrato de 40 a 200 cm de altura la vegetación es diversa y se agrupa en manchones, dejando espacios abiertos amplios, el suelo se encuentra cubierto de hojarasca de pino abundante. Las especies más características fueron: *P. campanulatus, Pinus sp., B. glutinosa, C. coelestis, Lupinus aff. geophilus, A. procumbens, M. macroura, S. ichu*. *G. inornatum, G. americana, Commelina coelistis, L. aff. Geophilus.* La cobertura vegetal fue de 42.86%. En el estrato de menos de 5 cm de altura las especies más comunes fueron: *G. seemani, A. procumbens, P. platycarpa* y musgos, principalmente. La cobertura vegetal fue de 10.8%.

Ecotono Bosque-Pradera

Ocupa un área aproximada de 625 m^2, donde están presentes de dos a tres árboles en un área circular de 10 m de diámetro con centro en la estación de trampeo o vértice. El estrato de 40 a 200 cm de altura se caracteriza por ser vegetación diversa no agrupada donde las especies más importantes fueron: *J. ichu, P. campanulatus, C. coelestis, G. inornatum, G. americana*, *C. coelestis, L. aff. geophilus y A. procumbens*. La cobertura vegetal fue de 37.4%. En el estrato herbáceo de menos de 5 cm de altura, las especies presentes fueron: *A. procumbens, P. platicarpa, T. amabile, G. seemani* entre otras, formando un tapete heterogéneo alternado con sitios cubiertos por la hojarasca de pino. La cobertura vegetal fue de 29.37%.

Pradera

Ocupa un área aproximada de 2,100 m^2, con un árbol o ninguno en un área circular de 10 m de diámetro con centro en la estación de trampeo o vértice. La vegetación en el estrato de 40 a 200 cm de altura se caracteriza por ser abundante y diversa, con zonas parcialmente descubiertos, la forma de crecimiento más común consiste en un tallo principal con pocas ramificaciones, la gramínea más común es *J. ichu* y se presenta dispersa sin formar agrupaciones, otras especies comunes fueron: *G. inornatum, G. americana, Argemone mexicana, Brassica campestris, B. glutinosa, M. macroura, E. pectinatum, P. campanulatus* y *A. procumbens*. La cobertura vegetal fue de 30.73%. Mientras que en el estrato menor de 5 cm de altura el tapete herbáceo cubría en total la superficie del suelo, las especies más comunes fueron: *P. platycarpa, T. amabile, G. seemani, Sisyrinchium bracteata, Castilleja sp.* y *Dalea sp.* La cobertura vegetal fue de 49.36%.

Trabajo de campo

Los datos se obtuvieron durante nueve colectas, 1986: 7 - 9 junio (Primavera), 25 - 27 julio (Verano), 12 - 14 septiembre (Verano), 30 octubre - 1 noviembre (Otoño), 11 - 13 diciembre (Otoño); 1987: 23 - 25 enero (Invierno), 27 - 29 mayo (Primavera), 1 - 3 junio (Primavera) y 7 - 9 julio (Verano).

En cada estación de trampeo se colocaron dos trampas de aluminio plegadizas (240 en total) tipo Sherman (23 x 7.5 x 9 cm), que se colocaron y mantuvieron activas durante dos noches y fueron cebadas con hojuelas de avena. Se utilizó la técnica de captura y recaptura y se marcó a los ejemplares por ectomización de falanges (Orr, 1971). Todos los especímenes fueron liberados en el mismo sitio de captura, identificado por sus coordenadas.

Captura de ratones

De cada espécimen de *N. alstoni* capturado se registró la siguiente información: coordenadas de la estación de captura, fecha de captura, número del ejemplar, medidas morfométricas estándares (Hall, 1981), sexo, edad y condición reproductiva.

Análisis poblacionales

Para determinar la variación de la densidad en la población de *N. alstoni* no se tomó en cuenta el séptimo periodo de captura debido a la caída de una nevada fuera de temporada (mayo de 1987) que alteró el comportamiento de los ratones (menos capturas de lo normal), por lo que no fueron colocadas las trampas durante la segunda noche. Sin embargo, para determinar el uso del espacio y el área de actividad sí fueron considerados todos los periodos de muestreo.

Determinación de la densidad

Debido al tamaño del área de estudio en todos los casos la densidad se consideró como el número de individuos por 12,000 m^2. Para estimar el tamaño poblacional y calcular la densidad por periodo de captura, se aplicó

el método de captura-recaptura de Fisher y Ford, que permite analizar varios periodos de marcaje y trabaja eficientemente cuando se tienen pocas recapturas (Begon, 1979; Camarillo *et al.,* 1991): el método considera a la población abierta (nacimientos, muertes y migración) y estima la fracción de la población que no es capturable (Begon, 1979; Camarillo *et al.,* 1991).

Estructura poblacional por edades

Los individuos capturados se clasificaron en dos categorías de edad: juvenil y adulto, que se establecieron de acuerdo a la condición reproductora, las características del pelaje y el tamaño de los individuos. El total de individuos capturados de ambas clases de edad en cada periodo de captura se consideró como el 100% de la población y se obtuvieron los porcentajes relativos para cada edad por periodo de colecta.

Adicionalmente se calculó el número potencial de juveniles presentes en la población, de acuerdo con el método utilizado por Sánchez-Hernández *et al.* (1990) que permite estimar la fracción de la población de jóvenes que no han abandonado el nido. En este caso se multiplicó el número de hembras lactantes capturadas por el tamaño promedio de camada conocido para la especie que es de tres crías (Williams *et al.,* 1985).

Proporción sexual total

La proporción de sexos se determinó a partir del número de hembras y machos capturados en cada periodo de muestreo. Para estimar la proporción de hembras y machos esperada se construyó una tabla de contingencia y se analizó con una prueba de x^2. Se consideró al total de los individuos machos y hembras capturados en cada periodo de captura como el 100% de la población y se obtuvieron los porcentajes relativos para cada periodo. Para determinar si existen diferencias entre el número de individuos de cada sexo por edades, se construyeron tablas de contingencia y se calculó la proporción de sexos esperada para juveniles (proporción sexual primaria) y adultos (proporción sexual secundaria) y se analizaron con la prueba de x^2.

Mientras que para evaluar la proporción sexual funcional, es decir la fracción de la población adulta que se encuentra en posibilidades de reproducirse, contabilizamos los adultos con actividad reproductiva, considerando la existencia de una sincronización entre hembras y machos durante la temporada de reproducción conocida. Para conocer la condición reproductiva de los individuos, se consideró, en el caso de los machos, la posición de los testículos (escrotados, abdominales o inguinales) y las medidas cuando los testículos estuvieron escrotados (largo y ancho). En las hembras se consideró el desarrollo de las glándulas mamarias, la presencia de embriones detectados por palpación, la abertura de la sínfisis púbica, la inflamación y perforación de la vagina o la inactividad reproductiva (ausencia de todas las características anteriores). Se determinó el número de individuos adultos sexualmente activos y no activos para la población en general y por sexos durante cada periodo de captura, para conocer la variación de la actividad reproductiva a lo largo del estudio.

Determinación del uso del espacio

Para conocer la relación que guardan los individuos de cada sexo en el espacio habitable, se determinó el patrón del uso del espacio (azar, agregado o regular) para toda la población y entre hembras y machos, con la razón varianza/promedio (Coeficiente de Dispersión; CD) de la distribución de Poisson. Se consideró que si el valor obtenido es menor a uno, los individuos ocupan el espacio de manera regular; si es mayor a uno lo ocupan de manera agrupada; y si es igual a uno lo utilizan al azar. Adicionalmente se calculó el valor del error estándar para cada estimación, cuando el valor fue cercano al valor límite de decisión descrito, se calcularon los límites de confianza con una tabla de *t*, con n-1 (gl) y 95% de confianza (Ravinovich, 1982).

Preferencia de microhábitat

Se determinó la preferencia del microhábitat vegetal para la población de ratones en general y entre machos y hembras, para lo cual se contabilizó el número de individuos adultos capturados en cada tipo de microhábitat, durante el tiempo de muestreo y se dividió entre el número de estaciones de trampeo por microhábitat, para poder comparar la preferencia de hábitat entre sexos. Por ejemplo, en la pradera se capturaron 30 hembras adultas, este número se dividió entre 24, que fue el número de estaciones de trampeo que se encontraron en este microhábitat. El resultado (1.25) refleja el número de hembras adultas en promedio por estación de trampeo para este microhábitat. Se aplicó una prueba de x^2 para conocer si había diferencias entre los sexos por microhábitat.

Determinación del área de actividad. Para definir el área de actividad (AA) se delimitó el área comprendida entre todos los puntos de captura de un individuo y se aplicó el método de "área límite ampliada", que consiste en unir los puntos de captura extremos de cada individuo,

añadiendo una franja que representa la mitad de la distancia entre trampas, y se obtiene la superficie contenida en el polígono formado (Delany, 1981). El AA se calculó sólo en los individuos adultos que tuvieran cuatro o más recapturas, a los que se les consideró residentes. El AA se midió por sexo y se determinó si su tamaño fue distinto entre ellos con la prueba no paramétrica U de Mann Whitney usando los datos por individuo.

Resultados

Durante los nueve periodos de muestreo se registraron 183 capturas, con un esfuerzo de 4,320 trampas noche y un total de 69 individuos marcados; 53.55% de las capturas correspondieron a hembras y 46.45% fueron machos.

Densidad poblacional

Como se citó en el método, para las estimaciones de densidad no se consideró el muestreo de mayo de 1987, y sólo se analizaron 177 capturas. El tamaño poblacional calculado con el método Fisher-Ford fluctuó entre 22 y 62 individuos, con un promedio anual de 43 (Fig. 3).

Estructura poblacional por edades

Durante el estudio la mayor parte de la población estuvo constituida por adultos, en los meses de junio de 1986 y junio de 1987 sólo se capturaron individuos de esta clase edad (Fig. 4), y la mayoría de los juveniles se capturaron en julio, septiembre y octubre-noviembre del primer año.

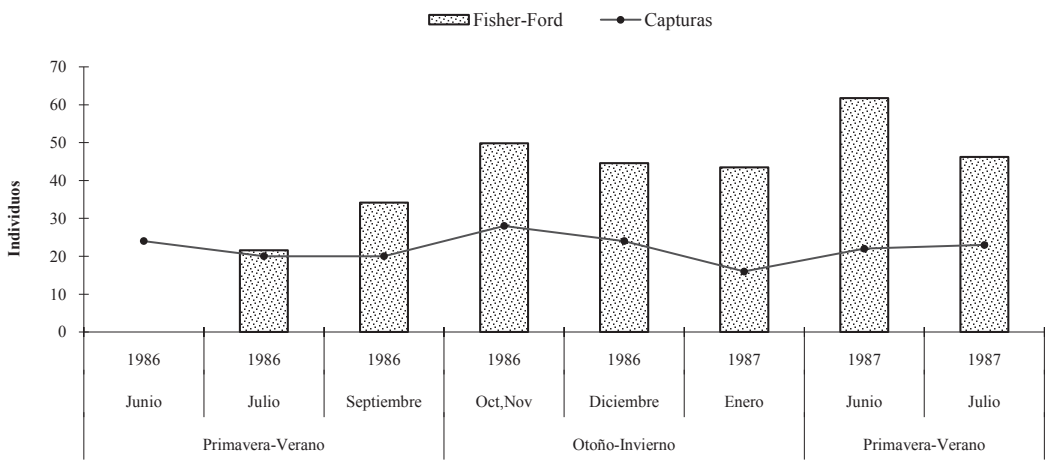


Figura 3. Fluctuación de la densidad poblacional del ratón de los volcanes (*Neotomodon alstoni*) en el Cerro del Ajusco, Distrito Federal, México, obtenida por la estimación del método de Fisher-Ford, comparando los valores obtenidos con el número de capturas durante cada periodo de muestreo.

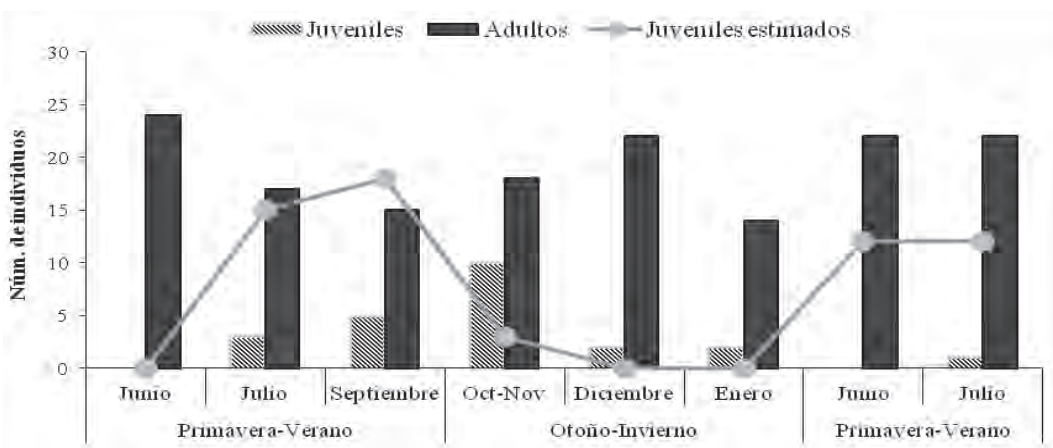


Figura 4. Estructura de edades de una población del ratón de los volcanes (*Neotomodon alstoni*) en el Cerro del Ajusco, Distrito Federal, México, y número estimado de individuos juveniles. En total se capturaron 154 adultos y 23 juveniles (n=177).

Número estimado de juveniles

En el trabajo de campo se capturaron en total 20 hembras lactantes, por lo que el número estimado de juveniles presentes en la población fue de 60 individuos (Fig. 4). El mayor número de juveniles estimado por este método, se encontró en julio y septiembre de 1986, con 15 y 18 individuos respectivamente. De acuerdo con estos resultados en septiembre el número de juveniles debió ser superior al de los adultos.

Proporción sexual total

Durante los ocho periodos de muestreo se capturaron 82 machos y 95 hembras, para una proporción de sexos total de 1:1.16 que no fue significativa (x^2=0.96, p>0.05, gl=1). En cuanto a la proporción de sexos primaria (individuos juveniles) se capturaron 15 hembras y ocho machos, pero las diferencias no fueron significativas (x^2=2.13, p>0.05, gl=1). Ni tampoco la proporción sexual secundaria (74 machos y 80 hembras: x^2=0.23, p>0.05, gl=1).

De acuerdo con el número de adultos con evidencias reproductivas, los apareamientos ocurrieron entre los meses de junio de ambos años y julio de 2007 (Fig. 5), y aparentemente se llevan a cabo por un número de adultos reproductores de ocho machos y siete hembras, ocho hembras y tres machos, 11 machos y 11 hembras y 11 machos y 10 hembras respectivamente.

Determinación del uso del espacio

Para la poblacional en general, diferenciando entre sexos, condición reproductiva y edades, el uso del espacio fue de tipo agregado, en todos los casos los valores del coeficiente de dispersión (CD) fueron mayores a uno, inclusive cuando se le restó el valor del error estándar. El valor que se obtuvo del coeficiente de asociación (C=0.019) entre machos y hembras adultos, resultó significativo (x^2=25.04, p<0.05, gl=1) y fue mayor a cero, lo que implica que entre los machos y las hembras hay una asociación positiva en el espacio.

Preferencia de microhábitat

Con relación a los microhábitats que prefieren los individuos adultos por sexos (Fig. 6), se encontró que las diferencias fueron significativas (x^2=16.78, p<0.05, gl=4), y es posible sugerir que las hembras prefieren el zacatonal y la pradera, mientras que los machos se encuentran más en la pradera y en el bosque-pradera. Aunque la población en conjunto se agrupó en primer lugar en la pradera, después en el zacatonal, seguido del bosque-pradera, bosque-zacatonal y por último en el bosque.

Área de actividad

El área de actividad (AA) calculada por el método de límite ampliado se determinó para 10 hembras y siete machos (Fig. 7) que se consideraron residentes (Cuadro 1). En promedio el AA de los machos (1,270 m^2) fue mayor que el de las hembras (907.3 m^2), y las diferencias fueron significativas (U=52, p<0.05), aunque dos hembras presentaron las AA más grandes de los 17 individuos analizados. Las hembras también presentaron AA con mayor variación en el tamaño (200 m^2 a 2,300 m^2)

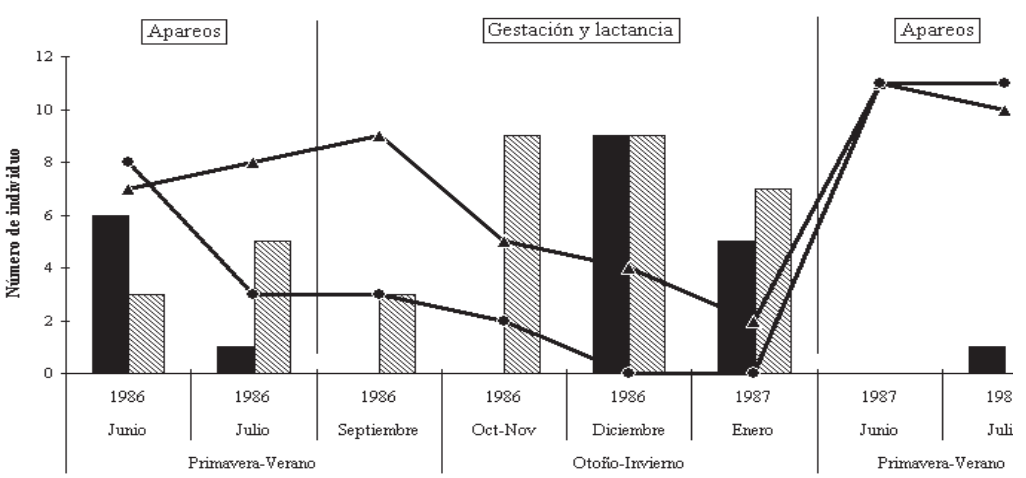


Figura 5. Actividad reproductiva de hembras y machos del ratón de los volcanes (*Neotomodon alstoni*) en el Cerro del Ajusco, Distrito Federal, México, durante ocho periodos de muestreo.

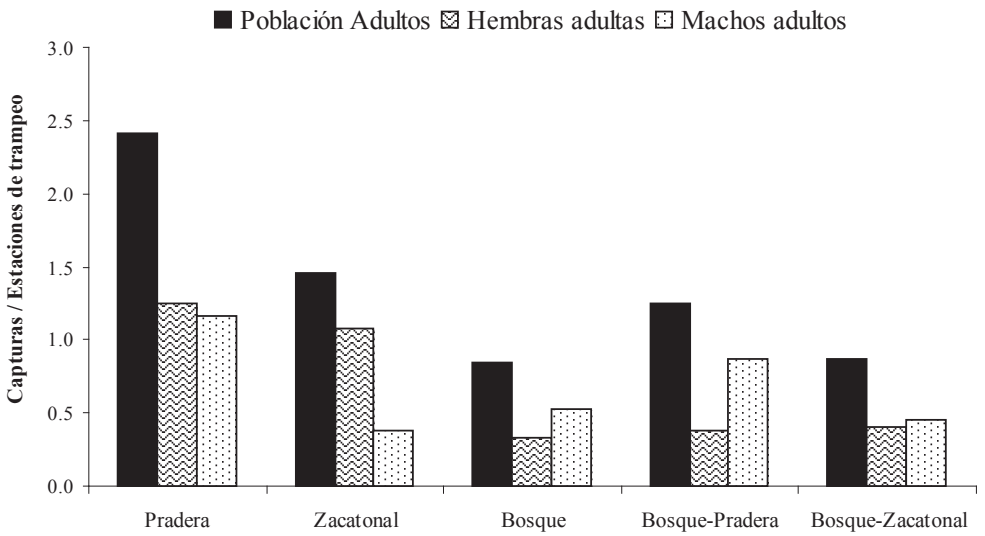


Figura 6. Preferencia de microhábitat de las hembras y los machos adultos del ratón de los volcanes (*Neotomodon alstoni*) de una población del Cerro del Ajusco, Distrito Federal, México.

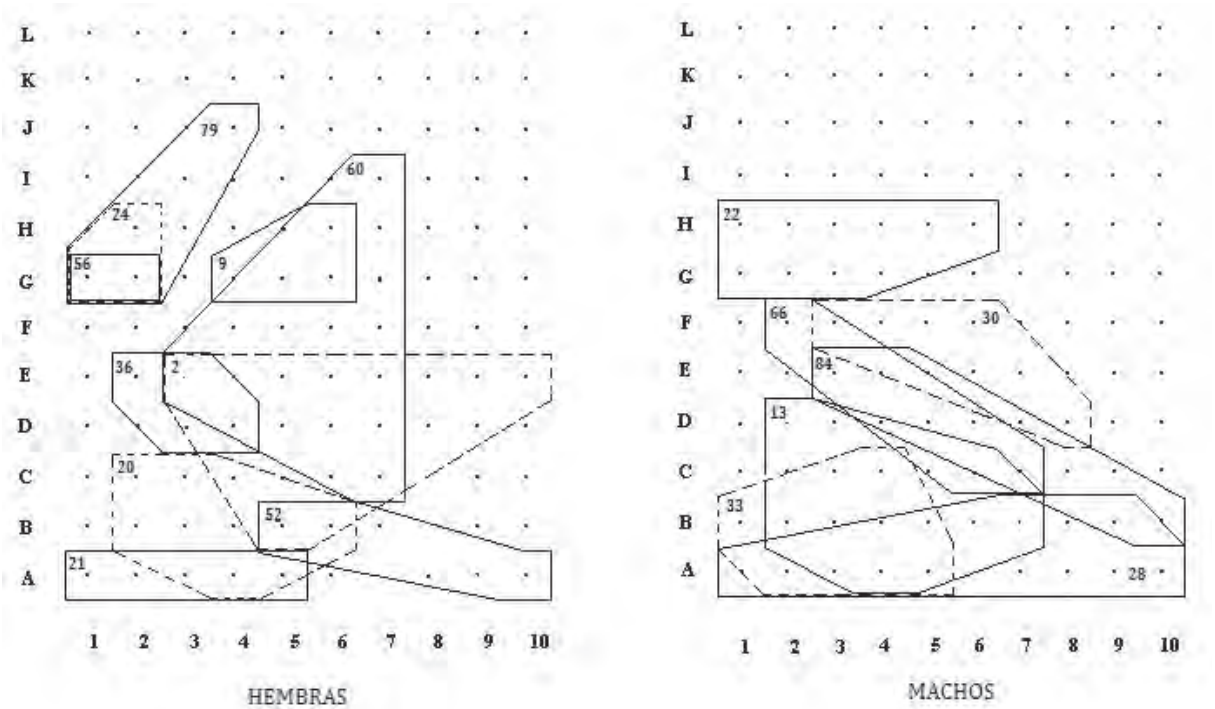


Figura 7. Áreas de actividad de diez hembras (izquierda) y de siete machos (derecha) del ratón de los volcanes (*Neotomodon alstoni*) de una población del Cerro del Ajusco, Distrito Federal, México.

respecto a los machos (876 m^2 a 1,921 m^2). Las AA en ambos casos muestran sobrelapamiento y se encuentran concentradas en la pradera y el zacatonal. Las AA de los machos incluyeron de tres a seis AA de hembras cada uno, con un promedio de 4.4 AA de hembras por macho.

Discusión

El tamaño poblacional obtenido con el método de Fisher-Ford, que estima la fracción no capturable de la población, detectó fluctuaciones a lo largo del estudio de

entre 22 y 62 individuos y promedio de 43. Canela-Rojo y Sánchez-Cordero (1984) reportaron para *N. alstoni* una densidad promedio de 32 individuos, y Sánchez-Hernández *et al.* (1990) en un estudio realizado durante seis años, registraron una densidad promedio de 41 individuos. Mientras que Sánchez-Cordero y Canela-Rojo (1991) en un estudio realizado entre 1978 y 1979, registraron como promedio 46 individuos. Estos trabajos se realizaron en la misma área de estudio o cerca a la zona y la variación en la densidad poblacional reportada en todos los casos fue similar a la observada en el presente estudio.

Este trabajo hace evidente que los individuos de cada sexo ocupan el ambiente de manera distinta. Aunque la proporción sexual no difirió marcadamente cuando se consideró el número total de individuos capturados durante el estudio, hubo sin embargo una menor captura de machos durante las colectas realizadas en la primavera y el verano (junio, julio y septiembre), aunque estas diferencias no fueron significativas (x^2=0.96, p>0.05, gl=1). Sánchez-Hernández *et al*. (1990) señalan que la variación en la proporción sexual de la población influye probablemente en el comportamiento reproductivo y en la densidad poblacional, porque la proporción de hembras afecta el sistema de apareamiento y un mayor número de ellas podría implicar un mayor número de nacimientos en la población, que se reflejaría en la densidad. Canela-Rojo (1981) y Chávez (1988) en estudios realizados en la misma zona con *N. alstoni* encontraron que la proporción sexual también fue 1:1, lo que indica que esta proporción ha permanecido estable en la localidad de estudio.

En cuanto a la proporción de sexos por edades, se encontró que en la proporción sexual primaria las hembras son más abundantes que los machos (15 y ocho respectivamente), pero estas diferencias no fueron significativas (x^2=2.13, p>0.05, gl=1). Sin embargo, el sesgo en las capturas hacia las hembras juveniles pudo deberse a que generalmente los machos jóvenes son expulsados o tienden a dispersarse por presión de los machos adultos (antagonismo; Greenwood, 1980), conducta que se ha observado en varias especies del género *Peromyscus* (Petticrew y Sadleir, 1974). También podría deberse a que las hembras tienen una mayor residencia o sobrevivencia a esta edad, o bien son más trampófilas que los machos (Becerra-Jiménez, 2003). Por otra parte, en la etapa adulta la proporción sexual también fue de 1:1 (80 hembras y 74 machos), lo que no implica necesariamente que los apareamientos ocurran entre parejas únicas.

Los resultados muestran que la población de *N. alstoni* se distribuye en el área de manera agrupada, que es la forma más común en que diferentes organismos ocupan su ambiente (Smith y Smith, 2000). Esto se puede explicar principalmente porque el lugar en el que se realizó este trabajo es heterogéneo en la disposición de la vegetación, por lo que hay diferencias en la calidad del hábitat.

La población de adultos de *N. alstoni* mostró una marcada preferencia de microhábitat por la pradera, seguida por el zacatonal, el ecotono bosque-pradera, el bosque-zacatonal y por último el bosque, y en general se obtuvieron diferencias significativas en la preferencia del microhábitat entre los sexos (x^2=16.78, p<0.05, gl=4). Las hembras fueron más abundantes en el zacatonal, microhábitat que comparten minimamente con los machos, en la pradera las diferencias entre el número de hembras y machos fueron mínimas, mientras que en el ecotono bosque-pradera, bosque-zacatonal y el bosque, los machos fueron más numerosos. Lo anterior resulta interesante al considerar que el porcentaje de la cobertura vegetal del estrato menor a 5 cm, parece estar relacionado con los ambientes preferidos por el ratón de los volcanes, pues en la pradera esta vegetación ocupó el 49.36% del suelo, mientras que en el zacatonal la cobertura fue de 33.94%, disminuyendo a 29.37% en el ecotono bosque-pradera, a 17.16% en el ecotono bosque zacatonal y hasta 10.8% en el bosque. Por lo que se puede sugerir que alrededor de 4,200 m^2 (pradera y zacatonal) de los 12,000 m^2 en los que se realizó el estudio resultaron apropiados para la sobrevivencia y reproducción del 47% de los ejemplares de *N. alstoni* que establecieron un AA en ellos. El restante 53% se capturó menos de tres veces y se consideró que no tenían un lugar fijo para vivir.

Las AA de las hembras (907.3 m^2) fueron significativamente menores (U=52, p<0.05) que las de los machos (1,270 m^2), lo que coincide con estudios previos para el área (Canela-Rojo y Sánchez-Cordero, 1984). Considerando que las hembras se encargan del cuidado parental de sus camadas, deben de mantener AA ubicadas en zonas de alta calidad, que les permiten sobrevivir y solventar los costos energéticos de la gestación y la lactancia; como se ha observado en varias especies del género *Peromyscus* (Mineau y Madison, 1977; O'Farrell, 1980; Ribble y Stanley, 1998) y otros géneros de roedores (Ortega, 1990; Bertolino *et al.,* 2003; Hernández-Betancourt *et al.,* 2003). Algunos autores citan que el tamaño del AA de los machos está relacionado con la distribución de las hembras, mientras que el AA de las hembras se establece en respuesta

a la disponibilidad de alimento y de refugios (Ostfeld, 1986; Bond y Wolf, 1999). Aunque también se ha señalado que la condición reproductiva está relacionada con el tamaño del AA de los individuos adultos, porque asegura el cumplimiento de los compromisos energéticos y conductuales que representan sus actividades reproductivas (Canela-Rojo y Sánchez-Cordero, 1984; Quintero y Sánchez-Cordero, 1989; Ortega, 1990; Hernández-Betancourt *et al.,* 2003).

Se asume que el AA de las hembras contiene recursos alimentarios suficientes para que estas compensen el gasto energético de la reproducción, mientras que los machos y los juveniles permanecen en lugares con menos recursos (Quintero y Sánchez-Cordero, 1989). La mayor presencia de las AA de las hembras en la pradera, al parecer, sugiere que esta puede ofrecer mayor cantidad de alimento o de mayor calidad, pues además esta zona es compartida con machos; mientras que el zacatonal, habitado casi exclusivamente por hembras, por su intrincada fisonomía, además del alimento, ofrece protección contra las bajas temperaturas y heladas (Chávez, 1988) y buen refugio contra los depredadores, comparándolo con los otros tipos de microhábitat (Rojas-Martínez, 1984). Probablemente en el zacatonal haya menor competencia con los machos de la especie y con roedores de otras especies, si bien en los cinco microhábitats la especie dominante fue *N. alstoni* (Rojas-Martínez, 1984).

Las AA de las hembras y los machos están claramente asociadas con la pradera y el zacatonal y podría indicar un panorama de saturación de estos ambientes, que obliga a otros organismos adultos, que no encuentran lugar en estos tipos de vegetación, a sobrevivir y reproducirse bajo condiciones menos ventajosas. Diez y siete ejemplares tienen establecido su AA en estos microhábitats, por lo que se puede considerar que las condiciones para su reproducción y la crianza son las mejores.

No se conoce el sistema de apareamiento de *N. alstoni*, pero entre los machos y las hembras adultos que son residentes, dominan las hembras, lo que sugiere un sistema de apareamiento polígamo (Kvarnemo y Ahnesjö, 2002). Sin embargo esto sólo puede justificarse en el zacatonal, donde claramente dominan las hembras. En este trabajo en promedio el AA de un macho de *N. alstoni* se sobrelapa con 4.4 AA de hembras. Por otra parte, las AA de las hembras y los machos están agregadas en lugares de pradera y zacatonal, lo que facilita el contacto entre los individuos adultos de ambos sexos. El establecimiento de las AA entre los sexos, de acuerdo con los diferentes requerimientos energéticos, trae beneficios para los individuos de la población porque reduce la competencia por recursos y beneficia en general a la población porque el éxito reproductivo y la supervivencia aumentan (Kvarnemo y Ahnesjö, 2002).

Aunque la preferencia intraespecífica del hábitat entre machos y hembras no se había estudiado en *N. alstoni*, los resultados sobre el uso del espacio, contrastan notablemente con el hábitat que se ha considerado tradicionalmente como el más apropiado para el crecimiento, desarrollo y reproducción de *N. alstoni* que es el zacatonal (Rojas-Martínez, 1984; Williams *et al.*, 1985; Chávez, 2005), quedando este microhábitat en el segundo lugar de uso en la zona de trabajo. Por lo anterior, se puede aceptar que el sexo influye en el tamaño del AA en *N. alstoni* y en el uso del hábitat y determina que factores como la densidad poblacional, estén reguladas por el espacio habitable de mayor calidad (pradera y zacatonal), donde en el área de trabajo se pueden establecer diez hembras y siete machos residentes, mismos que podrían representar el número mínimo de individuos necesarios para mantener la estructura poblacional estable a través del tiempo. Si bien el número de animales adultos activos registrados al final del trabajo indica un número de 10 hembras y 11 machos, lo que podría indicar que los cuatro machos que no han establecido un AA, se apareen con algunas hembras sin mantener un AA, o bien que no se reproduzcan.

Aunque se han realizado numerosas investigaciones sobre *N. alstoni,* es necesario continuar con los estudios poblacionales y conductuales de largo plazo, que permitan conocer y comprender el comportamiento de los animales en su medio natural, no sólo en el caso de especies endémicas, sino porque el Ajusco es un sitio muy perturbado que ha cambiado notablemente en los últimos años. Lo cual resalta la importancia de contar con información a largo plazo para evaluar el efecto que tienen las alteraciones humanas en las poblaciones de este roedor y en general de los mamíferos de México.

En este trabajo resalta la utilidad de estudiar el uso del espacio y de las interacciones intraespecíficas para comprender como la organización social, los sistemas de apareamiento, la preferencia y la división del hábitat son componentes importantes de los estudios demográficos relacionados con la conservación de las especies (Farías *et al.,* 2006; Schooley y Branch, 2006). Es relevante comentar que a pesar de que los resultados corresponden a un escenario de hace 20 años, forma parte de la información que se generó en el mismo lugar durante 10 años. Por lo tanto, se puede afirmar que los resultados son representativos de la forma en como el

ratón de los volcanes hace uso del espacio, con la finalidad de mantener una población estable, lo que puede extrapolarse a cualquier otro lugar que cuente con condiciones ambientales similares en el Cerro del Ajusco.

Literatura citada

Aranda, J. M., C. Martínez del Río Méndez, C. Colmenero Rolan y V.M. Magallón Solórzano. 1980. Los mamíferos de la Sierra del Ajusco. Comisión Coordinadora para el Desarrollo Agropecuario del Departamento del Distrito Federal. México. 146 p.

Becerra-Jiménez, C. N. 2003. Biología poblacional de *Liomys pictus* (Rodentia: Heteromyidae) en el Parque Nacional Huatulco, Oaxaca. Tesis, Facultad de Estudios Superiores, Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F.

Begon, M. 1979. Investigating Animal Abundance: capture-recapture for biologists. University Park Press. United Kingdom. 97 p.

Begon, M., J. L. Harper y C. R. Townsend. 1996. Ecology, Individuals, Populations and Communities. Blackwell Scientific Publications, London. 1068 p.

Benítez, G. 1986. Árboles y Flores del Ajusco. Instituto de Ecología Museo de Historia Natural de la Ciudad de México. México, D.F. 183 p.

Bertolino, S., N. Cordero e I. Currado. 2003. Home range and habitat use the garden deermouse (*Eliomys quercinus*) in a mountain habitat in summer. Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae 49:11-18.

Bond, M. L. y J. O. Wolf. 1999. Does access to females or competition among males limit male home-range size in a promiscuous rodent?. Journal of Mammalogy 80:1243-1250.

Bowers, M. A. y H. Duane-Smith. 1979. Differential habitat utilization by sexes of the deermouse, *Peromyscus maniculatus*. Ecology 60:869-875.

Brows, J. L. y G. H. Orians. 1970. Spacing patterns in mobile animals. Annual Review of Ecology and Systematic 1:239-262.

Burt, W. H. 1943. Territoriality and home range concepts as applied to mammals. Journal of Mammalogy 24:346-352.

Camarillo, J. L., J. L. Andrade, E. Kato y J. Rivera. 1991. Manejo cuantitativo de vertebrados terrestres. Universidad Nacional Autónoma de México. México. 53 p.

Canela-Rojo, M. A. 1981. Ámbito hogareño del ratón de los volcanes *Neotomodon alstoni* (Rodentia: Cricetinae) en la Sierra del Ajusco, México. Tesis, Facultad de Ciencias, UNAM. México, D.F.

Canela-Rojo, M. A. y V. Sánchez-Cordero. 1984. Patrón del área de actividad de *Neotomodon a. alstoni* (Rodentia: Cricetinae). Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Serie Zoología 55:285-306.

Ceballos, G. y L. Galindo. 1984. Mamíferos silvestres de la Cuenca de México. Ed. LIMUSA. México, D.F. 299 p.

Chávez, C. B. 1988. Diversidad y comportamiento poblacional de una comunidad de roedores de la Sierra del Ajusco, México. Tesis Doctoral, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F.

Chávez, C. B. 2005. *Neotomodon alstoni* Merriam, 1898. *In* Los Mamíferos Silvestres de México, G. Ceballos y G. Oliva (coordinadores). CONABIO-FCE. México, D.F. p. 699-701.

Cockburn, A., S. Legge y M. C. Double. 2002. Sex ratios in birds and mammals: can the hypoteses be disentangled? *In* Sex Ratios. Concepts and research methods, I. C. W. Hardy (ed.), Cambridge University Press, Cambridge. p. 266-286.

CONANP (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas). 2006. Cumbres del Ajusco, Zempoala y Tepozteco, Parques Nacionales. http:// www.conanp.gob.mx.

Davis, W. B. y R. J. Russell. 1954. Mammals of the Mexican state of Morelos. Journal of Mammalogy 35:63-80

Delany, M. J. 1981. Ecología de los Micromamíferos. Ediciones Omega. Barcelona. 64 p.

Emlen, S. T. 1976. Lek organization and mating strategies in the bullfrog. Behavioral Ecology and Sociobiology 1:283–313.

Farías, V., T. K. Fuller, F. A. Cervantes y C. Lorenzo. 2006. Home range and social behaviour of the endangered Tehuantepec jackrabbit (*Lepus flavigularis*) in Oaxaca, Mexico. Journal of Mammalogy 87:748-756.

Greenwood, P. J. 1980. Mating systems, philopatry and dispersal in birds and mammals. Animal Behaviour 28:1140–1162.

Hall, E. R. 1981. The mammals of North America. Vol. 1. Second ed. Wiley-Interscience. New York. 1137 p.

Hernández-Betancourt, S. F., R. López-Wilchis, J. A. Cimé-Pool y S. Medina-Peralta. 2003. Área de actividad, movimiento y organización social de *Heteromys gaumeri*, Allen y Chapman, 1897 (Rodentia: Heteromyidae) en una selva mediana subcaducifolia de Yucatán, México. Acta Zoologica

Mexicana (n. s.) 90:77-91.

Kvarnemo, C., y I. Ahnesjö. 2002. Operational sex ratios and mating competition. *In* Sex Ratios. Concepts and research methods, I. C. W. Hardy (ed.). Cambridge University Press, Cambridge. p. 366-382.

Millar, J. S. 1975. Tactics of energy partitioning in breeding *Peromyscus.* Canadian Journal of Zoology 53:967-976.

Mineau, P. y D. Madison. 1977. Radio-tracking of *Peromyscus leucopus*. Canadian Journal of Zoology 91:273-281.

O'Farrell, M. J. 1980. Spatial relationships of rodents in a sagebrush community. Journal of Mammalogy 61:589-605.

Orr, R. T. 1971. Biología de los vertebrados. Interamericana, S.A. México, D.F. 545 p.

Ortega, J. C. 1990. Home-range size of adult rock squirrels (*Spermophilus variegatus*) in southeastern Arizona. Journal of Mammalogy 71:171-176.

Ostfeld, R. S. 1986. Territoriality and mating system of California voles. Journal of Animal Ecology 55:691-706.

Petticrew, B. C. y R. M. F. S. Sadleir. 1974. The ecology of deer Mouse *Peromyscus maniculatus* in a coastal coniferous forest. I Population dynamics. Canadian Journal of Zoology 52:107-118.

Quintero, G. y V. Sánchez-Cordero. 1989. Estudio del área de actividad de *Heteromys desmarestianus* (Rodentia:Heteromyidae) en una selva alta perennifolia. Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Serie Zoología 60:223-240.

Ravinovich, J. E. 1982. Introducción a la ecología de poblaciones animales. CECSA. México, D.F. 313 p.

Ribble, D. O. y S. Stanley. 1998. Home ranges and social organization of syntopic *Peromyscus boylii* and *Peromyscus truei.* Journal of Mammalogy 35:1-15.

Rojas-Martínez, A. E. 1984. Descripción del microhábitat de cinco especies de ratones de la Sierra del Ajusco. Tesis, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F.

Sánchez-Cordero, V. y M. Canela-Rojo. 1991. Estudio poblacional de roedores en un bosque de pino del Eje Neovolcánico Transversal mexicano. Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Serie Zoología 62:319-340.

Sánchez-Hernández, C., A. E. Rojas-Martínez y C. B. Chavéz-Tapia. 1990. Fluctuación de población de *Neotomodon alstoni alstoni* (Rodentia: Cricetinae) en la Sierra del Ajusco, México. *In* Ecología Urbana, R. Gio-Argáez, I. Hernández-Ruiz y E. Sainz-Hernández (eds.). Sociedad Mexicana de Historia Natural, Volumen especial. México, D.F. 105-116 p.

Schooley, R. L. y L. C. Branch. 2006. Space use by round-tailed muskrats in isolated wetlands. Journal of Mammalogy 87:495-500.

Smith, R. L. y T. M. Smith. 2000. Ecología. Addison Wesley Longman, España. 642 p.

Trivers, R. L. 1972. Parental investment and sexual selection. *In* Sexual selection and the descent of man, B. Campbell (ed.). Aldine Chicago, Chicago. 136-179 p.

Williams, S. L., J. Ramírez-Púlido y R. J. Baker. 1985. *Peromyscus alstoni.* Mammalian Species 242:1-4.

Roedores del estado de Sinaloa, México

Rodents of the state of Sinaloa, México

Yolanda Hortelano-Moncada¤ *y José Eduardo Solano-Arenas*

Resumen

Se actualizó el inventario de los roedores del estado de Sinaloa, México, con ejemplares adecuadamente documentados y con al menos un ejemplar catalogado en una colección biológica; en las colecciones se encontraron 5508 registros colectados desde 1868 a 2009 que corresponden a 37 especies, agrupadas en 17 géneros y cinco familias. Estas especies representan el 17.19 % del total de los roedores para México. En Sinaloa, se tienen listadas 16 especies endémicas de México, pero ninguna para el estado. De acuerdo a la Norma Oficial Mexicana 059 hay una especie en la categoría amenazada (*Peromyscus eremicus*), una en peligro de extinción (*Erethizon dorsatum*) y dos en protección especial (*Chaetodipus baileyi* y *Neotoma phenax*). En la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza hay una especie como vulnerable (*Sigmodon alleni*) y dos especies casi amenazadas (*Chaetodipus goldmani* y *Neotoma phenax*). Por otro lado una ardilla (*Sciurus arizonensis huachaca*), dos ratas (*Neotoma leucodon durangae* y *Neofiber alleni*) y tres ratones (*Reithrodontomys megalotis longicaudus*, *Peromyscus gossypinus* y *Podomys floridanus*) listadas en trabajos previos no fueron reconocidas, ya que no se encontró ningún ejemplar que documentara su distribución en el estado de Sinaloa; estos resultados ponen de manifiesto la importancia de las colecciones biológicas y la revisión adecuada de la literatura.

Palabras clave: mamíferos, Rodentia, colecciones biológicas, localidades de colecta, distribución geográfica, riqueza de species, endemismo, riesgo de extinción.

Abstract

The inventory of the rodents of Sinaloa, México, was updated with adequately documented taxa, and at least with one voucher specimen cataloged and stored in a biological collection. A total of 5508 records were found in biological collections collected from 1868 to 2009, which represents 37 species grouped in 17 genera and five families, comprising the 17.19% of all the rodent species in Mexico. Sinaloa has 16 species listed as endemic to Mexico, but none of them are endemic to Sinaloan grounds. In agreement to the Norma Oficial Mexicana 059 there is one threatened species (*Peromyscus eremicus*), one listed as endangered (*Erethizon dorsatum*) and two under special protection (*Chaetodipus baileyi* and *Neotoma phenax*), and according to the International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN) there is one vulnerable species (Sigmodon alleni) and two species near threatened (*Chaetodipus goldmani* and *Neotoma phenax*). On the other hand, a squirrel (*Sciurus arizonensis huachaca*), two rats (*Neotoma leucodon durangae* and *Neofiber alleni*) and three mice (*Reithrodontomys megalotis longicaudus*, *Peromyscus gossypinus* and *Podomys floridanus*) listed in previous works were not considered as valid records since no specimen documented its distribution in Sinaloa state; our results support the importance of biological collections and suitable reviews of literature.

Key words: mammals, Rodentia, biological collections, collecting localities, geographical distribution, species richness, endemism, extinction risk.

Introducción

Los mamíferos son uno de los grupos de vertebrados más importantes, puesto que han sido fundamentales en la evolución de la especie humana y dentro de cualquier estudio de biodiversidad. Entre este conjunto de especies podemos encontrar a los roedores (ardillas, ardillones, ratones, ratas, tuzas, puerco espines, castores, coendúes,

Departamento de Zoología, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Apartado Postal 70-153, Coyoacán. C.P. 04510 México, Distrito Federal, México
¤ *yolahm@ibiologia.unam.mx*

pacas, agutíes y capibaras) los cuales juegan un papel muy importante en un ecosistema, siendo considerados como las especies de mayor importancia en la remoción y dispersión de semillas en las zonas áridas (Wilson y Reeder, 2005). Por otro lado, tienen un área de distribución casi cosmopolita con excepción de las regiones polares, por lo que los hace el grupo más grande y diverso dentro de la clase Mammalia, existiendo a nivel mundial 33 familias, 481 géneros y 2277 especies, lo que equivale al 42% del total de las especies que hay en la actualidad (Wilson y Reeder, 2005). En México, este grupo está representado por siete familias, 46 géneros y 233 especies de éstas últimas el 71% son endémicas del país (Ramírez-Pulido y Castro-Campillo, 1993; Ramírez Pulido *et al*., 2005).

Aunque no existe información completa sobre la biología de todas las especies de roedores, se menciona que en general no presentan problemas de conservación y muchas especies sobreviven en regiones perturbadas y tienen altas tasas de natalidad (Trujano-Álvarez y Álvarez-Castañeda, 2002). Sin embargo, hay especies con una distribución restringida que son muy susceptibles a la extinción por causa de la fuerte presión antropogénica. Es por ello que son necesarios estudios sobre este grupo que generen información acerca de las condiciones de las poblaciones, su abundancia, endemismo, entre otras cosas, para establecer con mayor claridad el estado de conservación. Los listados o inventarios faunísticos son la primera aproximación al conocimiento de la fauna silvestre existente, ya que generan información documentada que ayuda a conocer la riqueza, composición, abundancia relativa y otros atributos de las especies de una región determinada (Jones *et al.,* 1997).

El primer paso para la conservación de las especies de la flora y fauna, es conocerlas adecuadamente y los inventarios contribuyen de manera importante al conocimiento sobre la diversidad y la biogeografía. El primer inventario documentado de mamíferos silvestres para el estado de Sinaloa fue realizado a principios del siglo XX, enlistando nueve especies de roedores (Allen, 1906). Media centuria después se registra a cinco especies más para este grupo (Jones *et al.,* 1962). En la década de 1980 se generaron más estudios sobre mamíferos de este estado, uno de ellos enlista 27 especies de roedores (Hall, 1983) y el otro 28 (Ramírez-Pulido *et al.,* 1986). También se registró a *Onychomys torridus* como nuevo registro para Sinaloa (Wilson, 1985). Para el estado de Sinaloa se reconoce un número variado de especies de roedores, publicaciones recientes reconocen 12 especies de roedores (Álvarez-Castañeda y Patton, 1999; 2000) en tanto que Trujano-Álvarez y Álvarez-Castañeda (2002) enlistan 19 especies. Por otro lado, se encontró a *Otospermophilus variegatus* (*Spermophilus variegatus)* en las islas Lobos, Venados y Pájaros (Flores-Campaña et al*.,* 2004), la discrepancia en cuanto al número de especies fue ha mantenido, incluso se listan a 25 especies para este orden (SEMARNAT, 2005). El objetivo de este estudio es generar el inventario actualizado de los roedores del estado de Sinaloa, basándose en los registros publicados y bien documentados, así como compilar los datos curatoriales de las especies de roedores de Sinaloa para generar el inventario y mapas de distribución actuales.

Materiales y métodos

Área de estudio

El estado de Sinaloa se encuentra situado en el Noroeste de la República Mexicana, entre las coordenadas 22° 31' y 26° 56' de latitud Norte y -105° 24' y -109° 27' de longitud Oeste (INEGI, 2010; Figura 1). Por su forma y posición geográfica se encuentra dividido longitudinalmente en dos Provincias Fisiográficas: la de Sierra Madre Occidental, la cual se ubica en la parte este del estado y la Llanura Costera del Pacífico que se extiende por toda la franja costera (INEGI, 2010).

Clima. De acuerdo con Olea (1975), este factor lo divide en tres provincias climatográficas llamadas: zona septentrional (comprende desde el norte del Río El Fuerte y las localidades de Esperanza y Topolobampo), zona central (localizada entre el Río el Fuerte y el Río

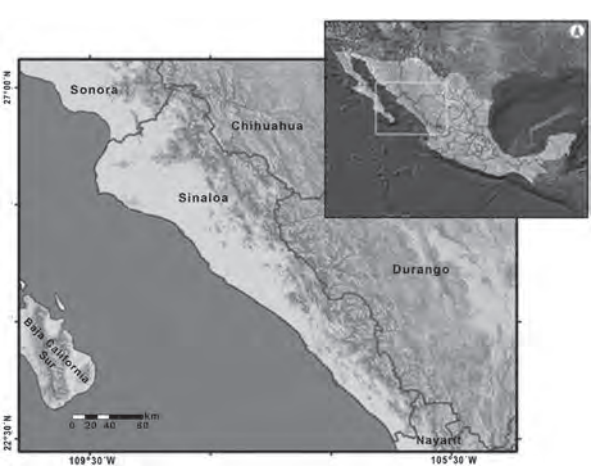


Figura 1. Localización geográfica del estado de Sinaloa, México.

Mocorito) y zona meridional (se extiende desde el Río Mocorito hasta los límites del estado de Nayarit).
Vegetación. El estado presenta una gran variedad de comunidades vegetales de las cuales hay: Selva baja caducifolia, Selva mediana subcaducifolia, Bosque de encino, Bosque de pino-encino, Manglar, Matorral espinoso, Palmar, Pastizal, Vegetación de galería, Dunas costeras y Vegetación halófila (Rzedowski, 1978).

Listado taxonómico

Se recopilo e integró la información de la literatura científica, revisión de ejemplares en colecciones biológicas y bases de datos publicados en Internet: Unidad de Información para la Biodiversidad (UNIBIO, 2006), la Red Mundial de Información sobre la Biodiversidad, REMIB (CONABIO, 2010) y Mammal Networked System, MANIS (Wieczorek, 2001). Para el listado se consideraron solamente a las especies silvestres que tuvieran por lo menos un registro formalmente documentado para la entidad, es decir, aquellas especies que tuvieran por lo menos un ejemplar depositado en una colección biológica y una localidad de referencia que se encontrara dentro de los límites territoriales de la entidad (Godínez *et al.,* 2011).El arreglo filogenético se realizó de acuerdo a Wilson y Reeder (2005) y la nomenclatura de las especies se basó en Ramírez-Pulido *et al.,* (2008). Se considero la información de la NOM-SEMARNAT-059 (SEMARNAT, 2010) y a la lista roja de la Unión Mundial para la Naturaleza (UICN, 2010) para las categorías de riesgo de las especies.

Análisis de datos

Para el manejo y análisis de la información, se elaboró una base de datos con el programa Microsoft Access 2003, donde se incorporó la información biológica y geográfica de los ejemplares y esto es de acuerdo a los lineamientos de *Darwin Core (Ver 3.0)* y de *MaNIS/HerpNet/ORNIS Georeferencing Guidelines* (Wieczorek, 2001), las localidades se estandarizaron y se geoposicionaron empleando cartas topográficas a escala de 1:250,000 y gaceteros (INEGI 2001, 2005).

Resultados

De la revisión de literatura, se lograron identificar diez referencias principales donde se mencionan registros de roedores para el estado de Sinaloa. De la cuales, seis son exclusivas para la entidad (Allen, 1906; Jones *et al.,* 1962; Wilson, 1985; Trujano-Álvarez y Álvarez-Castañeda, 2002; Flores Campaña *et al.,* en prensa; SEMARNAT, 2005) y el resto son revisiones de Norteamérica o del país (Hall, 1983; Ramírez- Pulido *et al.,* 1986; Álvarez-Castañeda y Patton, 1999; 2000). De la bibliografía se puede mencionar que se consideraron los cambios taxonómicos a nivel de género para algunas especies de ardillas como *Spermophillus adocetus, S. variegatus* y *S. tereticaudus* que cambian a *Notocitellus adocetus, Otospermophilus variegatus y Xerospermophilus tereticaudus* (Helgen *et al.,* 2009) y tuzas del género *Thomomys* (Álvarez-Castañeda, 2010), donde se reconoce a siete especies, seis de ellas con distribución en México y de las cuales tres, *Thomomys atrovarius*, *T. bottae* y *T. umbrinus* se distribuyen en Sinaloa. Otro cambio en la nomenclatura es el de la rata algodonera *Oryzomys mexicanus*, la cual se encontraba como subespecie de *O. couesi* (Hanson *et al.,* 2010). Por otro lado, dos propuestas taxonómicas recientes, no fueron consideraron para al presente estudio, en una de ellas consideran a *Liomys* como sinónimo de *Heteromys* (Hafner *et al.*, 2007) y la otra propone el cambio de nomenclatural de *Sigmodon hispidus* con distribución en México (Peppers y Bradley, 2000; Peppers *et al.,* 2002; Carroll *et al.,* 2005; Carroll y Bradley, 2005; Bradley *et al.,* 2008, Henson y Bradley, 2009). Por lo tanto, el número total de especies considerando estos trabajos previos es de 41.

Colecciones Biológicas

Se obtuvo un total de 5508 registros de roedores para el estado de Sinaloa (Apéndice 1) colectados desde 1868 a 2009, de los cuales 4,836 (87.80%) se encuentran depositados en colecciones extranjeras, mientras que los 672 restantes (12.20%) están albergados en las colecciones nacionales. Dichos ejemplares se encuentran depositados en 20 colecciones extranjeras y siete nacionales, están preservados en piel, cráneo, esqueleto y alcohol. Las colecciones y el número de ejemplares depositados en ellas son: University of Kansas, Museum of Natural History (KU, 2898); University of California, Berkeley, Museum of Vertebrate Zoology (MVZ, 594); American Museum of Natural History (AMNH, 330); University of Michigan, Museum of Zoology (UMMZ, 315); Colección Nacional de Mamíferos del Instituto de Biología, UNAM (CNMA, 289); United States National Museum of Natural History (USNM, 243); Colección de Mamíferos del Centro de Investigaciones del Noroeste, S.C. (CIB, 210); Lousiana State University, Museum of Natural Science (LSUMZ, 152); New Mexico Museum of History Natural (NMMNH, 92); Texas Tech Uni-

versity Museum of Texas Tech University (TTU, 87); Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Unidad Durango, IPN (CDR, 67); Colección de Cordados de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas del Instituto Politécnico Nacional, IPN (ENCB, 54); University of Washington, Thomas Burke Memorial Washington State Museum (UWBM, 36); University of Puget Sound, James R., Slater Museum of Natural History (PSM, 23); Departamento de Biología, División de Ciencias Biológicas y de la Salud, Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAM-I, 22); Harvard University-Museum of Comparative Zoology (MCZ, 19); University of New Mexico, Museum of Southwestern Biology (MSB,15); Ornithology and Mammalogy Department, California Academy of Sciencies (CAS,10); Colección Osteológica del Laboratorio de Arqueozoología "M. en C. Ticúl Álvarez Solórzano." (DP, 10); University of Oklahoma, Oklahoma Museum of Natural History, (OMNH, 10); Cornell University, Ithaca, (CU, 7); Museo de Zoología "Alfonso L. Herrera" Facultad de Ciencias, UNAM. (MZFC-M, 5); Lousiana State University, Museum of Natural Science, (LSUMZ, 2); University of Colorado Museum, (UCM, 2); Forth Hays University, Sternberg Museum of Natural History, (MHP, 1).

Listado taxonómico

El estado de Sinaloa presento un total de 37 especies de roedores silvestres, incluidas en 17 géneros y 5 familias, 14 especies son monotípicas y 24 politípicas (Cuadro 1). La familia mejor representada fue Muridae con 23 especies (60.52%), seguida de Heteromyidae con seis (15.78%). En cuanto a nivel de género, los que destacan por presentar el mayor número de especies fueron: *Peromyscus* y *Chaetodipus* con siete y cuatro respectivamente. Los taxa mejor representados en las colecciones biológicas, en cuanto a número de ejemplares fueron *Chaetodipus pernix* (957), *Liomys pictus* (580), *Chaetodipus artus* (449) y *Peromyscus eremicus* (418).

En este estudio se encontró un registro nuevo, el cuinique (*Notocitellus adocetus*) con dos ejemplares de referencia en piel y cráneo depositados en el Museo de Zoología "Alfonso L. Herrera" de la Facultad de Ciencias (MZFC-M 4529 y 4530). Por otro lado en las colecciones se encontraron especies que fueron descritas hace más de un siglo como, *Reithrodontomys fulvescens* y *Sigmodon* sp (USNM, 9065 y 9244; Allen 1906), colectados en 1868 o recientemente como *Peromyscus schmidlyi* (KU 81617; Ordoñez-Garza y Bradley, 2010), descrito en 2004.

Mediante registros depositados en colecciones se corrobora la presencia de *Xerospermophilus tereticaudus* (KU, 96553, Álvarez-Castañeda y Patton, 2000; Trujano Álvarez y Álvarez-Castañeda 2002), *Peromyscus gratus gentilis* (OMNH, 10030, Hall, 1983), *Sigmodon hispidus* y *S. mascotensis* (Allen, 1903, Wilson y Reeder, 2005), que habían sido reportados como registros de probable ocurrencia. Para el caso de *Sigmodon hispidus* hay 160 ejemplares depositados en nueve colecciones (AMNH, CAS, KU, LACM, MCZ, TTU, UAM, UCM y UMMZ), en tanto que para *S. mascotensis*, hay dos ejemplares preservados en piel y depositados en el American Museum of Natural History (AMNH 24490 y 24491). No se corroboró la presencia de seis especies de roedores (*Sciurus arizonensis huachaca, Neotoma leucodon durangae*, *Neofiber alleni*, *Reithrodontomys megalotis longicaudus*, *Peromyscus gossypinus* y *Podomys floridanus*).

En relación a especies bajo alguna categoría de riesgo citados en la norma oficial mexicana (NOM-059-SEMARNAT, 2010), en Sinaloa se encuentra un género (*Hodomys*) y 13 especies endémicas de México, *Sciurus colliaei* y *S. nayaritensis*, *Chaetodipus artus, C. goldmani, C. pernix, Peromyscus gratus, P. simulus, P. spicilegus*, *Reithrodontomys burti, Hodomys alleni, Neotoma phenax, Oryzomys melanotis y Sigmodon alleni.* Además en la categoría amenazada, se registra al ratón de cactus (*Peromyscus eremicus*); en la categoría de especies en peligro de extinción el puerco espín (*Erethizon dorsatum*; y en la categoría de protección especial hay dos especies, el ratón de bolsillo (*Chaetodipus baileyi*) y la rata cambalachera (*Neotoma phenax*).

De acuerdo a la clasificación de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), se identificaron tres especies consideradas bajo algún riesgo. En la categoría de especie vulnerable está la rata algodonera (*Sigmodon alleni*), en la categoría de especies casi amenazadas se registraron dos especies, uno de ellos es el ratón de abazones, (*Chaetodipus goldmani*) y la rata cambalachera (*Neotoma phenax*).

En la literatura se registran 11 localidades tipo en Sinaloa, correspondientes a 14 holotipos, de los cuales solo cuatro siguen considerándose como válidos, mientras que los demás han sido puestos en sinonimia (Álvarez-Castañeda *et al.,* 1997; Cuadro 2). Los roedores han sido colectados en 317 localidades únicas (Figura 2), siendo los municipios: Culiacán (37), El Fuerte (32) y Mazatlán (31) los que presentan el mayor número de localidades de colecta, lo cual contrasta con los municipios de Elota (6), Cosalá (4), Acaponeta

Cuadro 1. Listado taxonómico de las especies de roedores presentes en el estado de Sinaloa, México. La nomenclatura y clasificación son de acuerdo a Wilson y Reeder (2005) y Ramírez-Pulido et al. (2008), con excepción de algunos géneros de la familia Sciuridae (Helgen et al., 2009), del género *Thomomys* (Álvarez-Castañeda, 2010) y *Oryzomys mexicanus* (Hanson et al., 2010). Se indica la condición de especie monotípica (Mo) o politípica (Po), su categoría de riesgo y la distribución geográfica de acuerdo a la Norma Oficial Mexicana 059 (SEMARNAT, 2010); P=en peligro de extinción, A=amenazada, Pr=sujeta a protección especial, En=taxón endémico de México. Se incluye también la categoría de riesgo de extinción de acuerdo con la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza. LC=Bajo riesgo, NT=casi amenazada, V=vulnerable y DD= datos deficientes.

Especies	Nombre común	CE	DIS	NOM 059	IUCN
Orden Rodentia Bowdich, 1821					
Familia Sciuridae Fischer De Waldhem, 1817					
Subfamilia Sciurinae Fischer de Waldhem, 1817					
Sciurus Linnaeus, 1758					
Sciurus colliaei Richardson, 1839	Ardilla gris	Po	En		LC
Sciurus colliaei sinaloensis Nelson, 1899					
Sciurus colliaei truei Nelson, 1899					
Sciurus nayaritensis J. A. Allen, 1890	Ardilla zorro mexicano		En		LC
Sciurus nayaritensis apache J. A. Allen, 1893					
Subfamilia Xerinae Osborn, 1910					
Notocitellus A. H. Howell, 1938					
Notocitellus adocetus (Merriam, 1903)	Cuinique	Po	En		LC
Notocitellus adocetus adocetus (Merriam,1903)					
Otospermophilus Brandt, 1844					
Otospermophilus variegatus (Erxleben, 1777)	Ardillón cola redonda	Po			LC
Otospermophilus variegatus rupestris (J. A. Allen, 1903)					
Xerospermophilus Merriam, 1892					
Xerospermophilus tereticaudus Baird, 1858	Ardillón de roca	Po			LC
Xerospermophilus tereticaudus neglectus Merriam, 1889					
Familia Heteromyidae Gray. 1868					
Subfamilia Dipodomyinae Gervais, 1853					
Dipodomys Gray, 1841					
Dipodomys merriami Mearns, 1890	Rata canguro	Po			LC
Dipodomys merriami mayensis Goldman, 1928					
Subfamilia Heteromyinae Gray, 1868					
Liomys Merriam, 1902		Po			LC
Liomys pictus (Thomas, 1893)	Ratón espinoso				
Liomys pictus hispidus (J. A. Allen, 1897)					
Liomys pictus pictus (Thomas, 1893)					
Subfamilia Perognathinae Coues, 1875					
Chaetodipus Merriam, 1889					
Chaetodipus artus (Osgood, 1900)	Ratón de bolsillo	Mo	En		LC
Chaetodipus baileyi (Merriam, 1894)	Ratón de bolsillo	Po		Pr	LC
Chaetodipus baileyi baileyi (Merriam,1894)					
Chaetodipus goldmani (Osgood, 1900)	Ratón de abazones	Mo	En		NT

Cuadro 1. Continúa.

Especies	Nombre común	CE	DIS	NOM 059	IUCN
Chaetodipus pernix (J. A. Allen, 1898)	Ratón de abazones	Po	En		LC
Chaetodipus pernix pernix J. A. Allen, 1898					
Chaetodipus pernix rostratus (Osgood, 1900)					
Familia Geomyidae Bonaparte, 1845					
Thomomys Wied-Neuwied, 1839					
Thomomys atrovarius J.A. Allen, 1898	Tuza		Mo		LC
Thomomys bottae (Eydoux y Gervais, 1836)	Tuza de bota		Po		LC
Thomomys umbrinus (Richardson, 1829)	Tuza mexicana		Mo		LC
Familia Cricetidae Fischer, 1817					
Subfamilia Neotominae Merriam, 1894					
Baiomys True, 1894					
Baiomys musculus (Merriam, 1892)	Ratón pigmeo sureño	Po			LC
Baiomys musculus musculus (Merriam, 1892)					
Baiomys taylori (Thomas, 1887)	Ratón pigmeo norteño	Po			LC
Baiomys taylori canutus Packard, 1960					
Baiomys taylori paulus (J. A. Allen, 1903)					
Hodomys Merriam, 1894			En		
Hodomys alleni (Merriam, 1892)	Rata montera	Po	En		LC
Hodomys alleni alleni (Merriam, 1892)					
Neotoma Merriam, 1897					
Neotoma albigula Hartley, 1894	Rata cambalachera	Po			LC
Neotoma albigula melanura Merriam, 1894					
Neotoma mexicana Baird, 1855	Rata cambalachera mexicana	Po			LC
Neotoma mexicana sinaloae J. A. Allen, 1898					
Neotoma mexicana tenuicauda Merriam, 1892					
Neotoma phenax (Merriam, 1903)	Rata cambalachera de Sonora	Mo	En	Pr	NT
Onychomys Baird, 1858					
Onychomys torridus (Coues, 1874)	Ratón alacranero del sur	Po			LC
Onychomys torridus knoxjonesi Hollander y Willig, 1992					
Onychomys torridus yakiensis Merriam, 1904					
Peromyscus Gloger, 1841					
Peromyscus boylii (Baird, 1855)	Ratón arbustero	Po			LC
Peromyscus boylii rowleyi (J. A. Allen, 1893)					
Peromyscus eremicus (Baird, 1858)		Po		A	LC
Peromyscus eremicus anthonyi (Merriam, 1887)					
Peromyscus eremicus sinaloenses Anderson, 1972					
Peromyscus gratus Merriam, 1898	Ratón piñonero	Po	En		LC
Peromyscus gratus gentilis Osgood, 1904					
Peromyscus merriami Mearns, 1896	Ratón de los mezquites	Po	Po		LC
Peromyscus merriami Goldman Osgood 1904					

Cuadro 1. Continúa.

Especies	Nombre común	CE	DIS	NOM 059	IUCN
Peromyscus schmidlyi (Bradley *et al.,* 2004)	Ratón ciervo	Mo			LC
Peromyscus simulus Osgood, 1904	Ratón silvestre	Mo	En		LC
Peromyscus spicilegus J. A. Allen, 1897	Ratón espiguero	Po			LC
Reithrodontomys Giglioli, 1873					
Reithrodontomys burti Benson, 1939	Ratón silvestre sonorense	Po			LC
Reithrodontomys fulvecens J. A. Allen, 1894	Ratón silvestre	Po			LC
Reithrodontomys fulvecens nelsoni Howell, 1914					
Reithrodontomys fulvecens tenuis J. A. Allen,1899					
Subfamilia Sigmodontinae					
Oryzomys Baird, 1858					
Oryzomys couesi (Alston, 1877)	Rata arrocera tropical	Po			LC
Oryzomys couesi lambi Burt, 1934					
Oryzomys mexicanus J. A. Allen, 1897	Rata arrocera	Mo			
Oryzomys melanotis Thomas, 1893	Rata arrocera de orejas largas	Po	En		LC
Oryzomys melanotis melanotis Thomas, 1893					
Sigmodon Say y Ord, 1825					
Sigmodon alleni Bailey, 1902	Rata algodonera parda	Mo	En		V
Sigmodon arizonae Mearns, 1890	Rata algodonera de Arizona	Mo			LC
Sigmodon hispidus Say y Ord, 1825	Rata algodonera	Mo			LC
Sigmodon mascotensis J. A. Allen, 1897	Rata algodonera jalisciense	Mo	En		LC
Familia Erethizontidae Bonaparte, 1845					
Subfamilia Erethizontinae Bonaparte, 1845					
Erethizon F. Cuvier, 1822					
Erethizon dorsatum (Linnaeus, 1758)					
Erethizon dorsatum epixhantum Brandt, 835	Puerco espín americano	Po			LC

(1) y Salvador Alvarado (1) que tienen escasa representatividad. Se identificó que las especies *Liomys pictus, Chaetodipus pernix*, *Peromyscus eremicus*, *Reithrodontomys fulvescens*, *Chaetodipus artus*, *Thomomys bottae*, *Chaetodipus goldmani* y *Thomomys umbrinus* presentan amplia distribución, mientras que el ratón piñonero (*Peromyscus gratus gentilis*) y el puerco espín norteño (*Erethizon dorsatum*), solo están representados por un ejemplar, este último colectado en 1962 y depositado en la University of Kansas, Museum of Natural History (KU 90973), González Bernal *et al*., (2002) mencionan que esta especie ya ha sido extirpada del estado, debido a la fuerte presión antropogénica como la cacería furtiva, la destrucción del hábitat, la contaminación del agua y el crecimiento desmedido de asentamientos humanos.

Discusión

El listado obtenido en este estudio fue de 37 especies el cual contrasta con estudios previos, ya que se tienen anotadas desde 12 hasta 30 especies, con un total de 41 considerando todas las especies registradas en las publicaciones (Álvarez–Castañeda y Patton, 1999; 2000; Trujano-Álvarez y Álvarez-Castañeda, 2002, SEMARNAT, 2005; Hall, 1983; Ramírez-Pulido *et al.,* 1986 y Wilson y Reeder, 2005). Esta variación en el número de especies en los listados se debe a diversos factores entre los que se encuentran, la fuente de información en la que se basan las publicaciones, la interpretación de los registros, la documentación de los ejemplares de referencia, las determinaciones erróneas, la actualización de la nomenclatura (Godínez *et al.,* 2011, Hortelano-

Cuadro 2. Especies de roedores y localidades tipo registradas para el estado de Sinaloa, México. Se registra el sinónimo de la especie y su nombre común. *=especies que conservan el nombre de la especie tipo.

Especie	Sinonimia	Nombre común	Localidad Tipo
Sciurus sinaloensis	*Sciurus colliaei sinaloensis*	Ardilla gris	Mazatlán.
Heteromys pictus escuinapae	*Liomys pictus hispidus*	Ratón espinoso	Escuinapa.
Perognathus goldmani	*Chaetodipus goldmani*	Ratón de abazones	Sinaloa.
Perognathus pernix	*Chaetodipus pernix pernix*	Ratón de abazones	Rosario.
Thomomys sinaloae	*Thomomys bottae*	Tuza de bota	Altalta.
Thomomys umbrinus eximius	*Thomomys umbrinus*	Tuza mexicana	Sierra de Choix, cerca de 20 mi NE Choix.
Thomomys umbrinus varus	*Thomomys bottae*	Tuza de bota	1 mi S El Dorado.
**Thomomys atrovarius*		Tuza mexicana	Tatemales.
**Baiomys taylori canutus*		Ratón pigmeo norteño	1 mi S Pericos
**Onychomys torridus knoxjonesi*		Ratón alacranero del sur	Presa Sanalona, 12 mi NE Presa Sanalona
**Peromyscus eremicus sinaloensis*		Ratón de cactus	Rosario.
Neotoma sinaloae	*Neotoma mexicana sinaloae*	Rata cambalachera mexicana	Tatemales.
Reithrodontomys tenuis	*Reithrodontomys fulvescens tenuis*	Ratón cosechero	Rosario.
Sigmodon hispidus major	*Sigmodon arizonae*	Rata algodonera de Arizona.	Sierra de Choix, 50 mi (probablemente 10 o 15 mi) NE Choix.

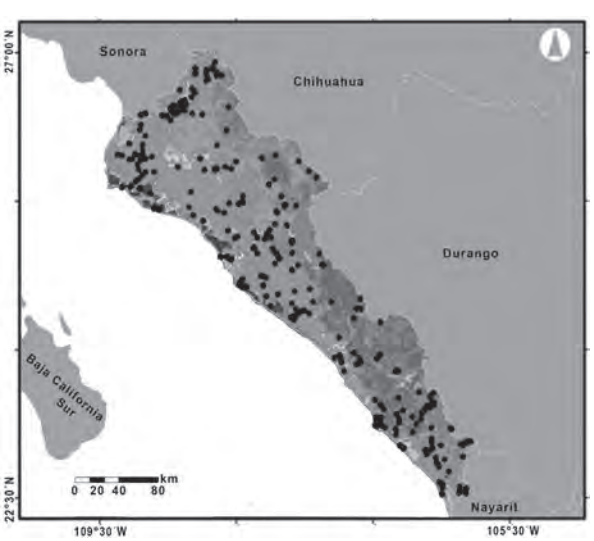


Figura 2. Localidades de colecta de los roedores del estado de Sinaloa, México, con ejemplares depositados en colecciones biológicas.

Moncada y Cervantes, 2011) y los registros recientes entre otros. Por lo tanto en este trabajo solo fueron considerados registros que estuvieran bien documentados (Cuadro 3).

El número de especies citadas en este estudio mostró la mayor cifra de lo reportado en listados previos debido a un registro nuevo *Notocitelus adocetus*, a un registro recientemente publicado, *Peromyscus schmidly* y a que se corroboro la presencia para el estado de *Xerospermophilus tereticaudus, Peromyscus gratus gentilis, Sigmodon hispidus* y *S. mascotensis* registradas previamente como de probable ocurrencia. Por otro parte no fueron reconocidas cuatro especies citadas en trabajos previos, debido a que su distribución no se localiza dentro de los límites de la entidad; éstas fueron *Sciurus arizonensis* (Ramírez-Pulido *et al.,* 1986; SEMARNAT 2005) que se localiza en un área restringida en los estados de Arizona, Estados Unidos y Sonora, México*; Neofiber alleni* y *Peromyscus gossypinus* que se distribuyen solo en la península de Florida y Oklahoma, Estados Unidos y *Podomys floridanus,* loca-

lizada solo en una pequeña área en el estado de Florida, Estados Unidos (SEMARNAT, 2005). De acuerdo con estudios previos (Álvarez Castañeda y Patton, 2000; Trujano-Álvarez y Álvarez Castañeda, 2002), la distribución de los roedores comprende zonas de bosque de encino, de pino, zonas agrícolas y selva caducifolia. Sinaloa cuenta con una heterogeneidad de ambientes, además de factores climáticos de temperatura y disponibilidad de agua que permite de forma indirecta la presencia del recurso alimenticio esto coincide con lo mencionado por Badgley y Fox (2000) para mamíferos de Norteamérica y Hawkins *et al.,* (2003) para plantas, vertebrados e invertebrados. Por otra parte las especies que presentaron el mayor número de ejemplares como *Chaetodipus pernix*, *C. artus*, *Liomys pictus* y *Peromyscus eremicus*, también han sido reportados como plaga causando graves daños a los cultivos (Trujano-Álvarez y Álvarez-Castañeda, 2002).

Con respecto a las localidades tipo, el estado de Sinaloa presenta un número pequeño, comparándolo con estados como Baja California, Baja California Sur, Oaxaca y Veracruz. Algunas de las localidades tipo de Sinaloa, han sufrido cambios drásticos, debido al rápido crecimiento poblacional que se ha presentado en el estado en los últimos 80 años (Trujano Álvarez y Álvarez-Castañeda, 2002; INEGI, 2010). En Sinaloa las áreas naturales se están deteriorando aceleradamente debido por la tala clandestina, el tráfico de especies y por ser uno de los estados donde concentran cultivos de marihuana y amapola, además de lo anterior, los estudios en el estado se complican por la tensa situación política debido por los conflictos limítrofes entre Sonora, Durango y Nayarit y por el tráfico de drogas (De Teresa y Hernández, 2000: Salas *et al.,* 2001).

En conclusión, este estudio aporta información actualizada y documentada sobre los mamíferos que se distribuyen en el estado de Sinaloa, registrándose un total de 37 especies y se agregan dos especies no incluidas en inventarios previos. Se confirmó la presencia de cuatro especies citadas como registros de probable ocurrencia y no se reconocen a seis taxa listados en trabajos previos (*Sciurus arizonensis huachaca, Neotoma leucodon durangae*, *Neofiber alleni*, *Reithrodontomys megalotis longicaudus*, *Peromyscus gossypinus* y *Podomys floridanus*). Los registros cubren gran parte del estado, aunque si es notable que en la parte oeste que comprende la Sierra Madre Occidental, ha sido poco colectado. Un número alto de especies se distribuyen en áreas agropecuarias debido a que las zonas naturales están desapareciendo. Se identificó que la zona este que comprende la Sierra Madre Occidental ha sido poco estudiada por lo tanto es necesario continuar con los análisis para establecer estrategias de conservación y protección de poblaciones de mamíferos; es necesario prestar mayor atención a aquéllas que se encuentran citadas en la Norma Oficial Mexicana 059.

Agradecimientos

A Gibran Hoffman, por la elaboración y validación de localidades del mapa de distribución. A los curadores que proporcionaron datos y dieron las facilidades necesarias para revisar los ejemplares de las colecciones a su cargo: Fernando A. Cervantes (CNMA), Celia López G., Diego Francisco García Mendoza (CIIDIR-Durango), Sergio Ticúl Álvarez Castañeda (CIBNOR), Ana Fabiola Guzmán (DP), Juan Carlos López Vidal (ENCB), Livia León Paniagua. (MZFC-M), José Ramírez-Pulido (UAM-I) y Nancy B. Simmons (AMNH).

Literatura citada

Allen, J. A. 1906. Mammals from the states of Sinaloa and Jalisco, Mexico, collected by J. H. Batty during 1904 and 1905. Bulletin of the American Museum of Natural History 3:175-194.

Álvarez, T., S. T. Álvarez-Castañeda y M. González-Escamilla. 1997. Localidades típicas de mamíferos Mexicanos. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C. y Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, I.P.N. 170 p.

Álvarez-Castañeda, S.T. y J. L. Patton. 1999. Mamíferos del Noroeste de México. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C., La Paz, Baja California Sur, México. 1-583 p.

Álvarez-Castañeda, S. T. y J. L. Patton. 2000. Mamíferos del Noroeste de México II. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C., La Paz, Baja California Sur, México. 584-873 p.

Álvarez-Castañeda, S. T. 2010. Phylogenetic structure of the *Thomomys bottae umbrinus* complex in North America. Molecular Phylogenetics and Evolution, 54:671-679.

Badgley, C. y D. Fox. 2000. Ecological biogeography of North American mammals: species density and ecological structure in relation to environmental gradients. Journal of Biogeography 27:1437-1467.

Bradley, R. D., D. D. Henson y N. D. Durish. 2008. Re–evaluation of the geographic distribution and phylogeography of the *Sigmodon hispidus* complex based on mitochondrial DNA sequences. The Southwestern Naturalist 53:301–310.

Carroll, D. S., y R. D. Bradley. 2005. Systematics of the genus *Sigmodon*: DNA sequences from beta–fibrinogen and cytochrome *b*. The Southwestern Naturalist 50:342–349.

Carroll, D. S., L. L. Peppers y R. D. Bradley. 2005. Molecular systematics and phylogeography of the *Sigmodon hispidus* species group. Pp. 87–99 in Contribuciones Mastozoológicas en Homenaje a Bernardo Villa (Sánchez–Cordero V., y R. A. Medellín, eds.). Instituto de Biología e Instituto de Ecología, UNAM y CONABIO, México.

Ceballos, G., J. Arroyo-Cabrales, R. A. Medellín y Y. Domínguez-Castellanos. 2005. Lista actualizada de los mamíferos de México. Revista Mexicana de Mastozoología 9:20-70.CONABIO, 2010. (Comisión Nacional para la Biodiversidad en México). Sobre el World Wide Web: http://www.conabio.gob.mx/remib/doctos/remibnodosdb.html Martes 22 Julio 2011.

De Teresa, A. P. y G. Hernández 2000. Los vaivenes de la selva: el proceso de reconstitución del territorio zoque de Los Chimalapas. UAM-I/ CONACyT/ SEMARNAT. México. 159 p.

Flores-Campaña L. M., D. Rubio-Gastélum, M. A. González-Bernal, J. F. Artola-González y M. A. Ortiz-Arellano. Mamíferos Terrestres de las tres islas de la Bahía de Mazatlán, Sinaloa, México *www.ine.gob.mx/descargas/islas/71_res.pdf*

Hall, E. R. 1981. The Mammals of North America. New York. John Wiley and Sons. Vol I:XV+600+90, vol 2: VI+601-1181+90

Hafner, S. M., W. L Gannon, J. Salazar-Bravo y S. T. Álvarez Castañeda. 1997. Mammal Collections in the Western Hemisphere. American Society of Mammalogists. Allen Press. Lawrence, Kansas, United States. 93 p.

Hafner, J. C., J. E. Light, D. J. Hafner, M. S. Hafner, E. Reddington, D. S. Rogers, y B. R. Riddle. 2007. Basal clades and molecular systematic of heteromyid rodents. Journal of Mammalogy 88:1129–1145.

Hafner, M. S., T. A. Spradling, J. E. Light, D. S. Hafner, y J. R. Demboski. 2004. Systematic revision of pocket gophers of the *Cratogeomys gymnurus* species group. Journal of Mammalogy 85:1170–1183.

Hanson, J. D., J. L. Indorf, V. J. Swier, y R. D. Bradley. 2010. Molecular divergence within the *Oryzomys palustris* complex: evidence for multiple species. Journal of Mammalogy 91:336–347.

Henson, D. D., y R. D. Bradley. 2009. Molecular systematics of the genus *Sigmodon*: results from mitochondrial and nuclear gene sequences. Canadian Journal of Zoology 87:211–220.

Hawkins, B., R. Field, H. Cornell, D. Currie, J. Guégan, D. Kaufman, J. Kerr, G. Mittelbach, T. Oberdorff, E. O' Brien, E. Porter y J. Turner, 2003. Energy, water, and broad-scale geographic patterns of species richness. Ecology 84: 3105-3117.

Helgen, K. M., F. R. Cole, L. E. Helgen y D. E. Wilson. 2009. Generic revision in the Holarctic squirrel genus *Spermophilus*. Journal of Mammalogy 90:270–305.

Hortelano-Moncada, Y. y F. A. Cervantes. 2011. "Diversity of Wild Mammals in a Megalopolis: Mexico City, Mexico" *In:* Changing Diversity in Changing Environment. O. Grillo y G. Venora (eds.). Intech. p 323-356.

INEGI, 2010. (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática). Información geográfica. División por entidad federativa con base en el marco geoestadístico. Sobre el World Wide Web: http://www.inegi.gob.mx/geo/informaciongeografica/sinaloa, Sábado 23 Enero 2010.

Jones J. K. Jr., T. Álvarez y M. R. Lee. 1962. Noteworthy Mammals from Sinaloa, Mexico. University of Kansas Publications Museum of Natural History 14:145-159.

Jones, C., R. S. Hoffmann, D. W. Rice, M. D. Engstrom, R. D. Bradley, D. S. Schmidly, C. A. Jones and R. J. Baker. 1997. Revised checklist of North American mammals north of Mexico, 1997. Occasional Papers, Museum of Texas Tech University 173:1-19.

Myers, P., R. Espinosa, C. S. Parr, T. Jones, G. S. Hammond, and T. A. Dewey. 2006. The Animal Diversity Web (online). Accessed September 13, 2011 at http://animaldiversity.org.

Olea, R. H. 1975. Ecología Descriptiva de Sinaloa. Sociedad Mexicana de Geografía y Estadística. México, D.F. 201 p.

Ordoñez-Garza, N. y R. D. Bradley. 2011. *Peromyscus schmidlyi* (Rodentia: Cricetidae). Mammalian Species 43: 31-36.

Peppers, L., y R. D. Bradley. 2000. Cryptic species in *Sigmodon hispidus*: evidence from DNA sequence. Journal of Mammalogy 81:332-343.

Peppers, L., D. S. Carroll y R. D. Bradley. 2002. Molecular systematics of the genus *Sigmodon* (Rodentia: Muridae): evidence from the mitochondrial cytochrome–*b* gene. Journal of Mammalogy 83:396-407.

Ramírez-Pulido, J., M. C. Britton, A. Perdomo y A. Castro-Campillo. 1986. Guía de los mamíferos de México: referencias hasta 1983. Universidad Autónoma Metropolitana-Unidad Iztapalapa, México

D. F. 122-125 p.

Ramírez-Pulido, J. y A. Castro-Campillo. 1993. Diversidad Mastozoológica en México, Revista Sociedad Mexicana de Historia Natural 94:413-427.

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 21:21-82.

Ramírez-Pulido, J., J. Arroyo-Cabrales y N. González. 2008. Catálogo taxonómico de especies de México. *In*. Capital Natural de México, vol I: Conocimiento actual de la biodiversidad. J. Soberón, G. Halffter y J. Llorente-Bousquets (comp.). Conabio, México, D. F. CDI

Rzedowski, J. 1978. Vegetación de México. Limusa, México, D. F. 128-149 p.

SEMARNAT (Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2005. Ordenamiento Ecológico Costero del Estado de Sinaloa, en Anexos. Sobre el World. Wibe: http://laip.sinaloa.gob.mx/NR/rdonlyres/661AFF01-BD69-459B-B2BE-6CB35B159277/0/OECESCONSULTAB.pdf Miércoles 9 de Junio 2011

EMARNAT (Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la federación.

Trujano-Álvarez A. L. y S. T. Álvarez-Castañeda. 2002. Los roedores de Sinaloa. *In:* Atlas de la Biodiversidad de Sinaloa. Cifuentes Lemus J. L. y J. Gaxiola López (eds.). El Colegio de Sinaloa, Culiacán Sinaloa, México. p. 407-414.

The International Union for Conservation of Nature. 2004. Red List of Threatened Species, Versión 2010.4. Sobre el World Wide Web: www.iucnredlist.org. Jueves 17 de Febrero 2011.

UNIBIO (Unidad de Información para la Biodiversidad). 2006. Consulta de colecciones biológicas. Sobre el Word Wibe Web: http://test.unibio.unam.mx/minero/index.jsp

Wieczorek, J. 2001. MANIS/HERPNET/ORNIS. GEOREFERENCING GUIDELINES. Sobre el World Wide Wibe: http://manis.net.org. University of California, Berkerley, C. A. 12 Septiembre 2010.

Wilson, D.E. 1985. New Mammal Records from Sinaloa: *Nyctinomops aurispinosa* and *Onychomys torridus*. The Southwestern Naturalist 30(2):323-324.

Wilson. D. E. y D.M. Reeder. 2005. Mammal Species of the World, A taxonomic and geographic reference, 3rd ed. John Hopkins University Press, Baltimore. 1600 p.

Ecología poblacional del ratón yucateco Peromyscus yucatanicus *(Rodentia: Cricetidae) en las selvas de Quintana Roo, México*

Population ecology of the Yucatán deer mouse Peromyscus yucatanicus *(Rodentia: Cricetidae) in tropical forests of Quintana Roo, México*

Ma. Cristina MacSwiney G.[*¤], Silvia F. Hernández-Betancourt[**], Jesús A. Panti-May[**] y Juan M. Pech-Canché[*]*

Resumen

Los pequeños roedores son los principales dispersores y depredadores de semillas, e influyen de manera directa en la demografía de muchas especies de plantas de las selvas Neotropicales. En la Península de Yucatán, y especialmente en la región de Yalahau, la biología de las especies de pequeños roedores es poco conocida. En el 2010 se estudió la ecología poblacional de *Peromyscus yucatanicus* realizando muestreos bimensuales de tres noches consecutivas en tres hábitats de la Reserva Ecológica "El Edén", Quintana Roo, México. Se capturaron un total de 147 individuos, de los cuales 47.5% se capturaron en selva mediana subcaducifolia, 25.5% en selva inundable y 26.8% en selva secundaria. La densidad estimada de *P. yucatanicus* en selva mediana fue de 35.9 ind/ha, la más alta reportada hasta ahora para la especie en la Península. La proporción de sexos no fue diferente de 1:1 en todos los hábitats. Durante lluvias y secas se registró evidencia reproductiva, lo que sugiere una reproducción poliéstrica continua.

Palabras clave: ecología de poblaciones, demografía, roedor, selva mediana subperennifolia, zoonosis.

Abstract

Small rodents are the primary dispersers and predators of seeds and as such can directly influence the demography of several Neotropical plants. In the Yucatan Peninsula, and especially in the Yalahau region, the ecology of the species of small rodents is poorly understood. The population ecology of the Yucatan deer mouse (*Peromyscus yucatanicus*) was studied in 2010, applying bimonthly sampling over three consecutive nights in three habitats of the "El Eden" Ecological Reserve, Quintana Roo, Mexico. A total of 147 individuals were captured: 74.5% in medium semideciduous tropical forest, 25.5% in floodable tropical forest, and 26.8% in secondary forest. The estimated density of *P. yucatanicus* in the medium forest was 35.9 ind/ha, the highest reported to date for this species in the Yucatan Peninsula. The sex ratio was 1:1 in all habitats. Reproductive individuals were recorded during every sampling period during both wet and dry seasons, suggesting a continuous poliestric reproductive pattern for the species.

Key words: population ecology, demography, rodent, semideciduous tropical forest, zoonosis.

Introducción

Los pequeños roedores tienen un gran efecto en la dinámica poblacional de plantas tropicales, actuando como dispersores, depredadores de semillas e incluso polinizadores (Pauw y Midgley, 2001; Hulme, 2002; Wells et al., 2009). Los estudios en pequeños roedores tropicales han cobrado gran interés, ya que proporcionan con cierta facilidad información sobre la demografía y reproducción de las poblaciones (Fleming, 1974; Kelly y Caro, 2003). La abundancia y actividad de los pequeños roedores depende, entre otros factores, de la estructura y características del

** Centro de Investigaciones Tropicales, Universidad Veracruzana. Casco de la Ex-Hacienda Lucas Martín, Privada de Araucarias sin número, Col. Periodistas. C.P. 91019 Xalapa, Veracruz, México.*
*** Departamento de Zoología, Campus de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad Autónoma de Yucatán. Carretera Mérida-Xmatkuil km 15.5. Apartado Postal 4-116, C.P. 97000 Itzimná, Mérida, Yucatán, México.*
**** Facultad de Matemáticas, Universidad Autónoma de Yucatán. Apartado Postal 172, C.P. 97119 Mérida, Yucatán, México.*
¤ cmacswiney@uv.mx

hábitat, así de condiciones ambientales. En México, son varios los estudios sobre dinámica poblacional realizados en bosques templados (Galindo-Leal y Krebs, 1997; Santos-Moreno et al., 2007) y en selvas tropicales (Hernández-Betancourt et al., 2003, 2008; Schenell et al., 2010).

La región de Yalahau, Quintana Roo, al norte de la Península de Yucatán, ha sido virtualmente inexplorada biológicamente hasta en años recientes. Muestreos preliminares sugieren que la región posee tanto un alto porcentaje de especies de flora y fauna endémicas, así como una representación alta de la biodiversidad peninsular (Lee, 1980; McKinnon, 1993; Lazcano et al., 1995; Schultz, 2003). Sin embargo, los hábitats del norte de la Península actualmente se encuentran críticamente amenazados como resultado de la tala y el establecimiento descontrolado de la población humana debido a la expansión de la industria turística de la zona de Cancún y la Riviera Maya (Hirales-Cota et al., 2010).

Peromyscus yucatanicus es una especie endémica de la Península de Yucatán, con un sólo registro para Guatemala (Zarza et al., 2003) y Belice (Bersot, 2003). Es de tamaño mediano, con pelaje dorsal de color ocre y pelaje ventral blanco y un anillo negro y estrecho alrededor de la órbita ocular (Young y Jones, 1983). *P. yucatanicus* es una especie común en selvas caducifolias, subcaducifolias y subperennifolias, selvas secundarias, milpas y pastizales (Birney et al., 1974; Cimé-Pool et al., 2007).

El único registro de *P. yucatanicus* en Quintana Roo, se realizó en la Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an (Pozo y Escobedo, 1999). Sin embargo, a pesar de la frecuencia con que se ha capturado esta especie en diferentes localidades de la Península de Yucatán, su biología y ecología son poco conocidas (Ortega R. y Arita, 2005). Debido a que es endémica y a que ha sido reportada como reservorio de enfermedades como Leishmaniasis (Chablé et al., 1995) y Chagas (Panti-May, 2011) es necesario conocer el estado actual de sus poblaciones. Este trabajo representa el primer seguimiento poblacional de *P. yucatanicus* y en general de los pequeños roedores en Quintana Roo, México.

Materiales y Métodos

Este trabajo se realizó en el norte del Quintana Roo, en el área comprendida por la Reserva Ecológica "El Edén" (REEE). La REEE (21º12.612'N y 87º11.601'W) se encuentra aproximadamente a 25 km al NE de Leona Vicario, municipio de Lázaro Cárdenas, Quintana Roo, a una altitud de 5-10 msnm y tiene una extensión de 1,492 ha. La temperatura media anual es de 24.7ºC y la precipitación media anual es de 1124 mm (Barber et al., 2001). Posee un clima de tipo Aw^2, cálido subhúmedo con lluvias en verano (Flores y Espejel, 1994).

La vegetación de la REEE es principalmente de selva mediana subperennifolia, aunque también se encuentra selva baja inundable, selva secundaria o acahual y manchones de sabanas y tular (Fig. 1). Para obtener registros de *P. yucatanicus* se establecieron tres cuadrantes en los tres tipos de hábitat con mayor superficie de la REEE: selva mediana subperennifolia (selva mediana), selva baja inundable (selva inundable) y selva secundaria o acahual (acahual). La selva mediana (21º12.631'N y 87º12.313'W) se caracteriza por tener una altura de 10-12 m, con árboles emergentes de hasta 15 m. Las especies más abundantes son: *Metopium brownei*, *Manilkara zapota, Lysiloma latisiliquum*, *Thrinax radiata*, *Sabal yapa, Bursera simaruba*, *Brosimum alicastrum* y *Vitex gaumeri* (Schultz, 2003). La selva inundable (21º12.604'N y 87º11.913'W) tiene una altura promedio de 4.5 m y se encuentra inundada de 4 a 6 meses del año. Está dominada por *Haematoxylon campechianum, Byrsonima bucidaefolia, M. brownei*, *Erythroxylum confusum*, *Crescentia cujete, Jaquicnia auriantiaca* y *Gymnopodium floribundum* (García, 2009). El acahual (21º12.653'N y 87º10.939'W) es vegetación secundaria derivada de la selva mediana subperennifolia y tiene entre 15 y 20 años de recuperación. Tiene entre 6-8 m de altura y en ella dominan *Diospyros verae-crucis, M. brownei*, *Swartzia cubensis*, *L. latisiliquum*, *B. simaruba*, *V. gaumeri*, *Lonchocarpus rugosus*, *Nectandra coriacea*, *Jatropha gaumeri* y *Piscidia piscipula* (Schultz, 2003; García, 2009).

Para el muestreo de roedores se colocó un cuadrante de 6,300 m^2 en cada tipo de vegetación (18,900 m^2 totales) y en cada uno se colocaron 40 trampas Sherman (8 x 9 x 23 cm) en ocho columnas y cinco filas, con equidistancia de 15 m. Adicionalmente, en cada hábitat se colocaron 10 trampas entre 1.0 y 2.5 m sobre el nivel del suelo encima de arbustos, troncos caídos y ramas de árboles (consideradas en adelante como trampas de dosel), constituyendo un total de 150 estaciones de trampeo. Como cebo se empleó una mezcla de avena y vainilla. Se empleó el método de captura y recaptura (Krebs, 1998), trampeando tres noches consecutivas bimensualmente durante el 2010. Para cada animal capturado se registró: fecha, sitio de captura, especie, peso y sexo. Los individuos fueron marcados por ectomización de falanges (DeBlase y Martin, 1974). Si se observaban ectoparásitos en los individuos, éstos se colectaban y preservaban en tubos Eppendorf con etanol al 70%.

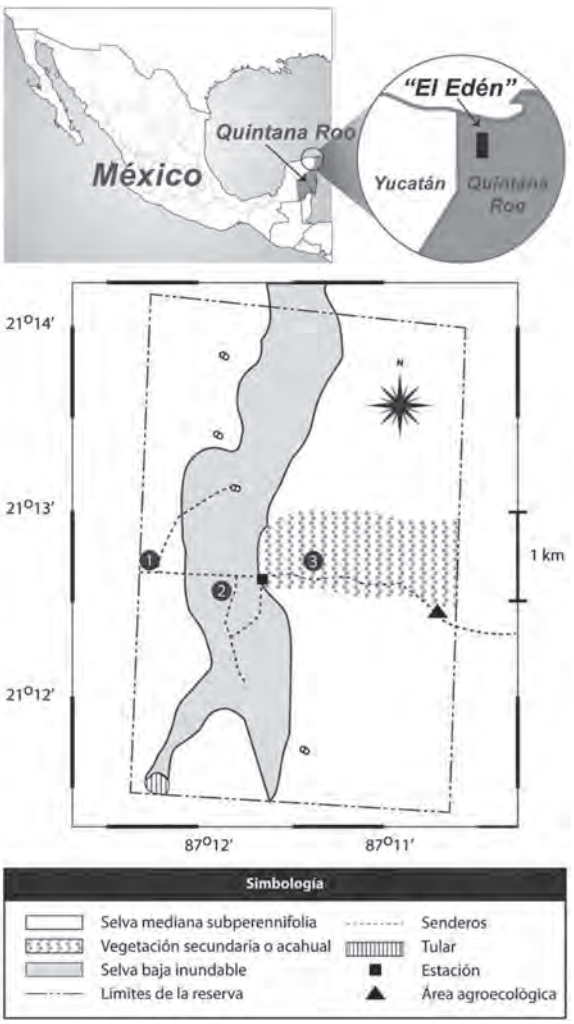


Figura 1. Ubicación geográfica de la Reserva Ecológica El Edén, Quintana Roo, México, mostrando las localidades de muestreo. 1: Selva mediana subperennifolia; 2: Selva baja inundable; 3: Selva secundaria o acahual.

Se determinaron dos categorías de edad para *P. yucatanicus*: jóvenes y adultos. Los machos jóvenes pesaron en promedio 22.67 g (± 7.8) y presentaron testículos abdominales o inguinales y pelaje nuevo. Los machos adultos tenían un pelaje brillante con coloración ocre en el dorso y su peso promedio fue de 25.74 g (± 2.5). Las hembras jóvenes pesaron en promedio 20.16 g (± 3.2) y presentaron pezones pequeños o no visibles y pelaje nuevo, mientras que las adultas no reproductivas pesaron en promedio 25.7 g (± 3.1) y presentaron pelaje brillante y vagina cerrada. Las hembras reproductivas gestantes se determinaron por presentar el vientre abultado y por la palpación de las crías y alcanzaron un peso promedio de 29.8 g (± 3.7), mientras que las postlactantes, (hembras con pezones grandes y secos) pesaron 27.8 g (± 3.6). No se registró ninguna hembra lactante. Algunos individuos que murieron durante la manipulación fueron colectados, preparados mediante taxidermia científica y depositados en la Colección Zoológica Regional (COZORE) de la Universidad Autónoma de Yucatán.

La densidad poblacional se calculó con el método de Número Mínimo de Individuos Vivos (NMIV) para poblaciones abiertas (Krebs, 1966). Para ello en cada muestreo se marcaron a todos los individuos capturados, calculando después para cada salida el NMIV mediante la suma de individuos capturados en ese muestreo (Tn) más los individuos que fueron previamente marcados y recapturados en el muestreo siguiente (Tn +1) pero que no fueron capturados en Tn. Para la eficiencia de captura se consideraron el número de capturas total de cada mes / esfuerzo de captura en el mes. La media de captura se calculó considerando el número total de recapturas por mes / individuos totales capturados en el mes (Jonsson et al., 2000).

Para tener información sobre el movimiento de *P. yucatanicus*, se analizó el promedio del desplazamiento de los individuos residentes (aquellos individuos que se registraron en tres períodos de muestreo o más), tanto hembras como machos. Para calcular la distancia recorrida entre estaciones de trampeo se utilizó el programa Garmin MapSource (Garmin Ltd.). La distancia promedio recorrida se consideró el desplazamiento lineal entre dos estaciones de trampeo recorrido por un individuo residente, dentro de un mismo período de captura (Hernández-Betancourt et al., 2003). Para la distancia máxima recorrida se consideró el desplazamiento más largo entre meses consecutivos de muestreo. Se utilizó la prueba U de Mann-Whitney para comparar las densidades entre sitios y la prueba ji-cuadrada de homogeneidad para evaluar la proporción de sexos (Zar, 2010). Todas las pruebas estadísticas fueron realizadas con el programa PASW Statistics 18 (SPSS, IBM Corporation, 2010) y en todos los casos se usó $\alpha = 0.05$.

Resultados

En total se obtuvieron 227 capturas de pequeños roedores con 543 recapturas en los tres hábitats muestreados. El ensamble de pequeños roedores de la REEE estuvo compuesto por siete especies: *Peromyscus yucatanicus* (64.7%), *Ototylomys phyllotis* (18.9%), *Heteromys gaumeri, Reithrodontomys gracilis* (ambas con 5.7%), *Peromyscus leucopus*, *Oryzomys couesi* y *Otonyctomys*

hatti (2.6, 1.7, y 0.4% respectivamente). *P. yucatanicus*, la especie más abundante en la región, tuvo un registro total de 147 individuos: 76 (47.5%) en selva mediana, 39 (25.5%) en selva inundable y 32 (26.8%) en acahual. De los individuos marcados se obtuvieron un total de 465 recapturas en las 2,700 noches trampa muestreadas. Todas las especies de la REEE, excepto *H. gaumeri,* fueron capturadas en al menos una ocasión en trampas de dosel, sin embargo *P. yucatanicus* registró el mayor número de individuos capturados en dosel. En la selva mediana se registraron 18 capturas (10%) de *P. yucatanicus* en dosel, 19 (10.5%) en selva inundable y nueve (5%) en el acahual.

La captura total de individuos (considerando tanto nuevos como recapturas) tuvo un promedio en selva mediana de 17.16 individuos (5.81), mientras que en la selva inundable se registró una menor captura promedio con 8.77 individuos (± 3.91) y en el acahual se registró un promedio de 8.05 individuos (2.60). Las recapturas fueron elevadas en todos los hábitats con un porcentaje del 75% al 77% de la captura total. Se observó un mayor número de recapturas en marzo, sin embargo en mayo, siguiente mes de muestreo, se obtuvo el menor valor de recapturas en todos los hábitats, incrementándose éstas en los subsecuentes meses. El promedio de eficiencia de captura mensual total fue de 0.47 (±0.90) y fluctuó entre 0.35 y 0.56.

Considerando el NMIV obtuvimos que la densidad poblacional promedio de *P. yucatanicus* en selva mediana fue la más alta entre los tres hábitats con 35.9 ind/ha ±6.8, y una fluctuación entre 20 y 24 ind/ha. En la selva inundable la densidad promedio fue de 18.8 ind/ha ±4.9, fluctuando la densidad de 9 a 25 ind/ha. En el acahual se presentó una menor densidad en comparación con los otros dos hábitats con un promedio de 16.9 ind/ha ±4.4 y una fluctuación de 6 a 20 ind/ha (Fig. 2). Las pruebas estadísticas demostraron que la densidad de *P. yucatanicus* en la selva mediana fue significativamente diferente en comparación con la selva inundable ($U=313$, $p=0.05$) y con el acahual ($U=320$, $p=0.05$). Sin embargo, no existieron diferencias significativas entre la densidad de la selva inundable y el acahual ($U=115$, $p=0.136$). En el período anual de muestreo, la densidad de *P. yucatanicus* mostró variabilidad, en marzo se registró la mayor densidad, pero en mayo se presentó un decremento notable en la densidad. En los meses subsecuentes se observó un incremento en la densidad en todos los hábitats (Fig. 2).

El reclutamiento total estuvo constituido por 69 machos y 46 hembras adultas, 12 machos y 19 hem-

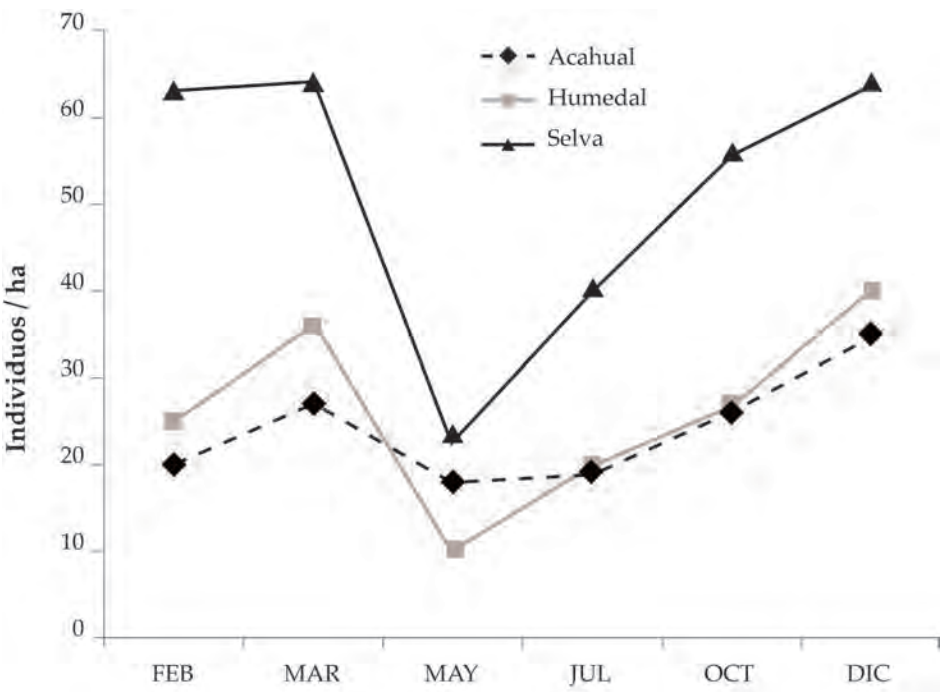


Figura 2. Densidad poblacional del ratón yucateco (*Peromyscus yucatanicus*) a lo largo de un periodo anual en tres hábitats de la Reserva Ecológica El Edén, Quintana Roo, México.

bras jóvenes. Se registró un incremento en la población de adultos y jóvenes en el mes de julio. Los valores obtenidos por hábitat se presentan en el Cuadro 1. En la REEE, el 55% de la población total fueron machos, mientras que el 45% hembras. De manera general, en la población, la proporción de sexos no fue diferente de 1:1 (X^2=1.53, *g.l.*=1, *p*=0.216). En la selva mediana se registraron 42 machos y 34 hembras, en la selva inundable se encontraron 23 machos y 16 hembras, mientras que en el acahual, se registraron igual número de machos y hembras, con 16 individuos por sexo. En todos los casos la proporción no fue diferente de 1:1 (selva mediana: X^2=0.84, *g.l.*=1, *p*=0.359; selva inundable: X^2=1.25, *g.l.*=1, *p*=0.264).

En la selva mediana los machos de *P. yucatanicus* presentaron una permanencia (periodo de presencia

Cuadro 1. Número de reclutas o individuos nuevos del ratón yucateco (*Peromyscus yucatanicus*) capturados en cada uno de los tres hábitats de la Reserva Ecológica El Edén, Quintana Roo, México.

	Hembras			Machos			
Hábitat	Adulto	Juvenil	Total	Adulto	Juvenil	Total	Gran Total
Acahual	11	5	16	15	1	16	32
Selva inundable	13	3	16	20	3	23	39
Selva mediana	22	12	34	34	8	42	76
Total general	46	20	66	69	12	81	147

de los individuos en el cuadrante) promedio de 3.68 meses (± 1.17) mientras que las hembras tuvieron una permanencia mayor de 4.46 meses (± 1.5). En la selva inundable las hembras también tuvieron un promedio mayor de permanencia en comparación de los machos (4.5 ± 0.8 meses vs. 3.92 ± 1.07 meses, respectivamente). En contraste, en el acahual los machos permanecieron más tiempo que las hembras (4.8 ±1.1 meses vs. 4.26 ±1.26 meses, respectivamente). Las distancias máximas recorridas de *P. yucatanicus* en general fluctuaron de 70 a 80 m para los machos y de 48 a 105 m para las hembras. De manera general, los individuos recorrieron distancias significativamente mayores en el acahual en comparación con la selva mediana (U=3538, *p*= <0.05) y la selva inundable (U=1784, *p*=0.002). Las distancias promedio no fueron diferentes en selva mediana en comparación con la selva inundable (U=2846.5, *p*=0.81). En la selva mediana, las distancias promedio recorridas tanto por hembras y machos no fueron diferentes (U=1158.5, *p*=0.23). En la selva inundable, se observó que las hembras se movieron mayores distancias promedio que los machos, aunque no hubieron diferencias significativas (U=309.5, *p*=0.47). Lo contrario fue observado en el acahual, donde los machos se movieron mayores distancias que las hembras, aunque estas diferencias tampoco fueron significativas (U=1252.5, *p*=0.19) (Cuadro 2).

El 55.5% (*n*=81) de los machos totales capturados mostró evidencia reproductiva, mientras que en las hembras se observó en un 46.1% (*n*=66). En julio se presentó el mayor número de machos jóvenes (Fig. 3). En todos los meses del año se registraron hembras con evidencia reproductiva (Cuadro 3). En febrero y marzo se registraron hembras receptivas con la vagina abierta, mientras que en el siguiente periodo (mayo) se capturó el mayor número de hembras gestantes. En este mismo mes se tuvo registro de varias hembras postlactantes, pero el pico de abundancia de éstas fue en el mes de julio (Cuadro 3).

En las 712 capturas y recapturas de *P. yucatanicus* en la REEE, se registraron solamente ocho muestras de ectoparásitos: dos en selva mediana, una en selva inundable y cinco en acahual. Adicionalmente se registraron

Cuadro 2. Distancia (m) promedio y máxima recorrida por individuos residentes del ratón yucateco (*Peromyscus yucatanicus*) en cada uno de los tres hábitats muestreados de la Reserva Ecológica El Edén, Quintana Roo, México.

	Distancia promedio recorrida				Distancia máxima	
Hábitat	Macho	n	Hembra	n	Macho	Hembra
Selva mediana	21.84 ± 16.94	7	21.36 ± 9.92	11	80	48
Selva inundable	20.72 ± 13.62	7	26.10 ± 23.52	6	70	105
Acahual	30.30 ± 14.71	6	21.36 ± 11.81	4	75	49

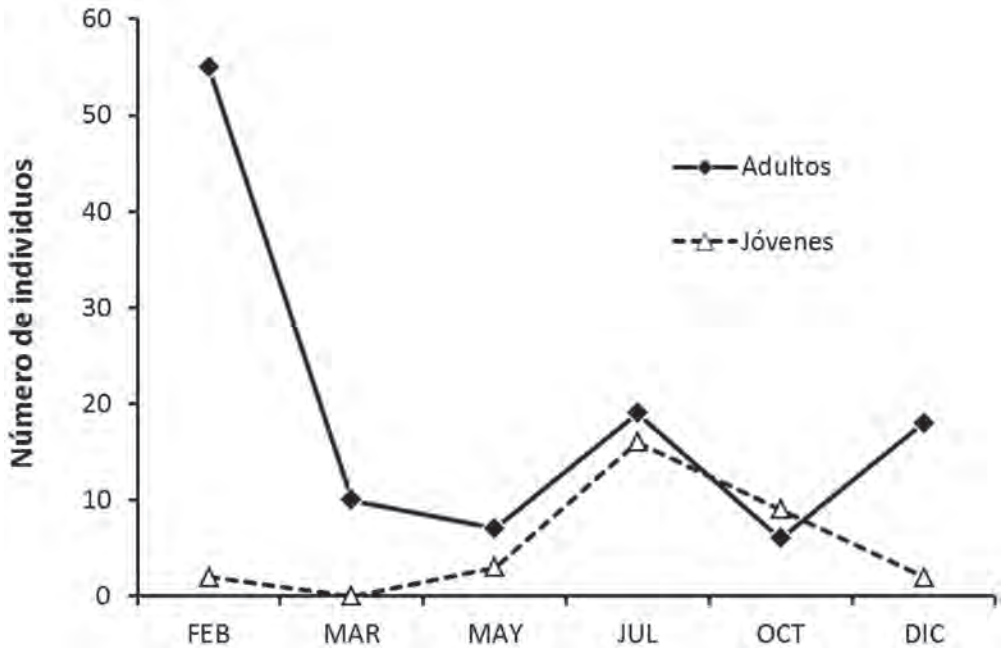


Figura 3. Reclutamiento mensual por edades del ratón yucateco (*Peromyscus yucatanicus*) en tres hábitats muestreados en la Reserva Ecológica El Edén, Quintana Roo, México

Cuadro 3. Estado reproductivo de hembras del ratón yucateco (*Peromyscus yucatanicus*) de la Reserva Ecológica El Edén, Quintana Roo, México.

Meses	Receptivas	Gestantes	Postlactantes	No reproductivas	% reproductivas
Feb	7	1	1	16	36
Mar	8	1	3	12	50
May	1	3	6	6	62.5
Jul	1	2	11	1	93.3
Oct	0	0	1	16	5.8
Dic	1	1	0	24	7.7

dos individuos con muestras de pseudoescorpiones colectados en la selva mediana, una en julio y otra en diciembre.

Discusión

Nuestros resultados muestran a *P. yucatanicus* como la especie dominante en el norte de Quintana Roo. Estos resultados contrastan con otros estudios de ensambles de roedores de la Península de Yucatán: por ejemplo, tanto en las selvas bajas de la Reserva Municipal de Cuxtal, cercana a Mérida (Barrera-Ruíz, 2004), como en Felipe Carrillo Puerto, Quintana Roo, a tan sólo 200 km al sur de la REEE, la especie dominante es *O. phyllotis* (Mac-Swiney, datos no publicados), mientras que en el sur de Yucatán, en la localidad de Tzucacab, *H. gaumeri* es la especie más abundante (Hernández-Betancourt, 2003). Resulta interesante resaltar que tanto las localidades de Felipe Carrillo Puerto, Quintana Roo, como Tzucacab, Yucatán, poseen vegetación de selva mediana como la REEE, sin embargo la abundancia de *P. yucatanicus* es notablemente más baja que en la REEE. Es necesario realizar investigaciones más detalladas sobre aspectos como el uso de hábitat, presiones por depredadores o disponibilidad de alimento, ya que estos factores influencian los patrones de abundancias de roedores (Wang et al., 2009; Krebs et al., 2010) y podrían ayudar a esclarecer estas diferencias observadas en las abundancias de *P. yucatanicus* a nivel peninsular.

La densidad de *P. yucatanicus* registrada en la selva mediana de la REEE es la más alta reportada para esta especie en la Península de Yucatán. Tanto en la selva

inundable como en el acahual se registraron densidades (18.8 ind/ha y 16.9 ind/ha, respectivamente) similares a las registradas para *P. yucatanicus* en otras localidades como la Reserva de Dzilam (16.33 ind/ha-Cimé-Pool et al., en este libro). En especies del género *Peromyscus* se ha encontrado que las variaciones espaciales en la densidad dependen de la abundancia del alimento (Wang et al., 2009). Aunque no existen previos trabajos sobre la dieta de *P. yucatanicus*, se sabe que otras especies de *Peromyscus* se alimentan tanto de productos vegetales como de escarabajos y polillas (Anderson, 2000) y se les encuentra tanto en el suelo como sobre los árboles. Las composición arbórea y arbustiva de la selva mediana está representada por un gran número de especies que proporcionan condiciones microclimáticas que promueven una mayor oferta alimenticia para *P. yucatanicus* en comparación con los hábitats de selva seca muestreados en Yucatán.

Existe un notable decremento en la densidad de roedores en todos los hábitats al final de la época seca (mayo). En los periodos previos (febrero) se registraron hembras receptivas y en meses posteriores (julio) hembras postlactantes, por lo que es posible que durante el fin de la época de secas ocurrieran la mayor parte de los partos en la población de *P. yucatanicus*. Durante este tiempo las hembras se encuentran probablemente amamantando y cuidando a las crías, lo que explica la disminución en la captura de individuos de *P. yucatanicus*. Aunado a esto, el mes de abril es uno de los más secos en la región, lo que disminuye la productividad y aumenta la caída de hojas, lo que posiblemente facilite la visibilidad o detección auditiva de los pequeños roedores como presas para sus depredadores. Es probable que *P. yucatanicus,* al igual que ocurre con otras especies del género *Peromyscus* (*P. leucopus* y *P. maniculatus*), restrinja sus movimientos en áreas con hojarasca y abundante materia orgánica para evitar ser depredados (Barnum et al., 1992; Roche et al., 1999).

En todos los hábitats de la REEE se observó una alta tasa de recapturas (del 75%) en relación con la entrada de reclutas. Estos resultados indican que aunque hay una alta densidad de individuos, la población de *P. yucatanicus* es pequeña y estable en comparación con otras especies de pequeños roedores que tienen altas densidades (Galindo-Leal y Krebs, 1997). La mayor abundancia de reclutas se presentó en julio (24%) que fue uno de los meses con más lluvia y con alta productividad. La mayor parte de estos reclutas eran individuos jóvenes que probablemente se acababan de separar de sus madres. Los restantes meses mostraron abundancias similares de reclutas en cada uno de los hábitats.

El ámbito hogareño es el área donde un animal se mueve para llevar a cabo sus actividades normales, incluyendo la búsqueda de alimento, el apareamiento y el cuidado de las crías, y éste se ve influenciado por diversos factores como: sexo, peso, edad, la condición reproductiva, densidad poblacional, disponibilidad de alimento y temporalidad, jerarquía social y locomoción (Wood et al., 2010). Hábitats con menor disponibilidad de alimento, reducen en algunas especies de roedores la exclusividad espacial y los ámbitos hogareños de los individuos, promoviendo su desplazamiento (Stradiotto et al., 2009). Estos factores ayudan a explicar porque en la selva inundable y en el acahual, donde los recursos alimenticios son menores debido a la menor vegetación y mayor separación entre árboles, los recorridos de los individuos fueron mayores que en la selva mediana.

Nuestros datos sugieren que en la REEE, *P. yucatanicus* presenta actividad reproductiva durante todo el año, aunque se presenta una mayor actividad de febrero a julio (que corresponde al final de la época seca y al principio de la época de lluvias), período en el que se observó una mayor abundancia de hembras receptivas seguido de una mayor abundancia de hembras gestantes. Estos resultados son semejantes a lo observado para esta especie en la selva conservada de la Reserva de Dzilam (Cimé-Pool et al., en este libro). El período de gestación de *P. yucatanicus* tiene una duración entre 31 y 33 días, con evidencia de que la lactancia puede inducir implantación tardía en algunos individuos y que el estro post-parto es un evento común en el ciclo reproductivo de esta especie (Lackey, 1976). En tres hembras registradas en la REEE hubo evidencia de poliestría con períodos de gestación consecutivos, aunque en la mayoría de las hembras reproductivas que fueron recapturadas sólo se registró un parto a lo largo del año. Es necesario realizar un monitoreo más prolongado para corroborar estas observaciones.

Existe poca información sobre las especies que parasitan a *P. yucatanicus*. Esta especie parece ser menos usada como huésped por ectoparásitos en comparación de otras especies endémicas como *H. gaumeri* (MCMG obs. pers). La determinación de las especies encontradas en nueve individuos de *P. yucatanicus* podría incrementar el número de especies parasíticas conocidas para este roedor. En la Península de Yucatán se ha registrado una especie de pseudoescorpión, *Epichernes navarroi,* la cual es foronte (animal pequeño no parásito asociado a un huésped) de *H. gaumeri* (Villegas-Guzmán y Hernández-Betancourt, 2006). Es probable que ésta sea la misma especie encontrada en *P. yucatanicus* de la REEE, pero es necesario llevar a cabo estudios

taxonómicos que lo corroboren. Por otro lado se hace necesario una línea de investigación para comprobar si la población de *P. yucatanicus* de la REEE actúa como reservorio de enfermedades de transmisión por vectores, como Leishmaniasis y Chagas, entre otras.

Agradecimientos

El presente proyecto fue financiado por PROMEP-SEP (NPTC-UV-PTC-370). Agradecemos el apoyo de las autoridades y colaboradores de la Reserva Ecológica El Edén, A. C., en especial del Dr. Arturo Gómez-Pompa, Biol. Marco Lazcano, Juan Castillo y María E. Martínez. También queremos agradecer a Angélica Hernández, Emmanuel Solís, Manuel Koyoc y Zuemy Vallado por su valioso apoyo en el trabajo de campo y al revisor anómino que mejoró la presentación de este escrito. El presente trabajo contó con el permiso de colecta otorgado por la Dirección de Vida Silvestre de la SEMARNAT (SGPA/DGVS/07121/09).

Literatura citada

Anderson, S. D. 2000. Reproduction and dynamics of deer mice. *In* Monteverde: Ecology and Conservation of a Tropical Cloud Forest. N. M. Nadkarni y N. T. Wheelwright (eds.). Oxford University Press, Inc., New York. p. 238-239.

Barber, A., J. Tun y M. B. Crespo. 2001. A new approach on the bioclimatology and potential vegetation of the Yucatan Peninsula (Mexico). Phytocoenologia 31:1-31.

Barnum, S. A., C. J. Manville, J. R. Tester y W. J. Carmen. 1992. Path selection by *Peromyscus leucopus* in the presence of absence of vegetation cover. Journal of Mammalogy 73:797-801.

Barrera-Ruíz, R. V. 2004. Estructura de la comunidad de pequeños roedores en tres sitios con vegetación en diferentes etapas de desarrollo, en la Reserva "Cuxtal", Yucatán, México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Universidad Autónoma de Yucatán. Mérida, Yucatán. 49 p.

Bersot, V. 2003. Small mammal inventory in the Shipstern Nature Reserve (Corozal District, Belize, Central America), a preliminary assessment. Revue Suisse de Zoologie 110: 207-246.

Birney, E. C., J. B. Bowles, R. M. Timm y S. L. Williams. 1974. Mammalian distribution records in Yucatan and Quintana Roo, with comments on reproduction, structure, and status of Peninsula populations. Occasional Papers, Bell Museum Natural History 13:1-25.

Cimé-Pool, J. A., S. F. Hernández-Betancourt y J. B. Chablé-Santos. 2007. Comunidad de pequeños roedores en dos agroecosistemas del estado de Yucatán, México. Revista Mexicana de Mastozoología 11:57-68.

Chable, J., N. Van Wynsberghe, S. Canto-Lara y F. Andrade. 1995. Isolation of *Leishmania (L.) mexicana* from wild rodents in the state of Campeche Mexico. American Journal of Tropical Medicine Hygiene 53:141-145.

DeBlase, F. A. y R. E. Martin. 1974. A manual of Mammalogy, with keys to families of the world. Segunda edición. Wm. C. Brown Company Publishers, Dubuque, Iowa. 330 p.

Fleming, T. H. 1974. The population ecology of two species of Costa Rican heteromyd rodents. Journal of Mammalogy 55:543-561.

Flores, J. S. e I. Espejel. 1994. Tipos de vegetación de la Península de Yucatán. Etnoflora Yucatanense. Universidad Autónoma de Yucatán. Mérida, Yucatán. 135 p.

Galindo-Leal, C. y C. J. Krebs. 1997. Habitat structure and demographic variability of a habitat specialist: the rock mouse (*Peromyscus difficilis*). Revista Mexicana de Mastozoología 2:72-89.

García, M. S. 2009. Estructura y composición de la vegetación en la Reserva Ecológica El Edén, A. C., Quintana Roo. Tesis de Licenciatura, Escuela de Biología, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. Puebla, Puebla. 83 p.

Hernández-Betancourt, S. F. 2003. Dinámica poblacional de *Heteromys gaumeri* Allen y Chapman, 1897 (Rodentia: Heteromyidae) en una selva mediana del sur de Yucatán, México. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma Metropolitana. México, D.F. 227 p.

Hernández-Betancourt, S. F., J. A. Cimé-Pool; S. Medina-Peralta y M. L. González-Villanueva. 2008. Fluctuación poblacional de *Ototylomys phyllotis* Merriam, 1901 (Rodentia: Muridae) en una selva mediana subcaducifolia del sur de Yucatán, México. Acta Zoológica Mexicana (n.s.) 24:161-177.

Hernández-Betancourt, S. F., R. López-Wilchis, J. A. Cimé-Pool y S. Medina-Peralta. 2003. Área de actividad, movimiento y organización social de *Heteromys gaumeri* Allen y Chapman, 1897

(Rodentia: Heteromyidae) en una selva mediana subcaducifolia de Yucatán, México. Acta Zoológica Mexicana (n.s.) 90:77-91.

Hirales-Cota, M., J. Espinoza-Avalos, B. Schmook, A. Ruiz-Luna y R. Ramos-Reyes. 2010. Drivers of mangrove deforestation in Mahahual-Xcalak, Quintana Roo, southeast Mexico. Ciencias Marinas 36:147-159.

Hulme, P. 2002. Seed eaters: seed dispersal, destruction and demography. *In* Frugivores and seed dispersal: Ecological, Evolutionary and Conservation Issues, D. J. Levey, W. R. Silva, y M. Galetti (eds.). CABI, Wallingford, Oxfordshire. p. 257-273.

Jonsson, P., E. Koskela y T. Mappes. 2000. Does risk of predators affect the spacing behaviour of rodents? Two large-scale experiments. Oecologia 122:487-492.

Kelly, M. J. y T. M. Caro. 2003. Low density of small mammals at Las Cuevas, Belize. Mammalian Biology 68:1-15.

Krebs, C. J. 1966. Demographic changes in fluctuating populations of *Microtus californicus*. Ecological Monographs 36:239-273.

Krebs, C. J. 1998. Ecological Methodology. Segunda edición. Benjamin Cummings, Menlo Park, California. 624 p.

Krebs, C. J., K. Cowcill, R. Boonstra y A. J. Kenney. 2010. Do changes in berry crops drive population fluctuations in small rodents in the southwestern Yukon? Journal of Mammalogy 91:500-509.

Lackey, J. A. 1976. Reproduction, growth, and development in the Yucatan deer mouse, *Peromyscus yucatanicus*. Journal of Mammalogy 57:638-655.

Lazcano, M. A., M. A. Vasquez-Sánchez, I. March, H. Nuñez, y M. Fuller. 1995. La región de Yalahau: Propuesta para establecimiento de una zona de conservación y desarrollo sostenible en el norte de Quintana Roo. Centro de Estudios para la Conservación de los Recursos Naturales A. C. y Colegio de la Frontera Sur, Chetumal, Quintana Roo. 27 p.

Lee, J. C. 1980. An ecogeographic analysis of the herpetofauna of the Yucatan Peninsula. University of Kansas Museum Natural History Miscellaneous Publications 67:1-75.

McKinnon, B. 1993. Important breeding colonies of aquatic birds on islands within Laguna Yalahau, Quintana Roo, Mexico. Sian Ka'an Journal 1:57-58.

Ortega R., J. y H. T. Arita. 2005. *Peromyscus yucatanicus* J.A. Allen y Chapman, 1897. *In* Los Mamíferos Silvestres de México, G. Ceballos y G. Oliva (eds.) Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Fondo de Cultura Económica. México, D.F. p. 775-776.

Panti-May, J. A. 2011. Pequeños roedores como huéspedes de *Trypanosoma cruzi* en viviendas de la localidad de Molas, Yucatán, México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Universidad Autónoma de Yucatán. Mérida, Yucatán. 43 p.

Pauw, A. y J. Midgley. 2001. Rodent pollination in the African lily *Massonia depressa* (Hyacinthaceae). American Journal of Botany 88:1768-1773.

Pozo, C. y J. E. Escobedo. 1999. Mamíferos terrestres de la Reserva de la Biosfera de Sian Ka' an, Quintana Roo, México. Revista de Biología Tropical 47:251-262.

Roche, B. E., A. I. Schulte-Hostedde y R. J. Brooks. 1999. Route choice by deer mice (*Peromyscus maniculatus*): reducing the risk of auditory detection by predators. American Midland Naturalist 142:194-197.

Santos-Moreno, A., M. A. Briones-Salas y R. López-Wilchis. 2007. Diferencias en algunos parámetros demográficos de O*ryzomys chapmani* (Rodentia: Muridae) asociadas a tres estados sucesionales de bosque mesófilo de montaña en Oaxaca, México. Acta Zoológica Mexicana (n.s.) 23:123-137.

Schnell, G. D., E. A. Gilland, C. Sánchez-Hernández, M. L. Romero-Almaraz, M. L. Kennedy, T. L. Best y M. C. Wooten. 2010. Microhabitat preferences and spatial distribution of the vesper rat (*Nyctomys sumichrasti*) in Colima, Mexico. Mammalian Biology 75:482-495.

Schultz, G. P. 2003. Structure and diversity of the forests at the El Edén Ecological Reserve. *In* The Lowland Maya Area, Three Millennia at the Human-Wildland Interface, A. Gómez-Pompa, M. F. Allen, S. L. Fedick y J. J. Jiménez-Osornio (eds.). The Haworth Press, New York. p. 91-114.

Stradiotto, A. 2009. Spatial organization of the yellow-necked mouse: effects of density and resource availability. Journal of Mammalogy 90:704-714.

Villegas-Guzmán, G. A. y S. F. Hernández-Betancourt. 2006. Pseudoescorpiones foréticos de roedores en México. Acta Zoológica Mexicana (n.s.) 22:141-143.

Wang, G. M., J. O. Wolff, S. H. Vessey, N. A. Slade, J. W. Whitham, J. F. Merritt, M. L., Hunter, Jr. y S. P. Elias. 2009. Comparative population dynamics of

Peromyscus leucopus in North America: influences of climate, food, and density dependence. Population Ecology 51:133-142.

Wells, K., R. T. Corlett, M. B. Lakim, E. K. V. Kalko y M. Pfeiffer. 2009. Seed consumption by small mammals from Borneo. Journal of Tropical Ecology 25:555-558.

Wood, B. A., L. Cao y M. D. Dearing. 2010. Deer mouse (*Peromyscus maniculatus*) home-range size and fidelity in sage-steppe habitat. Western North American Naturalist 70:345-354.

Young, C. J. y J. K. Jones, Jr. 1983. *Peromyscus yucatanicus*. Mammalian species 196:1-3.

Zar, J. H. 2010. Biostatistical analysis. Quinta edición. Prentice Hall, Inc., Upper Saddle River, New Jersey. 944 p.

Zarza, H., R. A. Medellín y S. Pérez. 2003. First record of the Yucatan deer mouse, *Peromyscus yucatanicus* (Rodentia: Muridae) from Guatemala. The Southwestern Naturalist 48:310-312.

Riqueza específica de roedores en el estado de Guanajuato, México

Species richness of rodents in the state of Guanajuato, Mexico

Gloria E. Magaña-Cota[*¤], Francisco Botello[**], Jesús Iglesias-Hernández[**], María Eugenia Portillo-Vega[**] y Víctor Sánchez-Cordero[**]*

Resumen

Los estudios realizados para el estado de Guanajuato se han dividido en tres períodos de investigación que incluyen: la realización de listados sobre la fauna, trabajos generales de biodiversidad y finalmente, la actualización e incremento del conocimiento sobre la riqueza estatal a través de trabajo de gabinete y de campo. El objetivo del presente trabajo fue realizar un análisis con el fin de actualizar la información sobre la riqueza de los roedores. Para esto, se revisó la información histórica sobre ejemplares de roedores a través de varios facilitadores de información vía electrónica así como de publicaciones. Además, de incluir resultados de salidas de campo en dos periodos (de septiembre del 2005 a octubre del 2007 y, de octubre del 2008 a enero del 2010), muestreando áreas protegidas (AP) en el municipio de Yuriria y dentro de la Reserva de la Biósfera Sierra Gorda de Guanajuato (RBSGG). La riqueza de especies para el estado se incremento de 27 a 40 especies y mediante el uso de estimadores (Jackknife) aún es posible incrementar este número a 50 especies en Guanajuato.

Palabras clave: Rodentia, riqueza específica, documentación histórica, Alfredo Dugès, áreas naturales protegidas, conservación.

Abstract

Studies conducted in the state of Guanajuato have been divided into three research periods: a coarse-grained list of wildlife, a broad analysis on biodiversity, and the increasing information adding the historic data on wildlife and recent field work. Here, we updated information regarding rodent species richness in Guanajuato. For the historical data, we reviewed various sources of electronic information and several publications, and included results of field work from September 2005 to October 2007, and October 2008 to January 2010, surveying protected areas (Yuriria and the Sierra Gorda Biosphere Reserve of Guanajuato (RBSGG), respectively. Rodent species richness increased from 27 to 40 species by combining historical and recent field data. We estimate a total of 50 rodent species in Guanajuato, using a Jackknife approach.

Key words: Rodentia, species richness, historical documentation, Alfredo Dugès, natural protected areas, conservation.

Introducción

El estudio de los mamíferos en el estado de Guanajuato se puede dividir en tres épocas. La primera comprende los estudios hechos por el naturalista francés Alfredo Dugès, quien publicó el listado de fauna para la región más completo hasta esos momentos (Dugès, 1869, 1895). En el listado, se mencionan 11 especies de roedores para el estado y representa el trabajo de 30 años, el cual se encuentra plasmado en ilustraciones científicas, notas personales, publicación de artículos y de ejemplares preservados en la colección del Museo de Historia Natural Alfredo Dugès (Dugès, 1874, 1908; Magaña-Cota, 2006 y 2008).

La segunda época, incluye trabajos ocasionales sobre la diversidad de mamíferos del estado, que realizó el Instituto de Biología de la UNAM (IBUNAM), en la década de los 80's y, recientemente, del Instituto Politécnico Nacional (IPN) (Elizalde-Arellano *et al*., 2010). Además, existen

** Museo de Historia Natural Alfredo Dugès, Universidad de Guanajuato. Lascuráin de Retana No. 5, Col. Centro. C.P. 36000 Guanajuato, Guanajuato, México.*
*** Departamento de Zoología, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Aparetado Postal 70-153, Coyoacán. C.P. 04510 México, Distrito Federal, México.*
¤ gemc@ugto.mx

obras generales que documentan la información histórica respecto a los mamíferos de Guanajuato, donde se señala al estado como una entidad de baja diversidad mastozoológica con 65 especies (Ceballos y Oliva, 2005).

La tercera época puede considerarse que comienza a partir del año 2005, que el Museo de Historia Natural Alfredo Dugès inicia una serie de trabajos, en conjunto con el IBUNAM, e investigadores independientes en dos vertientes: a) revisar y actualizar el conocimiento sobre los mamíferos del estado y b) realizar nuevas exploraciones para incrementar el conocimiento de los mamíferos de la región (Sánchez y Magaña-Cota, 2008; Sánchez *et al*., 2009; Iglesias *et al*., 2008, Magaña-Cota, *et al*., 2010). Algunos de los resultados han sido ya expuestos en una serie de publicaciones a las que se han integrado nuevos registros de especies para el estado que, al contrario de lo señalado por Ceballos y Oliva (2005), indican que Guanajuato se puede considerar como un estado de mediana diversidad, con 89 especies de mamíferos, de los cuales 31 son roedores (Sánchez *et al*., en prensa). Este número de especies se podría incrementar de manera importante en los próximos años, debido a la situación geográfica, la diversidad topográfica y climática del estado, así como el aumento en el número de estudios que se están llevando a cabo.

El objetivo del presente trabajo es realizar un análisis, incluyendo las tres épocas en las que se ha documentado la biodiversidad del estado y se da a conocer una actualización de la riqueza de los roedores de Guanajuato, haciendo énfasis en la distribución de la diversidad alfa de este grupo taxonómico en diversas zonas.

Materiales y métodos

Registros históricos y revisión de la información

Se revisó información sobre ejemplares de roedores para el estado de Guanajuato depositados en colecciones científicas a nivel nacional e internacional, consultándose facilitadores de información sobre biodiversidad vía electrónica: a) la Infraestructura Mundial de información en Biodiversidad (GBIF, por sus siglas en inglés); b) la Unidad de Informática para la Biodiversidad del Instituto de Biología de la UNAM (UNIBIO); c) el portal de la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). Adicionalmente se consultó la d) Base de Datos de los Mamíferos de México depositados en Colecciones de Estados Unidos y Canadá (BDMMCEUC; López-W., 2003; http://investigacion.izt.uam.mx/mamiferos) y se consultaron e) publicaciones que contuvieran información sobre la biodiversidad de roedores del estado (POGOG, 2006).

Se filtraron todos aquellos registros que se encontraran repetidos entre las distintas fuentes de información para, posteriormente, incluir los datos de longitud y latitud (georreferenciación) de aquellos que únicamente contaban con datos sobre la localidad de colecta. Adicionalmente, se revisó que todos los registros encontrados tuvieran congruencia geográfica (James,1974; Jones y Genoways, 1975; Baker y Shump, 1978; Dowler y Genoways, 1978; Eshelman y Cameron, 1978; Shump y Baker, 1978; Streubel y Fitzgerald, 1978; Veal y Caire, 1979; Cameron y Spencer, 1981; Hall, 1981; Hoffmeister, 1981; Spencer y Cameron, 1982; Young y Knox, 1982; Webster y Knox, 1982; Cornely y Baker, 1986; Oaks et al, 1987; Macêdo y Mares, 1988; Paulson, 1988; Cervantes et al., 1993; Williams et al,. 1993; Best, 1994, 1995; Álvarez-Castañeda, 2005; Garrison y Best, 2005; Álvarez-Castañeda y González-Ruiz, 2009; Fernández, García-Campusano y Hafner, 2010; Elizalde-Arellano et al., 2010; InfoNatura) y taxonómica (Wilson y Reader, 2005).

Registros actuales

Bajo requerimientos de conocimiento determinados por el Instituto de Ecología del Estado de Guanajuato, y con el apoyo del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) y el Consejo de Ciencia y Tecnología del estado de Guanajuato (CONCyTEG) , el trabajo de campo se realizó en cuatro áreas protegidas en dos periodos. El primero, fue de septiembre de 2005 a octubre de 2007, con cinco salidas al campo; en este periodo se muestrearon las áreas protegidas, en el municipio de Yuriria, "Cerro de Los Amoles", en donde predomina el bosque de encino, bosque tropical caducifolio y matorral subtropical (POGEG, 2006) y, el área de restauración ecológica "Laguna de Yuriria y su zona de influencia", que tiene vegetación secundaria de lo que fue un matorral subtropical con elementos espinosos, como *Opuntia* sp., *Acacia* sp. y *Mimosa* sp., y, en donde, sólo en pequeñas zonas existen vestigios de bosque de encino (Izaguirre, 1979; Anónimo, 1984). Finalmente, se muestreó el parque ecológico "Lago Cráter La Joya", que se encuentra dentro de la ciudad de Yuriria y tiene un tipo de vegetación secundaria.

En cada área protegida se muestreó durante tres días seguidos en varias localidades (Cuadro 1). Se

utilizaron trampas tipo "Sherman" para pequeños mamíferos, cebadas con avena y vainilla colocadas en transectos y en red, en cada transecto se colocaron 100 trampas separadas por 10m entre cada trampa y en el diseño de red se colocaron 10 líneas de 10 trampas cada una separadas por 10 m entre cada trampa y 10 m entre cada línea.

El segundo periodo de trabajo fue realizado de octubre del 2008 a enero de 2010. En este periodo se realizaron muestreos en tres localidades ubicadas dentro de la Reserva de La Biosfera de Sierra Gorda de Guanajuato (RBSGG), y las localidades fueron: Tortugas y El Platanal en el municipio de Xichú y El Platanito en el municipio de Victoria (Cuadro 1). En cada localidad se utilizó el método de red, con 100 trampas Sherman colocadas en 10 líneas de 10 trampas cada una y se trabajó durante tres días en cada localidad. En Tortugas y Platanito se realizó una visita, en tanto, que se realizaron tres visitas a la localidad de El Platanal. Los ejemplares fueron identificados con claves especializadas (Hall, 1981). Algunos individuos fueron sacrificados y preparados convencionalmente y depositados en la Colección Nacional de Mamíferos del Instituto de Biología UNAM (IBUNAM; licencia de colector científico faut-006); los demás individuos fueron liberados en el mismo lugar donde se les colectó.

Riqueza estatal y análisis geográfico

Con la intención de estimar la riqueza estatal total del estado de Guanajuato se realizó un análisis de Jacknife de primer orden; este análisis permite estimar la riqueza probable con base en los datos de captura y recaptura de especies (González-Oreja et al., 2010). Los puntos de colecta se superpusieron a las coberturas de entidades políticas (municipios), de áreas protegidas y vegetación (INEGI, 2005), para determinar que tan bien distribuido se encuentra el esfuerzo de colecta de roedores y la información de la biodiversidad a nivel estatal.

Resultados

Registros históricos

Se obtuvo un total de 1169 registros (no repetidos) para un total de 40 especies de roedores distribuidos en 5 familias. Del total de registros, a) 405 corresponden a información obtenida por medio del GBIF, provenientes de 7 diferentes colecciones; b) 317 a la UNIBIO, provenientes de 2 colecciones; c) 10 a la CONABIO, provenientes de 1 colección; d) 95 a la BDMMCEUC, provenientes de 11 colecciones; e) 26 al MADUG-MA; y f) 316 provenientes de las siguientes publicaciones: Wilson (1991), Elizalde-Arellano et al. (2010) e Iglesias et al. (2012; Cuadro 2).

De los 1169 registros, 675 contaban con la referencia geográfica de longitud y latitud; de los 494 sin datos de longitud y latitud, 487 fueron georreferenciados. Por otra parte, se corrigieron cuatro puntos de colecta que carecían de congruencia entre la localidad y los campos de latitud y longitud. De los trabajos publicados, se pudo obtener la localidad de los registros provenientes de los trabajos realizados por, Elizalde-Arellano et al., (2010) e Iglesias *et al*., (2012). De la publicación realizada por Wilson (1991) solo menciona la presencia de *Thomomys umbrinus* en la localidad de Santa Rosa, sin proporcionar información detallada que permitiera su georeferenciación exacta (Apéndice 2).

Registros actuales

Con un esfuerzo de captura de 6850 noches trampa, se colectaron 308 ejemplares de 11 especies, 7 géneros y 2 familias. Diversos individuos fueron sacrificados e incluidos en la Colección Nacional de Mamíferos del Instituto de Biología, UNAM, como ejemplares de referencia. Las taxones y sus números de catálogo son: *Liomys irroratus alleni* (46191); *Baiomys taylori*

Cuadro 1. Localidades muestreadas para roedores en áreas naturales protegidas de Guanajuato, México, indicando números de taxa y de capturas. Municipio Yuriria: CA1, Cerro Los Amoles, 7.5 km SE Cerano; CA2, Cerro Los Amoles, 7 km SE Cerano; LC, Lago Cráter, 3.25 km NE Yuriria; LA, 0.52 km N La Angostura; EG, El Granjenal, 4 km NE Yuriria; IF, Isla El Fuerte, 6 km NE Yuriria; Municipio Xichú: EP, 1.8 km NE El Platanal; TOR, Tortugas; Municipio Victoria: PLA, El Platanito 1.7 km NE Las Naranjas.

Areas Protegidas	Localidad	Número de capturas	Número de especies
Cerro de Los Amoles	CA1, CA2	36	5
Laguna de Yuriria y su zona de influencia	LA, IF, EG	39	5
Lago Cráter "La Joya"	LC	3	1
Reserva de La Biosfera de Sierra Gorda de Guanajuato	EP, PLA, TOR	230	7
Total		308	

Cuadro 2. Registros de roedores del estado de Guanajuato, México, obtenidos a través de facilitadores de información o publicaciones.

Fuente de Información	Colección ó Publicación	Número de registros para el estado
GBIF	California Academy of Sciences (Mam)	26
	Lousiana State University Museum of Natural Science (Mammals)	1
	Michigan State University Museum (MR)	182
	University of Kansas Biodiversity Research Center (KUM)	191
	University of Michigan Museum of Zoology (Mammals)	1
	University of Minnesota Bell Museum of Natural History (MMNH)	3
	Museum of Texas Tech University (Mamm)	1
UNIBIO	CFB	27
	CNMA	290
BDMMCEUC	California Academy of Science	7
	Carnegie Museum of Natural History	3
	Field Museum of Natural History	3
	Harvard University-Museum of Comparative Zoology	1
	J.F. Bell Museum of Natural History-Univ. Minn.	3
	Michigan State University Museum	20
	National Museum of Natural History	17
	Occidental College, Moore Laboratory of Zoology	13
	Texas A.& M.University-College Station	4
	Texas Teach University	1
	University of Kansas	23
	University of Michigan	1
CONABIO	Colección de Mamíferos de la Sierra Volcánica Transversal de México (UAM-I)	10
Museo Dugès	MADUG-MA	31
Publicaciones	Wilson 1991	1
	Elizalde-Arellano *et al*, 2010	314
	Iglesias *et al* (en prensa)	1

analogus (46192); *Neotoma mexicana torquata* (46193-46195); *Peromyscus difficilis difficilis* (46211, 46197); *P. levipes levipes* (46204-46207, 46198-46203); *P. melanophrys zamorae* (46208-46210, 46212-46217, 46219); *P. pectoralis pectoralis* (42219-42230) *Reithrodontomys fulvescens toltecus* (46233, 46234, 46235, 46236, 46237, 46231, 46232); *Sigmodon hispidus* (46238-46243) y *S. fulviventer* 46244-46247).

La especie más frecuentemente colectada en los dos periodos de estudio y en las tres áreas protegidas fue *Liomys irroratus* con 76 registros, mientras que *Oryzomys couesis* fue la que presentó el menor número de registros con uno. De las cuatro áreas protegidas, la RBSGG fue la que presentó un mayor número de especies con siete especies, *L. irroratus, Neotoma mexicana, Peromyscus difficilis, Peromyscus melanophrys, P. pectoralis, R. fulvescens* y *Sigmodon hispidus* (Cuadro 1*);* El Cerro de Los Amoles presentó cinco especies que fueron *L. irroratus, Peromyscus levipes, R. fulvescens, Sigmodon hispidus* y *S. leucotis;* la Laguna de Yuriria presentó el mismo número de especies *L. irroratus, Baiomys taylori, P. levipes, P. melanophrys y R. fulvescens;* en la AP de Lago Cráter la Joya sólo se registró una especie que fue *O. couesi* (Cuadro 3).

Riqueza estatal y análisis geográfico

El resultado de la suma de la inclusión de los registros históricos y los registros actuales sumó un total de 1,465 especímenes referenciados, pertenecientes a 40 especies de roedores distribuidos en 5 familias (Apéndices 1 y 2). De todos estos especímenes, 1,222 contaban con infor-

Cuadro 3. Especies de roedores del estado de Guanajuato, México, registradas en áreas naturales protegidas (AP), número de registros (NR) abundancia relativa por localidad (LOC) y porcentaje de captura (PC).

AP	Especie	LOC	NR	PC %
Cerro de Los Amoles	*Liomys irroratus*	CA1, CA2	13	36.1
	Peromyscus levipes	CA1, CA2	5	13.9
	Reithrodontomys fulvescens	CA1, CA2	10	27.8
	Sigmodon hispidus	CA1, CA2	5	13.9
	Sigmodon leucotis	CA1	3	8.3
	Subtotal		36	100
Laguna de Yuriria y su zona de influencia	*Liomys irroratus*	LA, EG	2	5.1
	*Baiomys taylo*ri	LA, IF	4	10.3
	Peromyscus levipes	LA	22	56.4
	Peromyscus melanophrys	LA	5	12.8
	Reithrodontomys fulvescens	LA	6	15.4
	Subtotal		39	100
Lago Cráter La Joya	*Oryzomys couesi*	LC	3	100
	Subtotal		3	100
RBSSG	*Liomys irroratus*	EP, TOR, PLA	61	26.5
	Neotoma mexicana	EP,PLA	3	1.3
	Peromyscus difficilis	EP, TOR	15	6.5
	Peromyscus melanophrys	EP,PLA	37	16.1
	Peromyscus pectoralis	EP, TOR, PLA	71	30.9
	Reithrodontomys fulvescens	EP,TOR,PLA	6	2.6
	Sigmodon hispidus	EP, PLA	37	16.1
	Subtotal		230	100

mación sobre la fecha de colecta (42 años entre 1905 y 2011). El cálculo de riqueza esperada estatal realizado con dichos datos (Jacknife1), fue de 50 especies (diez más de las reportadas en el presente trabajo).

De 46 municipios que tiene el estado, solo 27 de ellos cuenta con registros referenciados de roedores. El municipio con mayor número de registros es San Luis de la Paz con 238 registros y 19 municipios no tienen registro alguno (Fig. 1). El promedio de registros por municipio, solo contando aquellos que cuentan con alguno, es de 44 registros, mientras que contando los 46 municipios el promedio es de 26 registros. Por su parte, la mayor riqueza documentada en un solo municipio (Allende) es de 30 especies (incluidos los géneros *Rattus rattus* y *Mus musculus*; Cuadro 3). Por otro lado hay 350 registros en áreas protegidas de 25 especies, de los cuales 198 corresponden a ejemplares de 20 especies provenientes de la Reserva de la Biosfera Sierra Gorda de Guanajuato y son en su mayoría datos recientes (2003 a la fecha) y los demás se distribuyen en 7 áreas protegidas estatales.

El tipo de vegetación mejor representado, en cuanto ejemplares colectados y riqueza de especies, es el bosque de encino con el 38% del número de registros y 34% de las 40 especies representadas, mientras que el tipo de vegetación menos representado es el bosque de coníferas, con solo el 1% del número de registros y 4 especies (Fig. 2). Es notorio que un número elevado de registros (8%) y especies (16) coincidieron con zonas urbanas, sin embargo tenemos que recordar que una gran parte de los datos utilizados son históricos por lo que la mayor parte de estos corresponden a sitios en los que ha habido un cambio de uso de suelo.

Discusión

Gran parte del conocimiento de las especies que se distribuyen en Guanajuato se encuentra depositado en las colecciones de Estados Unidos y Canadá (Llorente-Bousquets y Michán, 2008, Elizalde-Arellano et al., 2010); una cantidad importante de registros se encontró en diversas colecciones extranjeras, lo que contrasta con los datos obtenidos de las colecciones nacionales, ya que son pocas las instituciones que cuentan con organismos provenientes de Guanajuato. Los registros provenientes

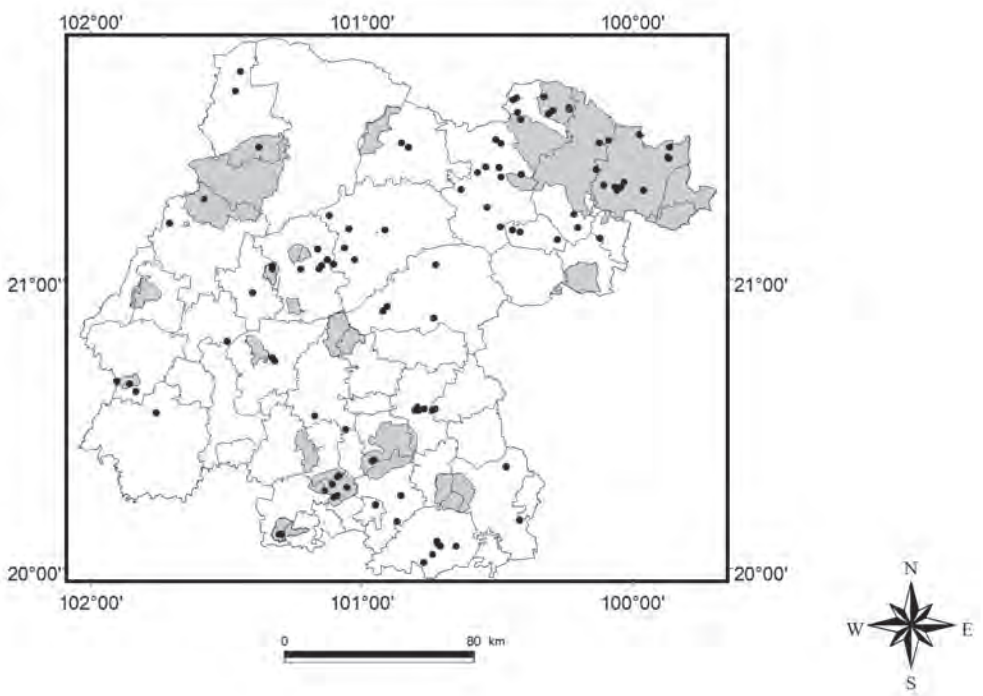


Figura 1. División municipal del estado de Guanajuato, México, con las localidades de colecta de roedores marcadas con círculos negros. Las áreas sombreadas corresponden a las áreas naturales protegidas.

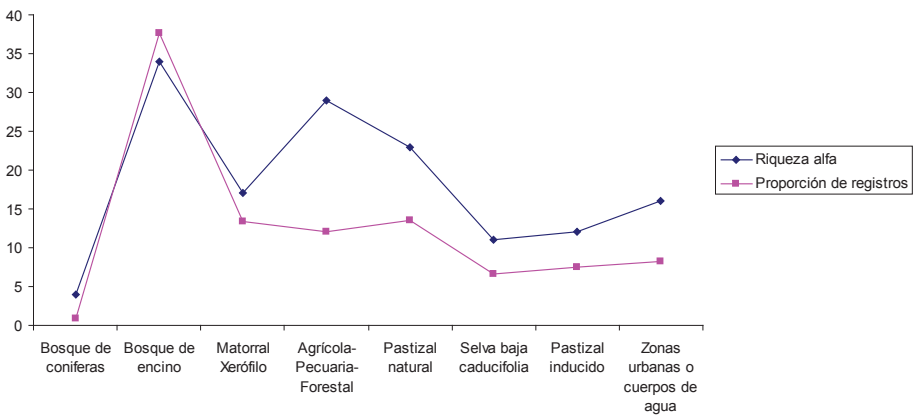


Figura 2. Riqueza alfa y proporción de registros por tipo de vegetación según la carta de uso de suelo y vegetación, Serie III (INEGI, 2005).

de colecciones mexicanas provienen de la Colección Nacional de Mamíferos del Instituto de Biología de la UNAM (CNMA), la Colección de Mamíferos de la Sierra Volcánica Transversal de México (UAM-I) y del Museo de Historia Natural Alfredo Dugès de la Universidad de Guanajuato (MADUG-MA). La ausencia de un mayor número de registros en otras instituciones evidencia la falta de estudios del estado, así como la descentralización de los datos en las colecciones y en los centros de investigación de la República Mexicana (Llorente-Bousquets y Michán, 2008) y, por ende, un gran vacío en el conocimiento de su fauna. El número de registros para el estado es poca en comparación a otros como Veracruz, Chiapas y Oaxaca, en los que el esfuerzo de muestreo ha sido mucho mayor y, actualmente, ostentan los primeros lugares en cuanto a riqueza de especies se refiere (Guevara-Chumancero et al., 2001).

Por otro lado, se encontraron pocas publicaciones sobre roedores para este estado, y en ellas se carece de la información geográfica de las especies. Recientemente,

se han realizado distintos trabajos que han contribuido a tener un mayor conocimiento sobre la fauna del estado, entre ellos Iglesias et al., (2012), Sánchez y Magaña-Cota, (2008); Elizalde-Arellano *et al*., (2010), contribuyen de manera importante al conocimiento sobre la diversidad de roedores. Estos registraron extensión en la distribución de varios roedores como *Chaetodipus nelsoni*, *Dipodomys merriami* y *Peromyscus grattus* entre otros, así como registros de nuevas subespecies. Por tanto, consideramos importante continuar con el muestreo biológico en el estado.

En este estudio, se registraron un total de 11 especies de roedores en áreas protegidas, lo que representa el 25 % de las especies presentes en el estado y que incrementan de manera importante el conocimiento sobre la riqueza en éstas. En el caso del Cerro de los Amoles, no se tenían registros de cinco especies: *L. irroratus, P. levipes, R. fulvescens, S. hispidus y S. leucotis*. El Cerro de los Amoles es una área protegida de uso sustentable; sin embargo, el avance de la ganadería y agricultura han afectado de manera significativa la cobertura vegetal además de la extracción de recursos tanto vegetales como animales afecta esta área (Obs. per. Jesús Iglesias). En la Laguna de Yuriria no se habían realizado estudios sobre la mastofauna; en este estudio, se confirmó la presencia de solamente cinco especies, que fueron *L. irroratus, B. taylori, P. levipes, P. melanophrys y R. fulvescens*, lo cual, quizá, se debe a falta de esfuerzo de captura mayor, aunque también se debe de considerar que esta área protegida se encuentra bajo presión constante e intensa del crecimiento urbano y la agricultura, por lo que la diversidad de mamíferos podría estarse viendo afectada.

El área protegida en la que se registró una mayor riqueza fue la Reserva de la Biosfera Sierra Gorda de Guanajuato (RBSGG), con las especies *L. irroratus, N. mexicana, P. difficilis, P. melanophrys, P. pectoralis, R. fulvescens y S. hispidus.* Cabe señalar que en el estudio previo justificativo para decretar la RBSGG, solo se reportan cuatro especies *Dipodomys phillipsii, L. irroratus, P. difficilis y Otospermophilus variegatus* (CONANP, 2005), por lo que este trabajo incrementa el número de especies confirmadas a nueve. Es interesante notar que el mayor número de especies colectadas fue en la RBSGG, que es el área protegida de mayor área de conservación, lo que contrasta con la riqueza encontrada en el parque ecológico Lago Cráter "La Joya", que está ubicado dentro de la ciudad de Yuriria, bajo fuerte presión humana, y en donde solo se colectó *O. couesi*, que es una especie común en zonas perturbadas (Medellín y Medellín, 2005).

Por otra parte, con esta información hay un incremento en el número de especies de roedores (40) reportadas para el estado de Guanajuato. Sin embargo, es necesario continuar realizando análisis minuciosos sobre la información que se pueda encontrar, debido a que, por ejemplo, López (2003) menciona la presencia de *Sciurus deppei* en el estado de Guanajuato, aunque aún existe duda sobre la adecuada identificación (Best, 1995a) y, a que el área de distribución para esta ardilla, no corresponde con su presencia en el estado de Guanajuato (Ceballos y Oliva, 2005). El número de especies de roedores reportados para el estado se ha incrementado notablemente y, considerando el análisis de Jacknife, se estima una riqueza de 50 especies en total. Por tanto, Guanajuato es un estado muy importante de considerar para las acciones de conservación de la biodiversidad nacional.

Tomando en consideración lo anterior, es importante notar que las áreas protegidas con las que cuenta el estado, representan una herramienta fundamental para la conservación de la biodiversidad. No obstante, se debe de evaluar la contribución para la protección de la biodiversidad de cada una de las áreas y de su conjunto (Botello et al., en prensa). Para lograr lo anterior, es indispensable notar que un factor fundamental para incrementar el conocimiento sobre la biodiversidad estatal (y nacional), es impulsar la sistematización de la información que ya se tiene en las colecciones y realizar programas de monitoreo intensivo de los principales grupos taxonómicos, asegurándose que la información que se obtiene se encuentre disponible (ver Botello et al., 2007). De esta manera, se sientan las bases para proponer redes de áreas de conservación y conectores que aseguren la permanencia de la biodiversidad a largo plazo.

Agradecimientos

El Museo de Historia Natural Alfredo Dugès agradece el financiamiento de los siguientes proyectos, que han apoyado el estudio de los mamíferos del estado de Guanajuato: CONCyTEG (convenios: 04-07-A-051, 08-16-K662-081, 08-16-K662-087). Instituto de Ecología del Estado de Guanajuato (convenios IEG/DJ/FOAM/UNIVERSIDAD DE GTO/02/2005, IEE/DAJ/UG/ANP SIERRA GORDA/16/2008) y la Carretera Salamanca-Morelia, S. A. de C. V.

Literatura citada

Álvarez-Castañeda, S. T. 2005. *Peromyscus melanotis*. Mammalian Species 764:1-4.

Álvarez-Castañeda, S. T. y N. González-Ruiz. 2009. *Peromyscus levipes* (Rodentia:Cricetidae). Mammalian Species 824:1-6.

Anónimo. 1984. Cartas temáticas escala 1:50,000; topografía, geología, hidrología, edafología, clima, uso de suelo. Clave Valle de Santiago y Moroleón, F14C73, F14C83. Dirección de Estudios del Territorio Nacional. México, D.F.

Baker, R. H. y K.A. Shump, Jr. 1978. *Sigmodon fulviventer*. Mammalian Species 94:1-4.

Best, L. T. 1994. *Perognathus flavus*. Mammalian Species 471:1-10.

Best, T. L. 1995. *Sciurus oculatus*. Mammalian Species. Número 498: 1-3 pp.

Best, T. L. 1995a. *Sciurus deppei*. Mammalian Species 505:1-5.

Botello, F., G. Monroy, P. Illoldi-Rangel, I. Trujillo-Bolio y V. Sánchez-Cordero. 2007.

Sistematización de imágenes obtenidas en fototrampeo, una propuesta de ficha. Revista Mexicana de Biodiversidad 78: 207–210.

Botello F., V. Sánchez-Cordero, G. E. Magaña-Cota, R. Cecaira-Ricoy, y E. Kato-Miranda. En Prensa. Instrumentos y Prioridades de Conservación para el Estado de Guanajuato. *In* La Biodiversidad en Guanajuato: Estudio de estado. Instituto de Ecología del Estado; la Universidad de Guanajuato; el Centro de Investigación y Estudios Avanzados del IPN-Irapuato; el Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias; el Instituto de Ecología A.C. y la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). México, D.F.

Cameron, G.N. y S. R. Spencer. 1981. *Sigmodon hispidus*. Mammalian Species 158:1-9.

Ceballos, G. y G. Oliva (coords.) 2005. Los mamíferos silvestres de México. Fondo de Cultura Económica y CONABIO, México, D. F. 986 pp.

Cervantes, F. A., V. J. Sosa, J. Martínez, R. M. González y R. C. Dowler. 1993. *Pappogeomys tylorhinus*. Mammalian Species 433:1-4 pp.

Cornely, J.E. y R.J. Baker. 1986. *Neotoma mexicana*. Mammalian Species 262:1-7.

Dowler, R. C. y H. H. Genoways. 1978. *Liomys irroratus*. Mammalian Species 82:1-6.

Dugès, A. 1869. Catálogo de los animales vertebrados observados en la República Mexicana. La Naturaleza, 1ª serie, 1:137-145.

Dugès, A. 1874. *Neotoma floridana*. (Rata del campo). La Fraternidad 1:82-85.

Dugès, A. 1895. Fauna del Estado de Guanajuato. *In* Memorias sobre la administración pública del Estado de Guanajuato, 21. Joaquín Obregón González, Imprenta y Litografía de la Escuela IM Porfirio Díaz. Morelia, Michoacán. 8 p.

Dugès, A. 1908. *Dipodomys phillipsi*, Gray. Memorias de la Sociedad Científica "Antonio Alzate" 26(11):407-411.

Elizalde-Arellano C., J.C. López-Vidal, E. Q. Uhart, J.I. Campos-Rodríguez y R.

Hernández-Arciga. 2010. Nuevos registros y extensiones de distribución de mamíferos para Guanajuato. Acta Zoológica Mexicana (nueva serie) 26:73-98.

Eshelman, B.D. y G.N. Cameron 1987. *Baiomys taylori*. Mammalian Species 285:1-7.

Fernández, .J. A., F. García-Campusano y M. S. Hafner. 2010. *Peromyscus difficilis* (Rodentia: Cricetidae). Mammalian Species 42 (1):220-229.

Garrison, T. E. y T. L. Best 2005. *Dipodomys ordii*. Mammalian Species 353:1-10.

Gonzalez-Oreja, J.A., A. A. de la Fuente-Diaz-Ordaz, L. Hernandez-Santin, D. Buzo-Franco, y C. Bonache-Regidor 2010. Assessing non-parametric estimators of species richness. A case study with birds in green areas of the city of Puebla, Mexico Animal Biodiversity and Conservation 33(1):31-45

Guevara-Chumancera, L. M., R. López-Wilchis y V. Sánchez-Cordero. 2001. 105 años de investigación mastozoológica en Mexico (1890-1995): Una revisión de sus enfoques y tendencias. Acta Zoologica Mexicana (n. s.) 83:35-72.

Hall, E. R. 1981. The Mammals of North America. 2a Edition. John Wiley and Sons. New York. 709 p.

Helgen, K. M., F. R. Cole, L. E. Helgen y D. E. Wilson. 2009. Generic revision in the holarctic ground squirrel genus *Spermophilus*. Journal of Mammalogy 90(2): 270-305.

Hoffmeister, D. F. 1981. *Peromyscus truei*. Mammalian Species 161:1-5 p.

Iglesias, H. J. A., V. Sánchez-Cordero, G. E. Magaña-Cota, R. Bolaños y F. Botello. En prensa.

Diversidad de mamíferos medianos y grandes en el municipio de Xichú, Guanajuato. *In* La Biodiversidad en Guanajuato: Estudio de estado. Instituto de Ecología del Estado; la

Universidad de Guanajuato; el Centro de Investigación y Estudios Avanzados del IPN-Irapuato; el Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias; el Instituto de Ecología A.C. y la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de

la Biodiversidad (CONABIO). México, D.F.

Iglesias, J., V. Sánchez-Cordero, G. Magaña-Cota, R. Bolaños, M. Aranda, R. Hernández y F.

Botello 2008. Noteworthy records of margay, *Leopardus wiedii* and ocelot *Leopardus pardalis* in the state of Guanajuato, Mexico. *Mammalia* 72:347-349.

INEGI. 2005. Conjunto de Datos Vectoriales de Uso de Suelo y Vegetación. Escala 1:250,000, Serie 3 Continuo Nacional. Dirección General de Geografía, Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, Aguascalientes InfoNatura: Animals and Ecosystems of Latin America [web application]. 2007. Version 5.0.

Arlington, Virginia (USA): NatureServe. Available: http://www.natureserve.org/ infonatura. Accessed: Apr. 11, 2011.

Izaguirre M., M., E. Domínguez C. y A. Vaca Alatorre. 1979. Geografía moderna del estado de Guanajuato. Ediciones del Gobierno de Guanajuato. Guanajuato. 303 pp.

James, S. D. 1974. *Peromyscus pectoralis*. Mammalian Species 49:1-3.

Jones, K.J. Jr. y H. H. Genoways. 1975. *Dipodomys phillipsii*. Mammalian Species 51:1-3.

López-W. R. 2003. Base de datos de los mamíferos de México depositados en colecciones de Estados Unidos y Canadá. Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa. http:// investigacion.izt.uam.mx/mamiferos.

Llorente-Bousquets,J. y L. Michán.2008. Desarrollo y situación del conocimiento de las especies. Capítulo 7, 194- 214 pp. In: Capital Natural de México. Vol. I. J. Soberón, G. Halffter y J. Llorente-Bousquets (compiladores). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, CONABIO. México, D.F.

Macedo, R. H. y M. A. Mares. 1988. *Neotoma albigula*. Mammalian Species 310:1-7.

Magaña-Cota, G. 2006. Colección de mamíferos del Museo de Historia Natural Alfredo Dugès de la Universidad de Guanajuato. *In* C. Lorenzo, E. Espinoza, M. Briones y F. A. Cervantes (eds.). Colecciones Mastozoológicas de México. Instituto de Biología, UNAM, México, D.F. 572 p.

Magaña-Cota, G. (coord.) 2008. Notas de zoología tomadas durante mi estancia en México. A.

Dugès, A. Cuaderno 2. Universidad de Guanajuato, Guanajuato, Guanajuato, México. 363 p.

Magaña-Cota, G. E., J. F. Charre-Medellín, R. Hernández, J. Iglesias, B. Chávez-Galván, R. Bolaños, R. Cecaira-Ricoy, V. Sánchez-Cordero y F. Botello. 2010. Primeros registros del murciélago vampiro de pata peluda (*Diphylla ecaudata*) para el estado de Guanajuato, México. Therya 1(3):213-220.

Medellín, X.L. y R.A. Medellín. 2006. *Oryzomys couesi* (Alston, 1877). *In* G. Ceballos y G. Oliva (ed.). Los mamíferos silvestres de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad y Fondo de Cultura Económica. México, D.F. 709–710 p.

Oaks, E.C., P. J. Young, G. L. Kirkland, Jr., y D. F. Schmidt. 1987. *Spermophilus variegatus*. Mammalian Species 272:1-8 p.

Periódico Oficial del Gobierno del Estado de Guanajuato (POGEG). 2006. Instituto de Ecología del Estado de Guanajuato. Resumen del Programa de manejo de áreas naturales protegidas en la categoría de área de uso sustentable Cerro los Amoles ubicado entre los municipios de Yuriria y Moroleón. Año XCIII, Tomo CXLIV, Número 136.

Paulson, D.D. 1988. *Chaetodipus hispidus*. Mammalian Species 320:1-4.

Sánchez O. y G. Magaña-Cota 2008. Murciélagos de Guanajuato: perspectiva histórica y actualización de su conocimiento. Acta Universitaria 18:27-39.

Sánchez, O., C. Elizalde-Arellano, J. López-Vidal, G. Magaña-Cota, G. Téllez-Girón, F. Botello y V. Sánchez-Cordero. En prensa. Mamíferos silvestres de Guanajuato. *In* La Biodiversidad en Guanajuato: Estudio de estado. Instituto de Ecología del Estado; la Universidad de Guanajuato; el Centro de Investigación y Estudios Avanzados del IPN-Irapuato; el Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias; el Instituto de Ecología A.C. y la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). México, D.F.

Sánchez, O., G. Téllez-Girón y G. Magaña-Cota. 2009. Registros adicionales de murciélagos para Guanajuato. Acta Universitaria 19(3):40-47.

Shump, K. A. Jr y R. H. Baker. 1978. *Sigmodon leucotis*. Mammalian Species 96: 1-2.

Spencer, S.R. y G.N. Cameron. 1982. *Reithrodontomys fulvescens*. Mammalian Species 174:1-7.

Streubel, D. P. y J. P. Fitzgerald. 1978. *Spermophilus spilosoma*. Mammalian Species 101:1-4.

Veal, R. y W. Caire. 1979. *Peromyscus eremicus*. Mammalian Species 118:1-6.

Webster, D. y J. Knox, Jones, Jr. 1982. *Reithrodontomys megalotis*. Mammalian Species 167:1-5 p.

Williams, D.F., H. H. Genoways y J. K. Braun. 1993. Taxonomy and Systematics. *In* Biology of the Heteromyidae. J. J. Brown y H. H. Genoways (eds.). American Sociey of Mammalogists, Lawrence, Kansas. 38-196 p.

Wilson, D.E. 1991. Especímenes tipo mamíferos mexicanos en el National Museum Of Natural History, Washington, D.C., EUA. Anales del Instituto de Biología, UNAM, Serie Zoología 62(2):287-318.

Young, C. J y J. Knox J. Jr. 1982. *Spermophilus mexicanus*. Mammalian Species 164:1-4.

Apéndice 1. Listado sistemático de los roedores del estado de Guanajuato, México. La nomenclatura y clasificación es de acuerdo con Wilson y Reader (2005), excepto en los casos de los géneros *Ictidomys* J.A. Allen, 1877, *Xerospermophilus* Merriam, 1982 y *Otospermophilus* Brandt, 1844, donde se sigue a Helgen, Cole, Helgen y Wilson (2009).

Clase Mammalia
- Orden Rodentia Bowdich, 1821
  - Suborden Sciuromorpha Brandt, 1855
    - Familia Sciuridae Fischer de Waldheim, 1817
      - Subfamilia Sciurinae Fischer de Waldheim, 1817
        - Tribu Sciurini Fischer de Waldheim, 1817
          - Género *Sciurus* Linnaeus, 1758
            - Subgénero *Sciurus* Linnaeus, 1758
              - *Sciurus aureogaster* Cuvier, 1829
              - *Sciurus oculatus* Peters, 1863
                - *Sciurus oculatus tolucae* Nelson, 1898
      - Subfamilia Xerinae Osborn, 1910
        - Tribu Marmotini Pocock, 1923
          - Género *Ictidomys*, J.A. Allen, 1877
            - *Ictidomys mexicanus* Erxleben, 1977
              - *Ictidomys mexicanus mexicanus* Erxleben, 1777
          - *Género Xerospermophilus,* Merriam, 1982
            - *Xenospermophilus spilosoma* Bennett, 1833
              - *Xenospermophilus spilosoma spilosoma* Bennett, 1833
          - Genéro *Otospermophilus*, Brandt, 1844
          - *Otospermophilus variegatus* Erxleben, 1777
            - *Otospermophilus variegatus variegatus* Erxleben, 1777
  - Suborden Castorimorpha A.E. Wood, 1955
    - Familia Heteromyidae Gray, 1868
      - Subfamilia Dipodomyinae, Gervais 1853
        - Género *Dipodomys* Gray, 1841
          - *Dipodomys merriami* Mearns, 1890
            - *Dipodomys merriami atronasus* Merriam, 1894
          - *Dipodomys ordii* Woodhouse, 1853
            - *Dipodomys ordii palmeri* J.A.Allen, 1891
          - *Dipodomys phillipsii* Gray, 1841
            - *Dipodomys phillipsii ornatus* Merriam, 1894
      - Subfamilia Heteromyinae Gray, 1868
        - Género *Liomys* Merriam, 1902
          - *Liomys irroratus* Gray, 1868
            - *Liomys irroratus alleni* Coues, 1881
      - Subfamilia Perognathinae Coues, 1875
        - Género *Chaetodipus* Merriam, 1889
          - *Chaetodipus eremicus* Mearns, 1898
          - *Chaetodipus hispidus* Baird, 1858
            - *Chaetodipus hispidus zacatecae* Osgood, 1900
          - *Chaetodipus nelsoni* Merriam, 1894

Apéndice 1. Continúa.

Chaetodipus nelsoni nelsoni Merriam, 1894
Género *Perognathus* Wied-Neuwied, 1839
Perognathus flavus Baird, 1855
Perognathus flavus hopiensis Goldman, 1932
Perognathus flavus medius Baker, 1954
Familia Geomyidae Bonaparte, 1845
Género *Cratogeomys* Merriam, 1895
Cratogeomys tylorhinus Merriam, 1895
Cratogeomys tylorhinus brevirostris Russell, 1968
Género *Thomomys* Wied-Neuwied, 1839
Thomomys umbrinus Richardson, 1829
Thomomys umbrinus supernus Nelson y Goldman, 1934
Suborden Myomorpha Brandt, 1855
Superfamilia Muroidea Illiger, 1811
Familia Cricetidae Fischer, 1817
Subfamilia Neotominae Merriam, 1894
Género *Baiomys* True, 1893
Baiomys taylori Thomas, 1887
Baiomys taylori analogus Osgood, 1909
Género *Neotoma* Say y Ord, 1825
Subgénero *Neotoma* Say y Ord, 1825
Neotoma albigula Hartley, 1894
Neotoma leucodon Merriam, 1894
Neotoma leucodon leucodon Merriam, 1894
Neotoma mexicana Baird, 1855
Neotoma mexicana tenuicauda Merriam, 1892
Neotoma mexicana torquata Ward, 1891
Género *Peromyscus* Gloger, 1841
Peromyscus boylii Baird, 1855
Peromyscus difficilis J.A.Allen, 1891
Peromyscus difficilis difficilis J.A.Allen, 1891
Peromyscus eremicus Baird, 1858
Peromyscus eremicus phaeurus Osgood, 1904
Peromyscus gratus Merriam, 1898
Peromyscus gratus gentilis Osgood, 1904
Peromyscus gratus gratus Merriam, 1898
Peromyscus hylocetes Merriam, 1898
Peromyscus levipes Merriam, 1898
Peromyscus levipes levipes Merriam, 1898
Peromyscus maniculatus (Wagner, 1845)
Peromyscus maniculatus blandus Osgood, 1904
Peromyscus maniculatus labecula Elliot, 1903
Peromyscus melanocarpus Osgood, 1904
Peromyscus melanophrys Coues, 1874
Peromyscus melanophrys consobrinus Osgood, 1904
Peromyscus melanophrys zamorae Osgood, 1904
Peromyscus melanotis J.A. Allen y Chapman, 1897
Peromyscus pectoralis Osgood, 1904
Peromyscus pectoralis pectoralis Osgood, 1904
Peromyscus truei Shufeldt, 1885
Género *Reithrodontomys* Giglioli, 1874
Subgénero *Reithrodontomys* Giglioli, 1874
Reithrodontomys fulvescens J. A. Allen, 1894
Reithrodontomys fulvescens griseoflavus Merriam, 1901

Apéndice 1. Continúa.

Reithrodontomys fulvescens toltecus Merriam, 1901
Reithrodontomys megalotis (Baird, 1858)
Reithrodontomys megalotis megalotis (Baird, 1858)
Reithrodontomys megalotis saturatus J. A. Allen y Chapman, 1897
Subfamilia Sigmodontinae Wagner, 1843
Género *Oryzomys* Baird, 1857
Oryzomys couesi Alston, 1876
Género *Sigmodon* Say y Ord, 1825
Subgénero *Sigmodon* Say y Ord, 1825
Sigmodon fulviventer J. A. Allen, 1889
Sigmodon fulviventer fulviventer
Sigmodon hispidus Say y Ord, 1825
Sigmodon hispidus berlandieri Baird, 1855
Sigmodon leucotis Bailey, 1902
Sigmodon leucotis leucotis
Sigmodon ochrognathus Bailey, 1902
Familia Muridae Illiger, 1811
Subfamilia Murinae Illiger, 1811
Género *Mus* Linnaeus, 1758
Subgénero *Mus* Linnaeus, 1758
Mus musculus Linnaeus, 1758
Mus musculus domesticus Schwarz y Schwarz, 1943
Género *Rattus* Fischer, 1803
Rattus rattus Linnaeus, 1758

Apéndice 2. Lista de especies de los roedores de Guanajuato, México, y localidades de colecta por taxón. Mpio.=Municipio.

Especie	Localidad de Colecta
Sciurus aureogaster	El Platanal, Mpio. Xichú
Sciurus oculatus	27.35 km NE Rancho En Medio
	Xichú
	Rancho El Cuerpo, Mpio. Ocampo
	Guanajuato
Ictidomys mexicanus	1.60 km NW Acámbaro
	Celaya, Mpio. Celaya
	Silao, Mpio. Silao
	4.82 km NO La Piedad
	Guanajuato
	Sobre carretera, antes de Irapuato, km 26
Xerospermophilus spilosoma	8.04 km N Ocampo, Mpio. Ocampo
	28 km S Rancho El Cuervo, Mpio. Ocampo
Otospermophilus variegatus	El Platanal, Mpio. Xichú
	Victoria, Mpio. Victoria
	Mineral El Realito, Mpio. San Luis de la Paz
	5 km N, 3 km E; 9.65 km NO San Luis de la Paz, Mpio. San Luis de la Paz

Apéndice 2. Continúa.

Especie	Localidad de Colecta
	2 km N, 5.3 km W Xichú, Mpio. Xichú
	El Chupadero, Mpio. San Luis de la Paz
	Santa Rosa
	Silao, Mpio. Silao
	8.04 km NO Irapuato
	Rancho El Coralillo, Mpio. Tierra Blanca
	Guanajuato
Dipodomys merriami	Mineral de Pozos (San Pedro de los Pozos)
Dipodomys ordii	Celaya, Mpio. Celaya
	San Luis de la Paz, Mpio. San Luis de la Paz
Dipodomys phillipsii	9 km N, 3km W de San Luis de la Paz, Mpio. San Luis de la Paz
	6.43 km N, 8.04 km O León, Mpio. León
	29 km S Rancho El Cuervo, Mpio. Ocampo
Liomys irroratus	10.4 km WSW Salvatierra, Mpio. Salvatierra
	8 km S de San Miguel
	Silao, Mpio. Silao
	5 km N de San José
	4.8 km NE de Irapuato, Mpio. Irapuato
	Rio Tierra Blanca, Mpio. Santa Catarina
	Rancho Santa Catarina, Mpio. Santa Catarina
	1.6 km WSW Cima Cerro Culiacán, Mpio. Cortázar
	Guanajuato
	8 km S de San Miguel de Allende
	3 km N de Manzanares, Mpio. San Luis de la Paz
	1.8 km NE El Platanal, Mpio. Xichù
Chaetodipus eremicus	Mineral El Realito, Mpio. San Luis de la Paz
	San Luis de la Paz, Mpio. San Luis de la Paz
	Mineral de Pozos (San Pedro de los Pozos)
Chaetodipus hispidus	Celaya, Mpio. Celaya
	León, Mpio. León
	Hacienda de Nápoles
	Pápalos, Mpio. Silao
Chaetodipus nelsoni	Mineral de Pozos (San Pedro de los Pozos)
Perognathus flavus	8.04 km E de Celaya, Mpio. Celaya
	6.43 km N; 8.04 km O de León, Mpio. León
	Santa Brígida
	Guanajuato
	Silao, Mpio. Silao
Cratogeomys tylorhinus	San Diego de la Unión, Mpio. San diego de la Unión

Apéndice 2. Continúa.

Especie	Localidad de Colecta
Thomomys umbrinus	8.04 km SO; 11.26 km SW; 12.87 km SW Ibarra
	11.26 km SO Santa Rosa
Baiomys taylori	3 km S, 6 .75 km W Mineral El Realito, Mpio. San Luis de la Paz
	8.5 km S, 1.5 km E San Antón de los Martínez, Mpio. San Luis de la Paz
	12.8 km W San Luis de la Paz, Mpio. San Luis de la Paz
	1 km Río La Laja, Mpio. Dolores Hidalgo
	Mineral de Pozos (San Pedro de los Pozos)
	9. 65 km SO de Acámbaro, 1.6 km W Acámbaro, Mpio. Acámbaro
	Guanajuato
	8.04 km S de Salamanca, Mpio. Salamanca
	Lago de Yuriria, Mpio. Yuriria
	1.6 km E de Yuriria, Mpio. Yuriria
	8.04 km E de Celaya, Mpio. Celaya
	Salvatierra, Mpio. Salvatierra
	6.43 km N, 8.04 km W de León, Mpio. León
	A 1.6 km; 3.2 km; 4.82 km de Cima Cerro Culiacán, Mpio. Cortázar
	Isla El Fuerte, 6 km NE Yuriria, Mpio. Yuriria
Neotoma albigula	1.6 km O de Acámbaro, Mpio. Acámbaro
Neotoma leucodon	Jaral del Progreso, Mpio. Jaral del Progreso
	29 km S de Rancho El Cuervo, Mpio. Ocampo
	6 km NW de Rancho El Coralillo, Mpio. Tierra Blanca
	Guanajuato
	Mineral de Pozos (San Pedro de los Pozos)
	3.5 km W San Antón de los Martínez, Mpio. San Luis de la Paz
	5 km S de Jofre, Mpio. San Luis de la Paz
	3 km S, 6.75 km W Mineral El Realito, Mpio. San Luis de la Paz
Neotoma mexicana	8.5 km S, 1.5 km E San Antón de los Martínez, Mpio. San Luis de la Paz
	4.82 km N Irapuato, Mpio. Irapuato
	9.65 km E Rancho El Cuervo, Mpio. Ocampo
	El Platanito 1.7 km NE Las Naranjas, Mpio. Victoria
	1.8 km NE El Platanal, Mpio. Xichú
Peromyscus boylii	8.04 km SO de Ibarra
	5 km N de San José
	4.82 km SW de Irapuato
Peromyscus difficilis	Regiones montañosas del Estado de Guanajuato
	Mineral de Pozos (San Pedro de los Pozos)
	1 km S, 0.5 km E Mineral El Realito
	3.54 km E San José
	12.87 km SO Ibarra

Apéndice 2. Continúa.

Especie	Localidad de Colecta
	11.26 NE Guanajuato
	7 km E; 28 km S; 29 km S Rancho El Cuervo, Mpio. Ocampo
	Santa Rosa
	8 km S San Miguel de Allende
	3 km N Manzanares, Mpio. San Luis de la Paz
	18 km WSW Dolores Hidalgo, Mpio. Dolores Hidalgo
	San Luis de la Paz, Mpio. San Luis de la Paz
	1.8 km NE El Platanal, Mpio. Xichú
Peromyscus eremicus	1 km S, 0.5 km E Mineral El Realito, Mpio. San Luis de la Paz
	San Antón de los Martínez, Mpio. San Luis de la Paz
	Vergel de Bernalejo, Mpio. San Luis de la Paz
	6.8 km S, San Judas Tadeo, Mpio. San Luis de la Paz
Peromyscus gratus	3 km S La Noria, Mpio. San Diego de La Unión
	1.5 km N; 9.65 km SO Acámbaro, Mpio. Acámbaro
	2 km NE Xichú, Mpio. Xichú
	4.3 km N, 10 km E Mineral El Realito, Mpio. San Luis de la Paz
	9 km N, 3 km W San Luis de la Paz, Mpio. San Luis de la Paz
	Mineral de Pozos (San Pedro de los Pozos), Mpio. San Luis de la Paz
	8.04 km SO Ibarra
	6.43 km N, 8.04 km O León
	Silao, Mpio. Silao
	28 km S, 29 km S Rancho El Cuervo, Mpio. Ocampo
	12 km S; 14 km SSE Manuel Doblado, Mpio. Manuel Doblado
	18 km WSW Dolores Hidalgo, Mpio. Dolores Hidalgo
	12 km NW; 24 km NW Pénjamo, Mpio. Pénjamo
	3 km N Manzanares, Mpio. San Luis de la Paz
	Rancho El Coralillo, Mpio. Tierra Blanca
	Cima Cerro Culiacán, Mpio. Cortázar
	8 km S San Miguel de Allende
	Guanajuato
	Cueva de Teozan, Mpio. Cortázar
Peromyscus hylocetes	12 km NE de Pénjamo, Mpio. Pénjamo
	Cerro Culiacán, Mpio. Cortázar
Peromyscus levipes	10.46 km OSO Salvatierra, Mpio. Salvatierra
	4.82 km SO Acámbaro, Mpio. Acámbaro
	3 km N; 43 km E Manzanares, Mpio. San Luis de la Paz
	64 km E San Agustín, Mpio. Victoria
	Rancho El Coralillo, Mpio. Tierra Blanca

Apéndice 2. Continúa.

Especie	Localidad de Colecta
	Rancho Santa Catarina, Mpio. Santa Catarina
	1 km WSW Cima Cerro Culiacán, Mpio. Cortázar
	8 km S San Miguel de Allende
	16 km SSE Coroneo, Mpio. Coroneo
	24 km N Pénjamo, Mpio. Pénjamo
	9 km N, 3 km W San Luis de la Paz, Mpio. San Luis de la Paz
	1 km N Mesa de Cuata, Mpio. Guanajuato
	1 km S, 0.5 km E; 3 km S, 6.75 km W; 4.3 km N, 10 km W; 4.3 km S, 8.5 km W Mineral El Realito, Mpio. San Luis de la paz
	Guanajuato
	3.5 km W; 7.6 km S, 9.25 km E; 6 km S; 8.5 km S, 1.5 km E San Antón de los Martínez, Mpio. San Luis de la Paz
	5 km S Jofre, Mpio. San Luis de la Paz
	6.8 km N, 8.7 km E Mesas de Jesús, Mpio. San Luis de la Paz
	0.52 km N La Angostura, Mpio. Yuriria
	Cerro los Amoles, 7 km; 7.5 km SE Cerano, Mpio. Yuriria
Peromyscus maniculatus	4.3 km N, 10 km E Mineral El Realito, Mpio. San Luis de la Paz
	8.5 km S, 1.5 km E San Antón de los Martínez, Mpio. San Luis de la Paz
	11 km S Salvatierra, Mpio. Salvatierra
	10.46 km N Zinepácuaro
	3.21 km NNO Irapuato
	9.65 km SO Acámbaro, Mpio. Acámbaro
	8.04 km SO Ibarra
	11.26 Ne Santa Rosa
	8.04 km E; 3.21 km E Celaya, Mpio. Celaya
	1.6 km E Yuriria, Mpio. Yuriria
	6.43 km N, 8.04 km O León, Mpio. León
	Silao, Mpio. Silao
	29 km S Rancho el Cuervo, Mpio. Ocampo
	12 km NW Pénjamo, Mpio. Pénjamo
	Cienega Priea, Mpio. Yuriria
	San Luis de la Paz, Mpio. San Luis de la Paz
	Guanajuato
	La Puerta Guadalupe
	Lago Yuriria, Mpio. Yuriria
	San Diego de la Unión
Peromyscus melanocarpus	4.82 km NE Irapuato
Peromyscus melanophrys	1 km N, 2.45 km W; 2 km W; 6 km S Mineral de Pozos (San Pedro de los Pozos), Mpio. San Luis de la Paz

Apéndice 2. Continúa.

Especie	Localidad de Colecta
	1 km S, 0.5 km E; 3 km S, 6.75 km W; 4.3 km N, 10 km E Mineral El Realito, Mpio. San Luis de la Paz, Mpio. San Luis de la Paz
	5 km S Jofre, Mpio. San Luis de la Paz
	9 km N, 3 km W San Luis de la Paz, Mpio. San Luis de la Paz
	San José de Jofre, Mpio. San Luis de la Paz
	5 km N San José
	3.21 km E Celaya, Mpio. Celaya
	Silao, Mpio. Silao
	9.65 km SO Acámbaro, Mpio. Acámbaro
	10.46 km OSO Salvatierra, Mpio. Salvatierra
	14 km SSE Manuel Doblado, Mpio. Manuel Doblado
	18 km WSW Dolores Hidalgo, Mpio. Dolores Hidalgo
	Guanajuato
	Cerro Culiacán, Mpio. Cortázar
	6.43 km N, 8.04 km W León
	Guanajuato
	0.52 km N La Angostura, Mpio. Yuriria
	1.8 km NE El Platanal, Mpio. Xichù
Peromyscus melanotis	Rancho El Coralillo (Tierra Blanca)
	1 km WSW; 17 km NE Cima Cerro Culiacán, Mpio. Cortázar
	Lago Yuridia
	León, Mpio. León
Peromyscus pectoralis	1 km N Mesa Cuata, Mpio. Guanajuato
	1 km S, 0.5 km E; 4.3 km N, 10 km E; 3 km S, 6.75 km W; 4.3 km S, 8.5 km W Mineral El Realito, Mpio. San Luis de la Paz
	2 km SW Guanajuato, Mpio. Guanajuato
	3.5 km W; 8.5 km S, 1.5 km E; 7.6 km S, 9.25 km E; 6 km S San Antón de los Martínez, Mpio. San Luis de la Paz
	5 km S Jofre, Mpio. San Luis de la Paz
	6.8 km N, 8.7 km E Mesas de Jesús, Mpio. San Luis de la Paz
	Mineral de Pozos (San Pedro de los Pozos), Mpio. San Luis de la Paz
	9 km N, 3 km W San Luis de la Paz, Mpio. San Luis de la Paz
	Vergel de Bernalejo, Mpio. San Luis de la Paz
	12.87 km SO Ibarra
	4.82 km NE Irapuato
	1 km N Huerta El Mortero, Mpio. Xichú
	Rancho El Coralillo, Mpio. Tierra Blanca
	Rio Tierra Blanca, Mpio. Santa Catarina
	Rancho Santa Catarina, Mpio. Santa Catarina
	18 km WSW Dolores Hidalgo, Mpio. Dolores Hidalgo

Apéndice 2. Continúa.

Especie	Localidad de Colecta
	12 km S Manuel Doblado, Mpio. Manuel Doblado
	1.8 km NE El Platanal, Mpio. Xichù
	Tortugas, Mpio. Xichù
Peromyscus truei	9.65 km SO Acámbaro
	8 km S San Miguel de Allende
Reithrodontomys fulvescens	1 km NE; 3.21 km E Celaya, Mpio. Celaya
	11 km S Salvatierra, Mpio. Salvatierra
	2 km SW Guanajuato, Mpio. Guanajuato
	2 km Mineral de Pozos (San Pedro de los Pozos), Mpio. San Luis de la Paz
	3 km S, 6.75 km W Mineral el Realito, Mpio. San Luis de la Paz
	3.5 km W San Antón de los Martínez, Mpio. San Luis de la Paz
	9 km N, 3 km W San Luis de la Paz, Mpio. San Luis de la Paz
	11.26 km SO Acámbaro, Mpio. Acámbaro
	Lago Yuriria, Mpio. Yuriria
	6.43 km N, 8.04 km O León
	Silao, Mpio. Silao
	5 km N San José
	6.43 km N Irapuato
	2.57 km NE Santa Rosa
	18 km WSW Dolores Hidalgo
	1 km WSW; 17 km NE Cima Cerro Culiacán, Mpio.Cortázar
	0.52 km N La Angostura, Mpio. Yuriria
	Cerros los Amoles, 7 km SE Cerano, Mpio. Yuriria
	1.8 km NE El Platanal, Mpio. Xichù
	Tortugas, Mpio. Xichù
Reithrodontomys megalotis	6 km S Mineral de Pozos, Mpio. San Luis de la Paz
	8.5 km S, 1.5 km E San Antón de los Martínez, Mpio. San Luis de la Paz
	1.6 km E Yuriria
	Santa Rosa
Oryzomys couesi	Lago Yuriria
	Puente de Ixtla
	6.43 km N de Irapuato, Mpio. Irapuato
	Salvatierra, Mpio. Salvatierra
Sigmodon fulviventer	Cerro los Amoles, 7 y 7.5 km SE Cerano, Mpio. Yuriria
	8.04 km SW; 11.26 km SW Ibarra
Sigmodon hispidus	3 km S La Noria, Mpio. San Diego de la Unión
	2 km SW Guanajuato, Mpio. Guanajuato
	1.5 km E; 3. 21 km E Celaya
	9.65 km SO Acámbaro

Apéndice 2. Continúa.

Especie	Localidad de Colecta
	Lago Yuriria
	4.82 km NE Irapuato
	8.04 km SO Ibarra
	San Luis de la Paz
	1.8 km NE El Platanal, Mpio. Xichù
	Cerro los Amoles, 7 km SE Cerano, Mpio. Yuriria
Sigmodon leucotis	8.04 km SO; 12.87 km NNW; 12.87 km SW Ibarra
	Guanajuato
Sigmodon ochrognathus	El Capulín
Mus musculus	Acámbaro, Mpio. Acámbaro
	6.4 km N, 8.04 km O de León, Mpio. León
	3.21 km E de Celaya, Mpio. Celaya
	Puente de Ixtla
	Rancho Santa Catarina, Mpio. Santa Catarina
	6 km NW de Rancho El Coralillo, Mpio. de Tierra Blanca
	Huerta el Mortero, Mpio. Xichú
	36 km E de San Agustín, Mpio. Victoria
	Guanajuato
Rattus rattus	Puente de Ixtla
	6.43 km N, 8.04 km W León
	Guanajuato

Fichas digitales de roedores histricognatos de México

Digital images of histricognath rodents from México

Fernando A. Cervantes¤ *y Julieta Vargas Cuenca*

Resumen

Se examinaron ejemplares de colecciones biológicas y se produjo información compuesta de imágenes digitales de cráneo y mandíbula y datos curatoriales de roedores histricognatos de México: puercoespín norteño (*Erethizon dorsata*), puercoespín tropical (*Coendou mexicanus*), tepezcuintle (*Cuniculus paca*), guaqueque negro (*Dasyprocta mexicana*) y guaqueque alazán (*D. punctata*). La información se organizó en un formato de ficha y se incorporó al acervo digital del portal web Irekani del Instituto de Biología, UNAM. Cada ficha está disponible en internet para consulta por cualquier usuario de cualquier parte del mundo. Esta aportación facilitará el conocimiento de estas especies no sólo de parte de estudiantes y académicos, sino del público en general. El resultado podrá contribuir a la protección y aprovechamiento sustentable de estos peculiares roedores.

Palabras clave: Rodentia, Histricomorpha, selva, bosque templado, fotografía, cráneo, mandíbula, imagen digital, registro curatorial.

Abstract

Skull and mandible digital images of specimens from biological collections of histricognath rodents (North American porcupine, *Erethizon dorsata*; Mexican hairy dwarf porcupine, *Coendou mexicanus;* lowland paca, *Cuniculus paca;* Mexican agouti, *Dasyprocta mexicana;* and Central American agouti, *D. punctata)* were obtained. Along with their curatorial data, an electronic index card by species was built and uploaded to the web site of Instituto de Biología, UNAM digital database. Every card or record is available on the internet for consulting by any interested user from anywhere in the world. This contribution will help learn about these species not only to students and researchers but to any interested person. The outcome will help plan efforts to protect and promote a sustainable use for these distinctive rodents.

Key words: Rodentia, Histricomorpha, tropics, tropical forest, temperate forest, photograph, skull, mandible, digital image, curatorial record.

Introducción

El Orden Rodentia constituye el grupo taxonómico con el mayor número de especies de la Clase Mammalia en el mundo (Wilson y Reeder, 2005). En México se presenta una situación similar pues la mayor riqueza de especies de mamíferos corresponde a los roedores, quienes además presentan una rica variedad de tipos, adaptaciones y patrones de distribución geográfica (Ramírez-Pulido, 2005). Por ejemplo, una de las especies de roedor mas atractiva del sureste mexicano es el tepezcuintle (*Cuniculus paca*; Fig. 1), tanto por su piel vistosa como por la interesante modificación de sus cachetes o arcos zigomáticos para generar sonidos (Queirolo et al., 2008a). Desafortunadamente, a pesar de los numerosos estudios sobre los roedores silvestres mexicanos, todavía es poca la información básica sobre su conocimiento, conservación y aprovechamiento sustentable.

La mayoría de las especies de roedores del mundo son de tamaño pequeño. Sin embargo, existen especies grandes que llegan a medir más de un metro de longitud corporal y a pesar hasta 50 kg (Eisenberg, 1989), como es el caso del capibara suramericano (*Hydrochoerus hydrochaeris*), el roedor más grande del mundo (Queirolo et al., 2008b). En México, los roedores de mayor tamaño son los agutíes, tepescuintles y puercoespines, especies relativamente bien conocidas localmente. Son mamíferos que habitan en ambientes tropicales del este y sureste de México, así como en bosques templados del norte. Estos roedores pertenecen al linaje filogenético de los histricognatos (Cuadro 1), con-

Departamento de Zoología, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Apartado Postal 70-153, C.P. 04510 México, Distrito Federal, México.
¤ *fac@ibiologia.unam.mx*



Figura 1 Ejemplar macho adulto del tepezcuintle (*Cuniculus paca*) del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México (fotografía de Fernando A. Cervantes).

Cuadro 1. Nomenclatura, clasificación y nombres comunes de los roedores histricognatos de México de acuerdo con Ramírez-Pulido et al. (2005), Voss (2011) y Wilson y Reeder (2005).

Clase Mammalia
Orden Rodentia
Suborden Histricomorpha
Infraorden Histricognathi
Familia Cuniculidae
Género *Cuniculus*
Cuniculus paca (tepezcuintle, lowland paca)
Familia Dasyproctidae
Subfamilia Dasyproctinae
Género *Dasyprocta*
Dasyprocta mexicana (guaqueque negro; Mexican agouti)
Dasyprocta punctata (guaqueque alazán; Central American agouti)
Familia *Erethizontidae*
Subfamilia Erethizontinae
Género *Erethizon*
Erethizon dorsata (puercoespín norteño; North American porcupine)
Género *Coendou*
Coendou mexicanus (puercoespín tropical; Mexican hairy dwarf porcupine)

siderados entre los roedores más antiguos del continente americano (Eisenberg, 1989), y tienen características reproductivas, conductuales y moleculares que los distinguen del resto de los roedores. El puercoespín tropical (*Coendou mexicanus*), roedor arborícola y habitante típico de selvas tropicales mexicanas, por ejemplo, destaca por la modificación de su pelaje en una cubierta de espinas que lo protegen de los depredadores, muy parecido físicamente al puercoespín brasileño (*C. prehensilis*; Fig. 2).

Estos mamíferos son componentes fundamentales de la estructura y función de los ecosistemas en donde habitan, pues son herbívoros importantes que roen y consumen hojas, tallos, frutos, semillas y corteza vegetal; inclusive sus hábitos alimentarios contribuyen significativamente a la dispersión de semillas de diversas especies de árboles (Taylor, 2010); adicionalmente, fungen como presas de los depredadores medianos y grandes, como felinos, cánidos, serpientes y aves rapaces. Por otro lado, algunos de estos roedores son buscados por su carne y consumidos por comunidades locales.

La distribución geográfica de estos taxones es amplia, pues se les puede encontrar desde México hasta América del Sur. Sin embargo, solamente una especie se encuentra exclusivamente en el norte de Mesoamérica y se trata del guaqueque negro (*D. mexicana*). Si bien ya era conocido desde hace más de 130 años por naturalistas extranjeros (Alston, 1879-1882; Godman y Salvin, 1879-1915), hasta hace pocos años se ha puesto de manifiesto su relevancia como especie prioritaria para su conservación en áreas naturales protegidas (García del Valle y Estrada Medina, 2010; Fig. 3). Organizaciones internacionales, inclusive, han considerado recientemente al guaqueque negro como una especie en crítico peligro de extinción (Vázquez et al., 2008).

Desafortunadamente, la atención y esfuerzos para la protección de los histricognatos en México son todavía pocos. La causa principal es el desconocimiento que existe sobre su presencia en esta parte de Mesoamérica, a pesar del conocimiento tradicional que algunas comunidades tienen de ellos y de la documentación de su ocurrencia custodiada en colecciones biológicas. Sin duda, se requiere difundir más información entre los jóvenes para despertar su interés por el estudio de estos roedores, que proporcionan estabilidad a sus ecosistemas y representan una fuente potencial de aprovechamiento sustentable a las comunidades locales (Parroquín Pérez et al., 2010; Segovia et al., 2011).



Figura 2. Ejemplar adulto del puercoespín tropical brasileño (*Coendou prehensilis*). Fotografía tomada por L. G. Ingles y reproducida con el permiso de la California Academy of Sciences: Dr. Lloyd Gleen Ingles © California Academy of Sciencies, image number 0091 3183 0989 0121.



Figura 3. Ejemplares del guaqueque negro (*Dasyprocta mexicana*) y del guaqueque alazán (*D. punctata isthmica*), izquierda y derecha, respectivamente. Ilustración por Edward R. Alston in Biologia Centrali-Americana, Mammalia Tab. 18 (Alston, 1879-1882), y reproducida con permiso del United States National Museum of Natural History.

Entonces, es necesario promover la investigación científica de estos mamíferos y difundir su conocimiento, pues son especies de la fauna silvestre poco o nada estudiadas en esta parte de su distribución geográfica. Por lo tanto, el objetivo de este trabajo es generar materiales e información que ayuden a difundir el conocimiento de los roedores histricognatos de México y ponerlos disponibles para su consulta vía internet a cualquier interesado.

Materiales y métodos

Se examinaron y seleccionaron ejemplares de museo de histricognatos mexicanos catalogados en la Colección Nacional de Mamíferos (CNMA) del Instituto de Biología (IB), Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), y de la Colección de Vertebrados Terrestres (ENCB) de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, Instituto Politécnico Nacional, en la Ciudad de México. Se tomaron fotografías de cráneos y mandíbulas con una cámara digital marca Nikon modelo D90 con objetivo macro de 100 mm y las imágenes resultantes se guardaron en formatos .tiff y .jpg.

Para cada ejemplar se compilaron sus datos de registro curatorial, tanto del ejemplar (nombre científico, común, sexo, categoría de edad) como geográficos (localidad, afinidad biogeográfica); asimismo, se registraron sus medidas craneales básicas (longitud total, ancho y altura; mm). Adicionalmente, se recopiló información sobre su condición de endemismo y categoría de riesgo de extinción, ambas para México.

Esta información se unió a la imagen correspondiente en un formato previamente establecido en la plataforma de captura de información del proyecto Irekani de la Unidad de Informática para la Biodiversidad (UNIBIO) del IB, UNAM. El producto resultante, la imagen digitalizada y sus metadatos, fue una ficha de información por especie que se capturó en el portal web de Irekani y se puso a disposición del publico en internet para su consulta en la dirección web http://unibio.ibiologia.unam.mx/irekani/.

Resultados

El trabajo con los ejemplares de museo colectados en México de las colecciones CNMA y ENCB produjo un total de 15 fichas de información, 3 por taxón (vistas dorsal del cráneo, vista ventral del cráneo, y vista lateral del cráneo y mandíbula juntos) de las especies de histricognatos: puercoespín norteño (*Erethizon dorsata),* puercoespín tropical (*Coendou mexicanus*), tepezcuintle (*Cuniculus paca*), guaqueque alazán *(Dasyprocta punctata)* y guaqueque negro (*D. mexicanus;* Apéndice 1).

Las vistas dorsal, ventral y lateral del cráneo del puercoespín norteño (*E. dorsata*) muestran que se trata de una estructura ósea fuerte, masiva y su rostro es corto y ancho; presenta un forman infraorbital grande que permite el paso de su gran músculo masetero medial para insertarse en la parte lateral del rostro permitiéndole generar una gran fuerza para roer, típico de su familia. Sus dientes incisivos son proporcionalmente grandes y de una pigmentación anaranjada intensa en su parte frontal. Las hileras de molariformes superiores convergen anteriormente y presentan un patrón de esmalte dental distintivo; su fórmula dental es i 1/1, c 0/0, p 1/1, 3/3 = 20. El proceso angular de la mandíbula es grande, de acuerdo con la tipica condición histricognata, como se puede apreciar en la vista lateral de la mandíbula.

Similar al cráneo del puercoespín norteño, el de *C. mexicanus* también es fuerte, masivo, pero más pequeño, proporcionalmente más ancho, y con una curvatura apreciable en su parte superior; los arcos zigomáticos se separan un poco más del cráneo en *C. mexicanus* y la parte superior de la fosa pterigoidea llega solamente al nivel del último molar superior. La sutura craneal nasofrontal está en ángulo recto al eje longitudinal del cráneo en *C. mexicanus,* pero en forma de V y proyectándose posteriormente en *E. dorsata*. Además, la distancia del rostro entre los forámenes infraorbitales es más ancha que la distancia entre los extremos de la fosa pterigoidea en *C. mexicanus*. Aunque estas especies de puercoespín son similares en su fórmula dental y patrón de esmalte dental de los molariformes, la bulas timpánicas de *C. mexicanus* tienden a presentar forma de media luna.

La región zigomática del cráneo del tepezcuintle (*Cuniculus paca*) es rugosa y ancha, particularmente en adultos, como se observa claramente en sus vistas dorsal y lateral (Apéndice 1). Esta estructura es consecuencia, principalmente, del alargamiento y ensanchamiento de los huesos yugal y maxilar que llegan a formar una placa, condición única entre roedores del continente americano. La vista ventral del cráneo permite notar que este crecimiento óseo forma una cavidad amplia y que su fórmula dental es similar a la de los otros histricognatos mexicanos (i 1/1, c 0/0, p 1/1, 3/3 = 20); el esmalte dental muestra hasta 4 distintivos pliegues. A diferencia de otros histricognatos mexicanos, su foramen infraorbital es proporcionalmente reducido, lo mismo que el tamaño de su mandibula, como lo muestra la vista lateral.

De acuerdo con las medidas de los cráneos, *Dasyprocta mexicana* y *D. punctata* son de menor tamaño que el tepezcuintle (Apéndice 1). Asimismo, el cráneo de los guaqueques es proporcionalmente más alargado que ancho; en la vista ventral destaca que las bulas timpánicas de los guaqueques son un poco más grandes que las del tepezcuintle. Además, sus vistas laterales también muestran que la parte superior del cráneo del tepezcuintle es un poco curva . La fórmula dental del género *Dasyprocta* es i 1/1, c 0/0, p 1/1, 3/3 = 20, similar a los otros tres histricognatos mexicanos. Sin embargo, los molariformes de este género son distintivos, destacando principalmente la ausencia de pliegues re-entrantes en su superficie oclusal. Asimismo, la mandíbula de los guaqueques muestra una conspicua extensión del proceso angular de la mandíbula, típica de histricognato, más similar a la de los puercoespines que a la de los tepezcuintles.

Otro elemento de información importante para la elaboración de las fichas es que el puercoespín norteño es de afinidad neártica (Fig. 4) mientras que los otros cuatro roedores histricognatos son de afinidad neotropical. Adicionalmente, que el guaqueque negro es el único taxón endémico de México y que la legislación ambiental mexicana considera sólo a las dos especies de puercoespín, *Coendou mexicanus* y *Erethizon dorsata*, en las categorías de riesgo de extinción, amenazada y en peligro de extinción, respectivamente.

Discusión

Las imágenes muestran claramente las características óseas de cada una de las especies de histricognatos mexicanos; de modo que permiten apreciar sus diferencias en tamaño, forma de estructura craneal y mandibular y patrón de esmalte de la superficie oclusal dental . Por lo tanto, permiten inferir su herencia histricomorfa definida por las características de las extensiones lateral, medial y superficial del músculo masetero acopladas a la morfología del foramen infraorbital; asi como apreciar la constitución de su condición histricognata, reflejada por la modificación del proceso angular de la mandíbula. Diversos detalles de las adaptaciones musculares y óseas de algunas especies de roedores aquí tratadas son claramente ilustrados por Myers et al. (2012).

La información curatorial geográfica que acompaña a las figuras permite aprender que las especies se encuentran asociadas a ambientes templados o tropicales, según sea el caso, y que corresponde a una afinidad biogeográfica determinada. La construcción de mapas de distribución elaborados a partir de la información geográfica es fundamental para la evaluación de la biodiversidad. La ocurrencia de histricognatos en México, por lo tanto, debe documentarse y actualizarse constantemente; la elaboración de fichas del tipo aquí presentado es básico para tales esfuerzos. Sin duda, la acumulación y difusión de esta información resulta de prioridad para *D. mexicana*, por ser la única especie endémica de México.

Asimismo, la categoría de riesgo de extinción de cada especie proporciona una aproximación al conocimiento de su estado de conservación en México. Esto es importante para estimular al lector a informarse más y eventualmente participar de esfuerzos en programas de manejo y aprovechamiento de cualquiera de los taxones en cuestión. Actualmente se considera a los puercoespines norteño y tropical en alguna categoría de riesgo de extinción (Herrera Flores, 2010), situación que debe ser atendida prioritariamente. Inclusive ya desde hace casi 15 años se hizo una evaluación del estado de conserva-



Figura 4. Ejemplar adulto del puercoespín norteño (*Erethizon dorsata*) en su ambiente natural. Fotografía tomada por Phil K. Myers y reproducida con el permiso de Phil K. Myers.

ción de una de estas especies, *E. dorsata*, donde se puso de manifiesto la preocupación y necesidad de proteger a este mamífero mexicano muy poco conocido en el norte de México (List et al., 1999;). Las autoridades del gobierno mexicano han apoyado algunas acciones para la conservación y aprovechamiento sustentable de estos mamíferos, pero todavía se requiere promover aún más su estudio y conocimiento

La información que proporcionan las fichas digitales en este estudio sin duda son de utilidad no sólo para los estudiantes y académicos especialistas en el estudio de estos roedores, sino que son una herramienta importante para jóvenes estudiantes y otros profesionistas de diversas áreas de las ciencias biológicas para reconocer y distinguir a estas especies. Por ejemplo, hasta antes de este reporte no se podía encontrar una imagen de material óseo de *D. mexicana* y *C. mexicanus* en algún portal web. Por lo tanto, se debe privilegiar la generación y difusión de información disponible sobre estos mamíferos para ponerla al alcance de todos los sectores de la sociedad, tarea a la que el presente estudio se sumó.

Agradecimientos

Los autores agradecen ampliamente a Carmen Loyola Blanco y Linda Saldaña Sánchez por haber tomado las fotografías y a Susana Guzmán Gómez por haber publicado las fichas en línea en el portal Irekani del Instituto de Biología, UNAM. Asimismo, agradecemos a Juan Carlos López Vidal por habernos prestado ejemplares de la Colección de Cordados (ENCB), Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, Instituto Politécnico Nacional. Dedicamos esta contribución a la memoria de nuestras estimadas compañeras, distinguidas académicas universitarias, Magdalena Peña Muñoz y María Luisa Estebanés González.

Literatura Citada

Alston, E. R. 1879-1882. Mammalia. *In* Biologia Centrali-Americana. R. H. Porter, ed. Natural History Museum, London.

Eisenberg, J. F. 1989. Mammals of the Neotropics. Vol. 1. Panama, Colombia, Venezuela, Guyana, Suriname, French Guiana. The University of the Chicago Press, Chicago. 449 p.

García del Valle, Y. y A. Estrada Medina (Coordinadores). 2010. Estudio para la identificación de mamíferos medianos y grandes en el Parque Nacional Palenque, Palenque, Chiapas, México. Proyecto CONANP/DRFSIPS/AD ES 003 2010. Consultoría en Recursos Naturales y Desarrollo Social Yaxal-Na S.C. San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México. 84 p.

Godman, F. D. y O. Salvin. 1879-1915. The Biologia Centrali-Americana. Natural History Museum, London. http://www.sil.si.edu/digitalcollections/bca/. Consultado el 18 de enero de 2012.

Herrera Flores, S. D. 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. Diario Oficial, jueves 30 de diciembre, Segunda Sección.

List, R., G. Ceballos y J. Pacheco. 1999. Status of the North American porcupine (*Erethizon dorsatum*) in Mexico. The Southwestern Naturalist 44(3):400-404.

Myers, P., R. Espinosa, C. S. Parr, T. Jones, G. S. Hammond yT. A. Dewey. 2012. The Animal Diversity Web (online), http://animaldiversity.org. Consultado el 22 de junio de 2012.

Parroquín Pérez, J., S. Gallina Tessaro, G. Aguirre León y J. Pérez Torres. 1980. El tepezcuintle: estrategias para su aprovechamiento con base en la evaluación de su población y hábitat en el ejido Loma de Oro, Uxpanapa, Veracruz, México. *In:* Uso y manejo de la fauna silvestre en el norte de Mesoamérica. M. M. Guerra Roa, S. Calmé, S. Gallina Tessaro y E. J. Naranjo Piñera (coordinadores). Serie Hablemos de Ciencia y Tecnología. Secretaría de Educación del Gobierno del Estado de Veracruz de Ignacio de la Llave, Xalapa, Veracruz. 137-160 p.

Queirolo, D., Vieira, E., Emmons, L. y Samudio, R. 2008a. *Cuniculus paca*. In: IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.1. <www.iucnredlist.org>. Consultado el 2 de octubre de 2012.

Queirolo, D., E. Vieira y F. Reid. 2008b. *Hydrochoerus hydrochaeris*. In: IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.1. <www.iucnredlist.org>. Consultado el 2 de marzo de 2012.

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 (n.s.) 21(1): 21-82.

Segovia Castillo, A., J. Chablé Santos, H. Delfín González, J. Sosa Escalante y S. F. Hernández Betancourt. 2011. Aprovechamiento de la fauna silvestre por comunidades mayas. Usos de la Biodiversidad. Biodiversidad y desarrollo humano en Yucatán. Mérida, Yucatán.

Taylor, B. 2010. Seed removal by the red-rumped agouti, *Dasyprocta leporina*, on a Caribbean island. Master of Sciencies thesis. Clemson University. Columbia, South Carolina. 78 p.

Vázquez, E., L. Emmons, F. Reid y A. D. Cuarón. 2008. *Dasyprocta mexicana*. *In*: IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.1. <www.iucnredlist.org>. Consultado el 13 de marzo de 2012.

Voss, R. S. 2011. Revisionary notes on Neotropical porcupines (Rodentia: Erethizontidae). 3. An Annotated Checklist of the Species of *Coendou* Lacépède, 1799. American Museum Novitates 3720:1-36.

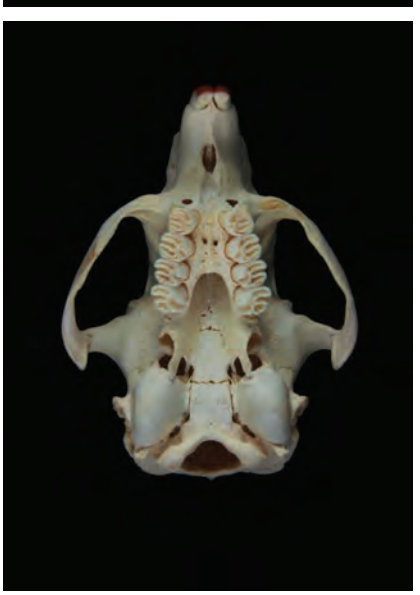
Wilson, D. E. y D. M. Reeder (editores). 2005. Mammal Species of the World. A Taxonomic and Geographic Reference (3a. ed.). Johns Hopkins University Press, Baltimore. <www.press.jhu.edu>, consultado el 28 de diciembre de 2012.

Apéndice 1. Fichas de información de las cinco especies de histricognatos de México (puercoespín norteño, *Erethizon dorsata*; puerco espín tropical, *Coendou mexicanus*; tepezcuintle, *Cuniculus paca*; guaqueque alazán, *Dasyprocta punctata*; y guaqueque negro, *D. mexicana*) disponibles via internet en el portal Irekani (http://unibio.ibiologia.unam.mx/irekani/) del sitio web del Instituto de Biología, UNAM.

1. Título de la ficha: Cráneo del puercoespín norteño *Erethizon dorsata*.
Descripción: Vista dorsal del cráneo de un ejemplar adulto. Longitud total craneal 89.45 mm, anchura craneal 39.92 mm. Sin fecha de colecta. Afinidad biogeográfica: templada. Categoría de riesgo de extinción en México: En peligro de extinción. Endémica de México: No.
Familia: Erethizontidae.
Género: *Erethizon.*
Especie: *dorsata.*
Nombre común: puercoespín norteño.
País: México.
Estado: sin dato.
Municipio: sin dato.
Localidad: sin dato.
Autor: Fernando A. Cervantes y Julieta Vargas Cuenca.
Fecha de publicación: 19 de octubre de 2012.
En: Colección de Vertebrados Terrestres, Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, Instituto Politécnico Nacional (ENCB-4085), México, Distrito Federal, México.



2. Título de la ficha: Cráneo del puercoespín norteño *Erethizon dorsata*.
Descripción: Vista ventral del cráneo de un ejemplar adulto. Longitud total craneal 89.45 mm, anchura craneal 39.92 mm. Sin fecha de colecta. Afinidad biogeográfica: templada. Categoría de riesgo de extinción en México: En peligro de extinción. Endémica de México: No.
Familia: Erethizontidae.
Género: *Erethizon.*
Especie: *dorsata.*
Nombre común: puercoespín norteño.
País: México.
Estado: sin dato.
Municipio: sin dato.
Localidad: sin dato.
Autor: Fernando A. Cervantes y Julieta Vargas Cuenca.
Fecha de publicación: 19 de octubre de 2012.
En: Colección de Vertebrados Terrestres, Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, Instituto Politécnico Nacional (ENCB-4085), México, Distrito Federal, México.



Apéndice 1. Continúa.

3. Título de la ficha: Cráneo del puerco espín norteño *Erethizon dorsata*.
Descripción: Vistas lateral izquierda del cráneo y lateral izquierda de la mandíbula de un ejemplar adulto. Longitud total craneal 39.92 mm, anchura craneal 39.92 mm, altura craneal 27.86 mm. Sin fecha de colecta. Afinidad biogeográfica: templada. Categoría de riesgo de extinción en México: En peligro de extinción. Endémica de México: No.
Familia: Erethizontidae.
Género: *Erethizon.*
Especie: *dorsata.*
Nombre común: puercoespín norteño.
País: México.
Estado: sin dato.
Municipio: sin dato.
Localidad: sin dato.
Autor: Fernando A. Cervantes y Julieta Vargas Cuenca.
Fecha de publicación: 19 de octubre de 2012.
En: Colección de Vertebrados Terrestres, Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, Instituto Politécnico Nacional (ENCB-4785), México, Distrito Federal, México.

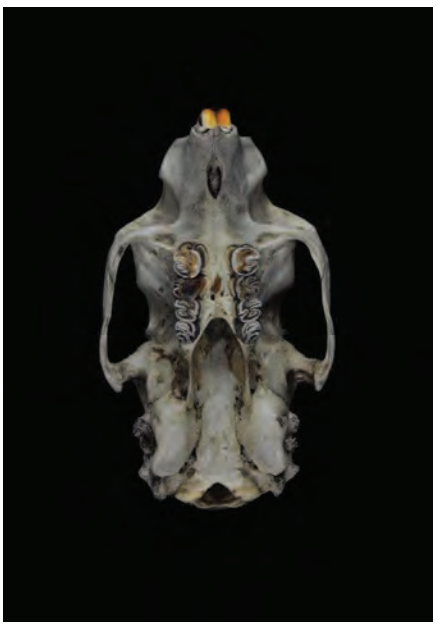


4. Título de la ficha: Cráneo del puerco espín tropical *Coendou mexicanus*.
Descripción: Vista dorsal del cráneo de un ejemplar macho adulto. Longitud total craneal 90.97 mm, anchura craneal 35.54 mm. Colectado el 5 de febrero de 1974. Afinidad biogeográfica: tropical. Categoría de riesgo de extinción en México: Amenazada. Endémica de México: No.
Familia: Erethizontidae.
Género: *Coendou.*
Especie: *mexicanus.*
Nombre común: puercoespín tropical.
País: México.
Estado: Veracruz.
Municipio: San Andrés Tuxtla.
Localidad: Estación de Biología Tropical Los Tuxtlas (18°35´0.0´´N 95°4´0.0´´W)
Autor: Fernando A. Cervantes y Julieta Vargas Cuenca.
Fecha de publicación: 19 de octubre de 2012.
En: Colección Nacional de Mamíferos (CNMA-15635), Instituto de Biología, UNAM, México, Distrito Federal, México.



Apéndice 1. Continúa.

5. Título de la ficha: Cráneo del puerco espín tropical *Coendou mexicanus*.
Descripción: Vista ventral del cráneo de un ejemplar macho adulto. Longitud total craneal 90.97 mm, anchura craneal 35.54 mm. Colectado el 5 de febrero de 1974. Afinidad biogeográfica: tropical. Categoría de riesgo de extinción en México: Amenazada. Endémica de México: No.
Familia: Erethizontidae.
Género: *Coendou.*
Especie: *mexicanus.*
Nombre común: puercoespín tropical.
País: México.
Estado: Veracruz.
Municipio: San Andrés Tuxtla.
Localidad: Estación de Biología Tropical Los Tuxtlas (18°35´0.0´´N 95°4´0.0´´W)
Autor: Fernando A. Cervantes y Julieta Vargas Cuenca.
Fecha de publicación: 19 de octubre de 2012.
En: Colección Nacional de Mamíferos (CNMA-15635), Instituto de Biología, UNAM, México, Distrito Federal, México.



6. Titulo de la ficha: Cráneo y mandíbula del puerco espín tropical *Coendou mexicanus*.
Descripción: Vistas lateral izquierda del cráneo y lateral izquierda de la mandíbula de un ejemplar macho adulto. Longitud total craneal 90.97 mm, anchura craneal 35.54 mm, altura craneal 27.82 mm. Colectado el 5 de febrero de 1974. Afinidad biogeográfica: tropical. Categoría de riesgo de extinción en México: Amenazada. Endémica de México: No.
Familia: Erethizontidae.
Género: *Coendou.*
Especie: *mexicanus.*
Nombre común: puercoespín tropical.
País: México.
Estado: Veracruz.
Municipio: San Andrés Tuxtla.
Localidad: Estación de Biología Tropical Los Tuxtlas (18°35´0.0´´N 95°4´0.0´´W)
Autor: Fernando A. Cervantes y Julieta Vargas Cuenca.
Fecha de publicación: 19 de octubre de 2012.
En: Colección Nacional de Mamíferos (CNMA-15635), Instituto de Biología, UNAM, México, Distrito Federal, México.



Apéndice 1. Continúa.

7. Título de la ficha: Cráneo del tepezcuintle *Cuniculus paca*. Descripción: Vista dorsal del cráneo de un ejemplar macho adulto. Longitud total craneal 137.69 mm, anchura craneal 52.65 mm. Afinidad biogeográfica: tropical. Categoría de riesgo de extinción en México: Amenazada. Endémica de México: No.
Familia: Cuniculidae.
Género: *Cuniculus.*
Especie: *paca.*
Nombre común: tepezcuintle.
País: México.
Estado: Yucatán.
Municipio: Tekax.
Localidad: Actun Tolok, 2 km SW Tekax (20°10´57´´N 88°44´25´´W).
Autor: Fernando A. Cervantes y Julieta Vargas Cuenca.
Fecha de publicación: 19 de octubre de 2012.
En: Colección Nacional de Mamíferos (CNMA-27891), Instituto de Biología, UNAM, México, Distrito Federal, México.



8. Título de la ficha: Cráneo del tepezcuintle *Cuniculus paca*. Descripción: Vista ventral del cráneo de un ejemplar macho adulto. Longitud total craneal 137.69 mm, anchura craneal 50.03 mm. Afinidad biogeográfica: tropical. Categoría de riesgo de extinción en México: Amenazada. Endémica de México: No.
Familia: Cuniculidae.
Género: *Cuniculus.*
Especie: *paca.*
Nombre común: tepezcuintle.
País: México.
Estado: Yucatán.
Municipio: Tekax.
Localidad: Actun Tolok, 2 km SW Tekax (20°10´57´´N 88°44´25´´W).
Autor: Fernando A. Cervantes y Julieta Vargas Cuenca.
Fecha de publicación: 19 de octubre de 2012.
En: Colección Nacional de Mamíferos (CNMA-27891), Instituto de Biología, UNAM, México, Distrito Federal, México.



Apéndice 1. Continúa.

9. Título de la ficha: Cráneo y mandíbula del tepezcuintle *Cuniculus paca*.
Descripción: Vistas lateral izquierda del cráneo y lateral izquierda de la mandñibula de un ejemplar macho adulto. Longitud total craneal 137.69 mm, anchura craneal 50.03 mm, altura craneal 33.01 mm. Afinidad biogeográfica: tropical. Categoría de riesgo de extinción en México: Amenazada. Endémica de México: No.
Familia: Cuniculidae.
Género: *Cuniculus.*
Especie: *paca.*
Nombre común: tepezcuintle.
País: México.
Estado: Yucatán.
Municipio: Tekax.
Localidad: Actun Tolok, 2 km SW Tekax (20°10´57´´N 88°44´25´´W).
Autor: Fernando A. Cervantes y Julieta Vargas Cuenca.
Fecha de publicación: 19 de octubre de 2012.
En: Colección Nacional de Mamíferos (CNMA-27891), Instituto de Biología, UNAM, México, Distrito Federal, México.

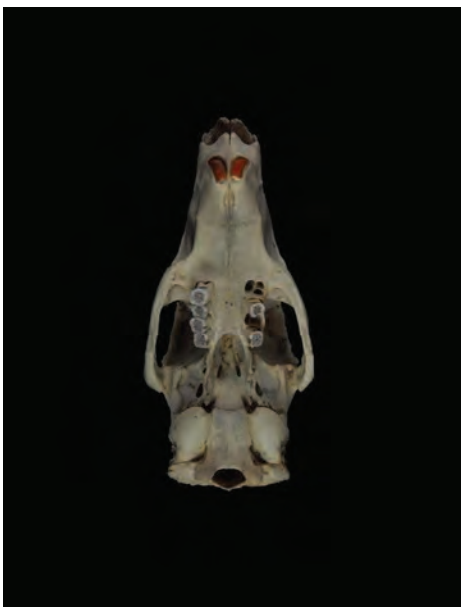


10. Título de la ficha: Cráneo del guaqueque alazán *Dasyprocta punctata*.
Descripción: Vista dorsal del cráneo de un ejemplar adulto. Longitud total craneal 109.02 mm, anchura craneal 36.43 mm. Colectado el 14 de junio de 1994. Afinidad biogeográfica: tropical. Categoría de riesgo de extinción en México: Ninguna. Endémica de México: No.
Familia: Dasyproctidae.
Género: *Dasyprotca.*
Especie: *punctata.*
Nombre común: guaqueque alazán, sereque.
País: México.
Estado: Campeche.
Municipio: Calakmul.
Localidad: Cueva del Sol, Ejido Cristóbal Colón (18°21´57´´N 89°28´51´´W).
Autor: Fernando A. Cervantes y Julieta Vargas Cuenca.
Fecha de publicación: 19 de octubre de 2012.
En: Colección Nacional de Mamíferos (CNMA-37369), Instituto de Biología, UNAM, México, Distrito Federal, México.



Apéndice 1. Continúa.

11. Título de la ficha: Cráneo del guaqueque alazán *Dasyprocta punctata*.
Descripción: Vista ventral del cráneo de un ejemplar adulto. Longitud total craneal 109.02 mm, anchura craneal 36.43 mm. Colectado el 14 de junio de 1994. Afinidad biogeográfica: tropical. Categoría de riesgo de extinción en México: Ninguna. Endémica de México: No.
Familia: Dasyproctidae.
Género: *Dasyprotca.*
Especie: *punctata.*
Nombre común: guaqueque alazán, sereque.
País: México.
Estado: Campeche.
Municipio: Calakmul.
Localidad: Cueva del Sol, Ejido Cristóbal Colón (18°21´57´´N 89°28´51´´W).
Autor: Fernando A. Cervantes y Julieta Vargas Cuenca.
Fecha de publicación: 19 de octubre de 2012.
En: Colección Nacional de Mamíferos (CNMA-37369), Instituto de Biología, UNAM, México, Distrito Federal, México.



12. Título de la ficha: Cráneo y mandíbula del guaqueque alazán *Dasyprocta punctata*.
Descripción: Vistas lateral izquierda del cráneo y lateral izquierda de la mandíbula de un ejemplar adulto. Longitud total craneal 109.02 mm, anchura craneal 36.43 mm, altura craneal 27.71 mm. Colectado el 14 de junio de 1994. Afinidad biogeográfica: tropical. Categoría de riesgo de extinción en México: Ninguna. Endémica de México: No.
Familia: Dasyproctidae.
Género: *Dasyprotca.*
Especie: *punctata.*
Nombre común: guqueque, sereque.
País: México.
Estado: Campeche.
Municipio: Calakmul.
Localidad: Cueva del Sol, Ejido Cristóbal Colón (18°21´57´´N 89°28´51´´W).
Autor: Fernando A. Cervantes y Julieta Vargas Cuenca.
Fecha de publicación: 19 de octubre de 2012.
En: Colección Nacional de Mamíferos (CNMA-37369), Instituto de Biología, UNAM, México, Distrito Federal, México.



Apéndice 1. Continúa.

13. Título de la ficha: Cráneo del guaqueque negro *Dasyprocta mexicana*.
Descripción: Vista dorsal del cráneo de un ejemplar hembra adulta. Longitud total craneal 120.13 mm, anchura craneal 35.75 mm. Colectado el 13 de marzo de 1960. Afinidad biogeográfica: tropical. Categoría de riesgo de extinción en México: Ninguna. Endémica de México: Si.
Familia: Dasyproctidae.
Género: *Dasyprotca.*
Especie: *mexicana.*
Nombre común: guaqueque negro.
País: México.
Estado: Tabasco.
Municipio: Teapa.
Localidad: 1 mi E Teapa (17°32´53´´N 92°56´15´´W).
Autor: Fernando A. Cervantes y Julieta Vargas Cuenca.
Fecha de publicación: 19 de octubre de 2012.
En: Colección Nacional de Mamíferos (CNMA-37201), Instituto de Biología, UNAM, México, Distrito Federal, México.

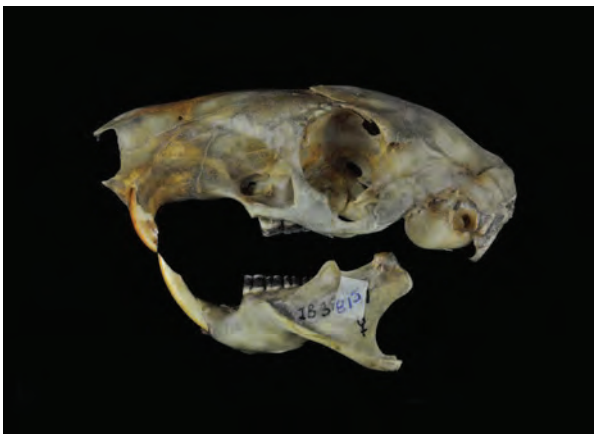


14. Título de la ficha: Cráneo del guaqueque negro *Dasyprocta mexicana*.
Descripción: Vista ventral del cráneo del de un ejemplar hembra adulta. Longitud total craneal 120.13 mm, anchura craneal 35.75 mm. Colectado el 13 de marzo de 1960. Afinidad biogeográfica: tropical. Categoría de riesgo de extinción en México: Ninguna. Endémica de México: Si.
Familia: Dasyproctidae.
Género: *Dasyprotca.*
Especie: *mexicana.*
Nombre común: guaqueque negro.
País: México.
Estado: Tabasco.
Municipio: Teapa.
Localidad: 1 mi E Teapa (17°32´53´´N 92°56´15´´W).
Autor: Fernando A. Cervantes y Julieta Vargas Cuenca.
Fecha de publicación: 19 de octubre de 2012.
En: Colección Nacional de Mamíferos (CNMA-37201), Instituto de Biología, UNAM, México, Distrito Federal, México.



Apéndice 1. Continúa.

15. Título de la fucha: Cráneo y mandíbula del guaqueque negro *Dasyprocta mexicana*.
Descripción: Vistas lateral izquierda del cráneo y lateral izquierda de la mandíbula de un ejemplar hembra adulta. Longitud total craneal 120.13 mm, anchura craneal 35.75 mm, altura craneal 24.61 mm. Colectado el 13 de marzo de 1960. Afinidad biogeográfica: tropical. Categoría de riesgo de extinción en México: Ninguna. Endémica de México: Si.
Familia: Dasyproctidae.
Género: *Dasyprotca.*
Especie: *mexicana.*
Nombre común: guaqueque negro.
País: México.
Estado: Tabasco.
Municipio: Teapa.
Localidad: 1 mi E Teapa (17°32´53´´N 92°56´15´´W).
Autor: Fernando A. Cervantes y Julieta Vargas Cuenca.
Fecha de publicación: 19 de octubre de 2012.
En: Colección Nacional de Mamíferos (CNMA-37201), Instituto de Biología, UNAM, México, Distrito Federal, México.



Estudios sobre la Biología de Roedores Silvestres Mexicanos es una publicación del Instituto de Biología de la Universidad Nacional Autónoma de México y de la Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa. Se terminó de imprimir el 2 de noviembre de 2012 en los talleres de Creativa Impresores S. A. de C. V. en calle 12, no. 101, local 1, José López Portillo, Iztapalapa, C.P.09920, México, D.F. Se tiraron 1000 ejemplares más sobrantes para reposición, impreso en Offset, sobre papel couché mate de 135 gr. y las cubiertas en couché de 300 g. El diseño y formación estuvieron a cargo del Lic. Claudio Vázquez Pacheco, mientras que los editores se encargaron del cuidado de la edición.



ISBN 978-607-02-3779-9

Universidad Nacional Autónoma de México
Instituto de Biología

Universidad Autónoma Metropolitana
Unidad Iztapalapa