



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

Instituto de Ecología

Distribución, Uso de Hábitat y Conservación
de dos especies (*Xenomys nelsoni* y
Hodomys alleni) de roedores endémicos de
las Selvas Secas de México

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE

**MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
(BIOLOGÍA AMBIENTAL)**

P R E S E N T A

PAULINA ARIAS CABALLERO DE MIGUEL

DIRECTOR DE TESIS: DR. GERARDO JORGE CEBALLOS GONZÁLEZ

MÉXICO, D.F.

NOVIEMBRE, 2011



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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



Dr. Isidro Ávila Martínez
Director General de Administración Escolar, UNAM
Presente

Me permito informar a usted que en la reunión ordinaria del Comité Académico del Posgrado en Ciencias Biológicas, celebrada el día 18 de enero de 2010, se aprobó el siguiente jurado para el examen de grado de **MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS (BIOLOGÍA AMBIENTAL)** de la alumna **ARIAS CABALLERO DE MIGUEL PAULINA** con número de cuenta **400094681** con la tesis titulada **"DISTRIBUCIÓN, USO DE HÁBITAT Y CONSERVACIÓN DE DOS ESPECIES (*Xenomys nelsoni* y *Hodomys alleni*) DE ROEDORES ENDÉMICOS DE LAS SELVAS SECAS DE MÉXICO"**, realizada bajo la dirección del **DR. GERARDO JORGE CEBALLOS GONZALEZ**:

Presidente: DRA. ELLA GLORIA VÁZQUEZ DOMÍNGUEZ
Vocal: DRA. LIVIA SOCORRO LEÓN PANIAGÜA
Secretario: DR. GERARDO JORGE CEBALLOS GONZÁLEZ
Suplente: DR. ENRIQUE MARTÍNEZ MEYER
Suplente: DR. RURIK HERMANN LIST SÁNCHEZ

Sin otro particular, me es grato enviarle un cordial saludo.

ATENTAMENTE
"POR MI RAZA HABLARA EL ESPIRITU"
Cd. Universitaria, D.F., a 07 de Noviembre de 2011.

María del Coro Arizmendi
DRA. MARÍA DEL CORO ARIZMENDI ARRIAGA
COORDINADORA DEL PROGRAMA

c.c.p. Expediente de la interesada.

AGRADECIMIENTOS

Al Posgrado en Ciencias Biológicas de la UNAM.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por la beca otorgada para poder realizar mis estudios.

A los miembros de mi comité tutorial: Dr. Gerardo Ceballos, Dr. Enrique Martínez Meyer y Dr. Rodrigo Medellín, por sus valiosos aportes durante el desarrollo de este proyecto.

A los miembros de mi jurado: Dra. Livia León Paniagua, Dra. Ella Vázquez Domínguez, Dr. Rurik List Sánchez y Dr. Enrique Martínez Meyer, por sus comentarios y observaciones para el mejoramiento del manuscrito final.

Al técnico académico M. en C. Jesús Pacheco Rodríguez del Laboratorio de Ecología y Conservación de Fauna Silvestre, por su apoyo en los trámites administrativos.

AGRADECIMIENTOS PERSONALES

Primeramente quiero agradecer a mi padres por todo el apoyo que siempre me han brindado y el darles un cachito de su hogar a dos de mis ratotas (Abril y Mayo).

Agradezco al Dr. Gerardo Ceballos por la oportunidad, la confianza, los comentarios, los consejos y las facilidades otorgadas para poder realizar esta tesis.

También agradezco a todos mis amigos y compañeros del Laboratorio de Ecología y Fauna Silvestre que de una u otra manera me brindaron su apoyo y con los que pasé muchos momentos gratos tanto en el laboratorio como en campo. A Chucho (M. en C. Jesús Pacheco) por todos sus consejos y apoyo tanto en la tesis como en mi vida, a Heliot por su ayuda con mis mapas, a Cuauh por su ayuda en las pruebas estadísticas, a Yolita por su ayuda con la información y consejos sobre los roedores, a Rurik por sus valiosos comentarios, a todos los que me acompañaron a campo: Rodrigo, Iliana, Emmanuel, Ana Laura, Norma y Benjamín Vieira, muchas gracias por todo el esfuerzo y ayuda, y por aguantar el calor, las caminatas por los cerros, los raspones y las picadas de diversos bichos, sin ustedes no lo hubiera logrado, específicamente agradezco a Benja por la ayuda con la identificación de los bichos en campo y por prestarme sus trampas; también a la Dra. Ella Vázquez por proporcionarme sus trampas durante un periodo de muestreo. A todos mis demás compañeros y ex compañeros: Andrea, Juanelo, Felipe, Luli, Camilo, Lalo, Gaby, José, Sandra P., por brindarme su amistad y darme su apoyo y ánimos para que terminara esta tesis; a los vecinos de laboratorio: Angélica, Memo, Toño, Karina, Leo y Pau, gracias por las risas y buenos momentos.

A Don Luigi (Don Luis), su hijo José Luis y su esposa Doña Yoyis, muchas gracias por abrirnos las puertas de su hogar a mis compañeros y a mi, y por toda la ayuda en campo para encontrar a las ratitas e identificar la flora del lugar, y por supuesto por su valiosa amistad.

Quiero agradecer también a mis amigas Claudia, Liz y Mariel que siempre estuvieron al pendiente de cómo iba con los avances de mi tesis, muchas gracias por su amistad y su apoyo.

Y finalmente pero no menos importante, quiero agradecer a la persona que desde que conocí ha estado a mi lado en todo momento, que me ha apoyado y me ha impulsado, que me ha brindado su confianza y su cariño y ha sido mi soporte en todos los aspectos de mi vida, y que estoy segura que sin él este proceso hubiera sido más complicado. Goyo muchas gracias por querer ser parte de mi vida.

ÍNDICE

Resumen	1
<i>Abstract</i>	3
Introducción General	5

CAPÍTULO I. Distribución y Uso de Hábitat de *Xenomys nelsoni*

Introducción	9
Objetivo general	11
Objetivos particulares	11
Métodos	
Especie de estudio	12
Modelado de nicho ecológico	13
Uso de hábitat	17
Áreas prioritarias	18
Resultados	
Modelos de distribución	19
Uso de hábitat	25
Áreas Prioritarias	27
Discusión y Conclusiones	
Patrones de distribución y áreas prioritarias	32
Modelos de distribución	36
Uso de hábitat	37

CAPÍTULO II. Selección y uso de hábitat de *Hodomys alleni*

Introducción	38
Objetivo general	39
Métodos	

Especie de estudio	40
Sito de estudio	41
Muestreos y capturas	43
Análisis del sitio	45
Análisis estadísticos	47
Resultados	49
Discusión y Conclusiones	59
Conclusiones Generales	67
Referencias	68
Anexo I. Registros de <i>X. nelsoni</i>	80
Anexo II. Áreas Naturales Protegidas en la costa del Pacífico mexicano	82
Anexo III. Especies arbóreas identificadas en Pueblo Juárez, Colima	86
Anexo IV. Fotografías del hábitat y madrigueras de <i>H. alleni</i>	87
Anexo V. Especies de roedores reportadas para el estado de Colima	90

ÍNDICE DE FIGURAS Y CUADROS

CAPÍTULO I. Distribución y Uso de Hábitat de *Xenomys nelsoni*

Figura 1. Localidades para <i>Xenomys nelsoni</i> en la costa del Pacífico mexicano	19
Figura 2. Distribución histórica estimada de <i>Xenomys nelsoni</i>	22
Figura 3. Distribución actual estimada de <i>Xenomys nelsoni</i>	21
Figura 4. Distribución actual estimada de <i>Xenomys nelsoni</i> en las selvas secas remanentes	22
Figura 5. Distribución actual protegida estimada de <i>Xenomys nelsoni</i>	23
Figura 6. Distribución potencial y distribución protegida estimadas de <i>Xenomys nelsoni</i>	24
Figura 7. Distribución actual estimada de <i>Xenomys nelsoni</i> en selva baja y selva mediana y la que se encuentra protegida	26
Figura 8. Registros de presencia y ausencia de <i>X. nelsoni</i> dentro de su distribución potencial estimada	27
Figura 9. Parches de mayor tamaño dentro de la distribución potencial estimada de <i>Xenomys nelsoni</i>	28
Figura 10. Parches 1 y 2 de la distribución potencial estimada de <i>Xenomys nelsoni</i> y su ruta de unión	29
Figura 11. Parches 2 y 3 de la distribución potencial estimada de <i>Xenomys nelsoni</i> y sus rutas de unión	30
Figura 12. Parches 3 y 4 de la distribución potencial estimada de <i>Xenomys nelsoni</i> y sus rutas de unión	31
 Cuadro 1. Registros de captura de <i>X. nelsoni</i> utilizados para los modelos de distribución	 15
Cuadro 2. Variables ambientales utilizadas para los modelos de distribución de <i>Xenomys nelsoni</i> provenientes del Proyecto Worldclim	16

Cuadro 3. Estimaciones de la distribución histórica, actual, potencial y protegida para <i>Xenomys nelsoni</i> en la costa del Pacífico mexicano	20
Cuadro 4. Registros totales de <i>Xenomys nelsoni</i> en selva baja y selva mediana	25
Cuadro 5. Registros de <i>Xenomys nelsoni</i> en la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala tanto en selva baja como en selva mediana	25
Cuadro 6. Área en km ² de los cuatro parches de distribución de mayor tamaño en la distribución potencial estimada de <i>X. nelsoni</i>	29

CAPÍTULO II. Selección y uso de hábitat de *Hodomys alleni*

Figura 1. Distribución de <i>Hodomys alleni</i>	41
Figura 2. Localidad de Pueblo Juárez en el estado de Colima	42
Figura 3. Transecto y cuadrantes establecidos en los periodos de muestreo 2 y 3 en Pueblo Juárez, Colima	46
Figura 4. Porcentaje de individuos capturados por especie de pequeños mamíferos en selva baja en temporadas de lluvias y secas en Pueblo Juárez, Colima	50
Figura 5. Especies arbóreas más abundantes en los cuadrantes muestreados en Pueblo Juárez, Colima	58
Cuadro 1. Coordenadas del transecto y cuadrantes establecidos en el segundo y tercer periodo de muestreo en Pueblo Juárez, Colima	45
Cuadro 2. Número de individuos por especie capturados en selva baja y selva mediana en temporadas de lluvias y secas en Pueblo Juárez, Colima	49
Cuadro 3. Número de individuos por especie capturados en selva baja en temporadas de lluvias y secas en Pueblo Juárez, Colima	50
Cuadro 4. Masa corporal en gramos (g) y medidas morfológicas en milímetros (mm) tomadas de los ejemplares de hembras y machos capturados de <i>Hodomys alleni</i> en temporada de secas y de lluvias en Pueblo Juárez, Colima	51
Cuadro 5. Densidad de <i>Hodomys alleni</i> en temporada de secas y de lluvias en Pueblo Juárez, Colima	52
Cuadro 6. Número de madrigueras activas y su densidad por cuadrante en hectáreas en Pueblo Juárez, Colima	52

Cuadro 7. Número de madrigueras de <i>Hodomys alleni</i> por lugar de construcción en Pueblo Juárez, Colima	53
Cuadro 8. Número de madrigueras de <i>H. alleni</i> construidas sin y con material orgánico clasificadas por tamaño, en Pueblo Juárez, Colima	55
Cuadro 9. Número de madrigueras encontradas en un transecto por cuadrantes en Pueblo Juárez, Colima	54
Cuadro 10. Matriz estructurada con las correlaciones entre las variables discriminantes y las funciones canónicas estructuradas	55
Cuadro 11. Predicción de datos correctamente o no clasificados en la categoría de presencia o ausencia de madrigueras de <i>Hodomys alleni</i>	55
Cuadro 12. Valores promedio de las variables tomadas en cada sitio donde se encontraba construida alguna madriguera de <i>H. alleni</i> en los cuadrantes de muestreo	56
Cuadro 13. Índice de Shannon-Wiener, número de especies arbóreas, abundancia, altura promedio en metros y diámetro promedio a la altura del pecho en cm de los árboles encontrados en cada uno de los cuadrantes en Pueblo Juárez, Colima	57
Cuadro 14. Especies arbóreas más abundantes en los cuadrantes muestreados en Pueblo Juárez, Colima	57
Cuadro 15. Índice de dominancia (Berger-Parker) para las especies arbóreas muestreadas en los cuatro cuadrantes en Pueblo Juárez, Colima	58

RESUMEN

Las selvas secas son uno de los ecosistemas más amenazados del mundo dadas las altas tasas de deforestación que sufren y son de gran importancia ya que albergan una gran biodiversidad así como un gran número de especies endémicas y en peligro de extinción. La rata de Magdalena (*Xenomys nelsoni*) y la rata leñera (*Hodomys alleni*) son dos géneros endémicos de mamíferos de México que se distribuyen en estas selvas y dado que las especies con distribuciones restringidas son más vulnerables a la extinción por la fragmentación y pérdida de su hábitat y a la poca información que se tiene de estas dos especies, en un primer capítulo evaluamos la distribución y uso de hábitat de *X. nelsoni* y en un segundo la selección y uso de hábitat de *H. alleni* en las selvas secas.

En el primer capítulo, utilizando como herramienta dos modelos de distribución del nicho ecológico de las especies (GARP y MaxEnt) y mapas del Inventario Nacional Forestal (2000) y Áreas Naturales Protegidas de México, estimamos la distribución histórica, actual, potencial y protegida de *X. nelsoni*. La distribución histórica de la especie tiene una extensión de 1,832 km² en las selvas secas de la costa de los estados de Colima y Jalisco, debido a la deforestación de estas selvas, esta distribución se vio reducida actualmente a 1,075 km² (42%) siguiendo el mismo patrón de distribución pero en parches aislados. Dentro de la distribución actual de *X. nelsoni*, tan sólo 100 km² (9.3%) se encuentran protegidos por la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala, la cual tiene una extensión de 131.42 km², y a pesar de que la distribución potencial se extiende una parte hacia el norte y en su mayoría hacia el sur de su distribución actual con 3,643 km² y representando 185% de ésta, Chamela-Cuixmala sigue siendo la única reserva que protege alguna extensión de su distribución. Conociendo la distribución actual y potencial de *X. nelsoni*, identificamos cuatro parches de vegetación con la mayor extensión de área continua que podrían albergar una o varias poblaciones de esta especie (parche 1 = 221 km² en la costa norte de Jalisco, parche 2 = 414 km² en la costa sur de Jalisco, parche 3 = 188 km² en la costa noroeste de Colima, parche 4 = 208 km² en la costa suroeste de Michoacán), y los cuales se proponen para ser considerados dentro del sistema actual de áreas protegidas y que pueden servir como conectores entre las áreas naturales protegidas existentes a lo largo de la costa del Pacífico de esa región. Al proteger estas cuatro áreas no sólo estaríamos protegiendo una sola especie, sino a la gran diversidad que albergan las selvas secas del Pacífico mexicano.

Para el segundo capítulo, establecimos tres periodos de muestreo de 10 días cada uno, dos en temporada de secas (marzo 2008, mayo 2009) y una en lluvias (octubre 2008) en la localidad de Pueblo Juárez, Colima (localidad tipo de *X. nelsoni*). En el primer periodo establecimos transectos al azar de 200 trampas Sherman cada uno. En el segundo periodo establecimos tres cuadrantes de 6,300 m² con 80 trampas Sherman cada uno, y un transecto de 800 m con 80 trampas. En el tercer periodo establecimos cuatro cuadrantes, dos siendo los mismos de la temporada anterior y dos en sitios nuevos con la misma disposición espacial y número de trampas que los anteriores. Durante los muestreos a los roedores capturados les determinamos la especie, sexo y medidas corporales estándar, adicionalmente a los individuos de *H. alleni* capturados les colocamos un arete con número serial para su identificación individual, posteriormente fueron liberados en el

sitio de captura. En los cuadrantes contamos y medimos las madrigueras construidas por la especie de estudio y medimos la profundidad del suelo, profundidad de la hojarasca, cobertura arbórea, porcentaje de rocosidad y especies arbóreas. Los individuos de *H. alleni* capturados en secas fueron significativamente más grandes y de mayor peso que los capturados en lluvias. Las especies de otros pequeños mamíferos encontradas en los sitios de captura de *H. alleni* fueron 10 roedores (*Baiomys musculus*, *B. taylori*, *Peromyscus perfulvus*, *P. sp.*, *Oryzomys couesi*, *Osgoodomys banderanus*, *Reithrodontomys fulvences*, *Liomys pictus*, *L. irroratus* y *Sigmodon mascotensis*), y un marsupial (*Tlacuatzin canescens*). La densidad de individuos de la rata leñera varió de 0 a 16 individuos/ha en los distintos cuadrantes, tanto en la temporada de lluvias como en la temporada de secas. La densidad de madrigueras activas encontradas fue de 50/ha y las construyeron en su mayoría en el suelo, seguidas al pie de un árbol, en rocas y al pie de tocones. El cuadrante que mostró mayor riqueza de especies arbóreas constaba de 43 especies y la altura promedio de los árboles en los distintos cuadrantes iba de 5.74 a 7 m con un diámetro a la altura del pecho de 42 a 66 cm. La variable del hábitat que explica el lugar donde la rata leñera construye sus madrigueras fue la profundidad de la hojarasca, prefiriendo sitios donde es más profunda. Con todos estos datos logramos ampliar el conocimiento que se tiene de la especie para futuras consideraciones para su conservación.

ABSTRACT

The tropical dry forests are one of the most endangered ecosystems on the world due to the high deforestation rates. These forests are of great importance as home to a rich biodiversity and a large number of endemic and endangered species. The Magdalena rat (*Xenomys nelsoni*) and the Allen's woodrat (*Hodomys alleni*) are two genera of mammals endemic to Mexico that are distributed in these forests. Given that species with restricted distributions ranges are more vulnerable to extinction by fragmentation and habitat loss and the little information we have of these two species, in the first chapter we evaluate the distribution and habitat use of *X. nelsoni* and in the second chapter the selection and habitat use of *H. alleni* in the tropical dry forests.

In the first chapter, using as a tool two species ecological niche models (GARP and MaxEnt) and maps of the National Forest Inventory (2000) and Natural Protected Areas of Mexico, we estimate the historical, current, potential and protected distribution of *X. nelsoni*. The species' historical distribution has an extension of 1,832 km² in the tropical dry forests of the coast of Colima and Jalisco states, due to deforestation this distribution has a current extension of 1,075 km² (42%) in isolated patches along the original distribution range. Within its current distribution, only 100 km² are protected in the *Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala* that has an extension of 131.42 km². Despite the potential distribution of *X. nelsoni* extends to the north and mostly to the south of its current distribution with 3,643 km² and representing 185% of it, Chamela-Cuixmala remains the only reserve that protect some extension of its distribution. We identify four vegetation patches with the most continuous area within the current and potential distribution of this species where could survive one or several populations (patch 1 = 221 km² on the north coast of Jalisco, patch 2 = 414 km² on the south coast of Jalisco, patch 3 = 188 km² on the northwest coast of Colima, patch 4 = 208 km² on the southwest coast of Michoacán). These patches are proposed to be decreed as protected areas and can serve as connectors between the existing natural protected areas existing along the Pacific coast of that region, as it has been documented, isolated protected areas don't ensure the persistence on the long term of the species and less in regions of high land conversion where potential immigration areas disappear constantly. Protecting these four vegetation patches, we will be protecting not only one species but also the great biodiversity that exists in the Mexican Pacific tropical dry forests.

In the second chapter, we established three 10 days sampling periods, two in the dry season (march 2008, may 2009) and one in the rainy season (October 2008) in Pueblo Juarez, Colima (type locality of *X. nelsoni*). In the first period we established random transects of 200 Sherman traps each. In the second period we established three quadrants of 6,300 m² with 80 traps each, and a transect of 800 m with 80 traps. In the third period we established four quadrants, two of the last season and two in new sites with the same spatial arrangement as the others. During all sampling periods, we classified all rodents captured at species level, and sexed and measured them, additionally all *H. alleni* individuals were identified with an ear tag with a serial number, then all individual were released in its capture site. Within the quadrants we count and measured the *H. alleni*'s

burrows, also we measured soil depth, litter depth, canopy cover, percentage of rockiness, and tree species. Statistically, the *H. alleni* individuals captured in the dry seasons were bigger and heavier than the captured ones in the rainy season. Other small mammals species captured in the same sites than *H. alleni* were, 10 rodents (*Baiomys musculus*, *B. taylori*, *Peromyscus perfulvus*, *P. sp.*, *Oryzomys couesi*, *Osgoodomys banderanus*, *Reithrodontomys fulvences*, *Liomys pictus*, *L. irroratus* and *Sigmodon mascotensis*) and one marsupial (*Tlacuatzin canescens*). The density of the Allen's woodrat varied from 0 to 16 individuals/ha in the different quadrants, both in the rainy and in the dry season. The density of active burrows was 50 per ha, and they were mostly built on the soil, followed by next to a tree, on rocks and next to stumps. The quadrant that shows a greater tree species richness consisted of 43 species, the average tree height in all quadrants ranged from 5.74 to 7 m with a diameter at breast height from 42 to 66 cm. The habitat variable that better explains the site of construction of *H. alleni*'s burrows was the litter depth, preferring more depth sites. With all these compiled data we accomplished to extend the knowledge of this species that will be useful to future conservation considerations.

INTRODUCCIÓN GENERAL

Desde tiempos muy remotos las actividades humanas, como la cacería, captura de animales para comercio y la extirpación de depredadores y especies consideradas plagas, han llevado a la extinción a un gran número de especies (Ceballos y Navarro, 1991). Actualmente, el número de especies en peligro de extinción sigue en aumento debido principalmente a la destrucción y fragmentación de hábitats naturales (Groombridge, 1992), poniendo en riesgo a un mucho mayor número de especies (Ceballos y Navarro, 1991) y dando como resultado la actual crisis de biodiversidad (Leakey y Lewin, 1995).

Las selvas secas están dentro de los ecosistemas más amenazados del mundo debido a las altas tasas de deforestación que sufren, y actualmente cubren el 1% de su distribución original en Mesoamérica (Masera *et al.*, 1997). En México, las selvas secas son las que mejor representan el paisaje mexicano debido a su extensión (Ceballos *et al.*, 2010), teniendo su mayor cobertura en la vertiente del Pacífico, desde Sonora y parte sur de Baja California hasta la depresión central de Chiapas, y en menor proporción en forma de manchones en el este del país, en el centro de Veracruz y noroeste de la Península de Yucatán (Rzendowski, 1978). En nuestro país, estas selvas son deforestadas principalmente para el desarrollo turístico, ganadero y agrícola (Ceballos y García, 1995); estudios acerca de las tasas de deforestación en México, demuestran que a mediados de los años 80 se deforestaban cerca de 302, 000 hectáreas por año (Masera *et al.*, 1997) y ya para la década de los 90 se estimó que el 27% del área original de las selvas secas había sido alterada, otro 23% degradada, 23% reemplazada para otro uso de suelo y tan sólo el 23% permanecía intacta (Trejo y Dirzo, 2000). Las selvas secas de la costa del Pacífico mexicano son de suma importancia, ya que son uno de los ecosistemas más diversos del país, donde se encuentra cerca del 20% de todas las familias de la flora mexicana (Rzendowski, 1991) y el mayor número de géneros y especies de vertebrados terrestres de todas las selvas secas del Neotrópico (García-Aguayo y Ceballos, 1994); además de esto, albergan una gran cantidad de especies endémicas, por lo que contribuyen sustancialmente a la diversidad regional (Janzen y Wilson, 1983; Redford *et al.*, 1990; Mares, 1992; Ceballos, 1995). Dada esta acelerada pérdida de las selvas secas mexicanas, actualmente muchas de las especies que

ahí se distribuyen se encuentran en peligro de extinción (Ceballos y García, 1995; Balvanera *et al.*, 2000), por lo que es importante poner especial atención a las especies que ahí habitan.

En las selvas secas del oeste mexicano se distribuyen alrededor de 40 especies de mamíferos endémicas de México y exclusivas de este ecosistema (Ceballos, 1995), de las cuales la mayoría pertenecen al orden de los roedores, el más diverso en todo el territorio mexicano y el que contribuye en mayor proporción (70%) a las especies endémicas de mamíferos de todo el país (Ceballos y Oliva, 2005).

Los roedores tienen un papel ecológico muy importante, ya que al ser principalmente herbívoros, al depredar semillas, hojas, cortezas, bulbos y frutos, y ser dispersores de semillas, mantienen la diversidad y estructura de las comunidades vegetales (Smith y Aldous, 1947; Pank, 1974; Chávez, 1982; Ceballos y Galindo, 1984); así mismo, las especies fosoriales construyen túneles y madrigueras subterráneas que modifican la textura, capacidad de captura de agua y dinámica de los nutrientes del suelo, lo cual tiene efectos sobre la composición y abundancia de la vegetación (Ursic y Esher, 1988; Reichman y Seabloom, 2002; Kerley *et al.*, 2004). Otras de las funciones ecológicas que se han observado en los roedores, son que las especies que se alimentan de insectos o de sus larvas sirven de control natural para evitar plagas (Hanski, 1987), y los roedores constructores de madrigueras crean hábitats para otras especies a diferentes niveles taxonómicos, incrementando así la diversidad local (Kingsley y Kurzius, 1978; Ryckman *et al.*, 1981; Vorhies y Taylor, 1940; Rainey, 1965; Davidson *et al.*, 2008).

La rata de Magdalena (*Xenomys nelsoni*) y la rata leñera (*Hodomys alleni*), son dos de las especies de roedores endémicas que se distribuyen en las selvas secas del Pacífico (Schaldach, 1960; Genoways y Birney, 1974; Ceballos *et al.*, 1998; Ceballos y Oliva, 2005). *X. nelsoni* y *H. alleni*, clasificadas en la familia de los múridos y como especies hermanas (Bradley *et al.*, 2004), tienen la particularidad de ser de los pocos géneros monotípicos del orden de los roedores (Schaldach, 1960; Carleton, 1980), de ser dos de los

seis géneros de mamíferos endémicos de estas selvas (Ceballos y Oliva, 2005), y de pertenecer a un linaje muy antiguo originado en el Terciario (Carleton, 1980).

Xenomys nelsoni se encuentra catalogada por el gobierno mexicano como especie amenazada (SEMARNAT, 2010), y se distingue por tener una de las distribuciones más restringidas de los mamíferos mexicanos (Ceballos *et al.*, 1998), encontrándose únicamente en pocas localidades en los estados de Colima y Jalisco, y también por tener densidades poblaciones bajas (Ceballos, 1989, 1990; Domínguez, 2006). Estas características han hecho que la rata de Magdalena sea considerada como especie rara (Rabinowitz *et al.*, 1986) y que sea uno de los roedores en mayor peligro de extinción del mundo (Ceballos y Oliva, 2005). Sin embargo, a pesar de su importancia y el riesgo que corre de desaparecer, se cuenta con muy poca información de la especie, la cual ha sido compilada de trabajos que se han enfocado en la comunidad de pequeños mamíferos de las selvas secas (Ceballos, 1989, 1990; Domínguez, 2006) y no en esta especie en particular.

Hodomys alleni actualmente no se encuentra catalogada en alguna categoría de riesgo (SEMARNAT, 2010) y aunque tiene una distribución más amplia que *X. nelsoni*, desde el sur de Sinaloa hasta el centro del estado de Guerrero, también ha sido considerada una especie rara ya que se tienen muy pocos registros de ésta (Ceballos y Oliva, 2005). En la actualidad no se cuenta con suficiente información sobre la biología y ecología de esta especie para confirmar su estado de conservación.

En las selvas secas, estos roedores se ven sometidos a una estacionalidad muy marcada, ya que estas selvas se caracterizan por presentar un régimen de lluvias muy acentuado (Castellanos *et al.*, 1989; Bullock y Solis-Magallanes, 1990), presentando un periodo de sequía de cinco a ocho meses (Rzendowski, 1978) en el cual casi todas las plantas pierden sus hojas y muchas de éstas dispersan sus semillas (Bullock y Solis-Magallanes, 1990). En la costa del Pacífico mexicano, las selvas secas no perturbadas son una comunidad densa y cerrada que ha sido clasificada en selva baja caducifolia y selva mediana subcaducifolia (Miranda y Hernández, 1963) o bosque tropical caducifolio y bosque tropical subcaducifolio (Rzendowski, 1978). En esta región, la selva mediana (SM)

tiene una menor extensión distribuyéndose en manchones discontinuos formando mosaicos con la selva baja (SB; Rzendowski, 1978). Las principales diferencias entre estas selvas son que la SB presenta un sólo estrato arbóreo que mide entre 5 y 15m de altura y el tronco de los árboles es menor a los 50cm de diámetro, mientras que la SM generalmente presenta dos estratos arbóreos, el inferior mide entre 8 y 15m de altura y el superior entre 15 y 40m, y el diámetro del tronco de los árboles mide entre 30 y 80cm. Durante la temporada de sequía la mayoría de los árboles en la SB pierden completamente o casi en su totalidad sus hojas y en la SM la mitad o poco más de la mitad de los árboles pierden sus hojas, de los cuales la mayoría son especies facultativas por lo que dependerá de la intensidad de la sequía si pierden sus hojas o no, también hay árboles que solo dejan caer sus hojas durante unas semanas y no durante todo el periodo sin lluvias, por lo que siempre hay elementos verdes en esta selva (Rzendowski, 1978). Así mismo, se ha visto que al final de la temporada de secas en la SM las temperaturas del suelo y el aire son más bajas que en la SB y tiene un 20% más de humedad atmosférica (Janzen, 1976), y mayor humedad en la hojarasca (Duellman, 1965).

Todos los cambios en la estructura vegetal de las selvas secas hacen que *X. nelsoni* y *H. alleni*, así como los demás vertebrados que ahí habitan, tengan adaptaciones fisiológicas y ecológicas únicas para poder sobrevivir a esta estacionalidad climática (Janzen y Wilson, 1983), lo cual les impide explorar de manera eficiente otros hábitats, así como dispersarse por un ambiente modificado (Harris y Silva-López, 1992; Henle *et al.*, 2004). Es por esto que estos roedores son más vulnerables a la gran pérdida y fragmentación que está sufriendo su hábitat, poniendo actualmente en mayor riesgo de extinción a *X. nelsoni* y a *H. alleni*.

Debido a las características y vulnerabilidad de *X. nelsoni* y *H. alleni*, así como las de su hábitat, consideramos necesario un estudio enfocado al conocimiento ecológico y conservación de estas dos especies, ya que con su extinción no solo estaría disminuyendo la riqueza de especies de las selvas secas, sino la biodiversidad a nivel global, además de que desaparecería un linaje de mamíferos muy antiguo.

CAPÍTULO I: DISTRIBUCIÓN Y USO DE HÁBITAT DE *Xenomys nelsoni*

INTRODUCCIÓN

Las especies raras se han definido como aquellas con una distribución restringida, con bajas densidades poblacionales y con una estricta selección de hábitat (alta especialización), o que posean una combinación de estas condiciones (Rabinowitz, 1981; Rabinowitz *et al.*, 1986; Yu y Dobson, 2000), y se ha demostrado que estas características las hacen más propensas a la extinción (Terborgh, 1974; Terborgh y Winter, 1980). Cuando ocurre alguna alteración o destrucción de su hábitat, ya sea por procesos ambientales estocásticos o por actividades antropogénicas, se ha visto que en una escala regional, las especies que se encuentran en muchos sitios tienen mayores probabilidades de supervivencia que las que se encuentran en una sola área de distribución pequeña (Arita *et al.*, 1990; Ceballos y Navarro, 1991; Gaston, 1994; Frankham, *et al.*, 2005). También se ha demostrado por medio de modelos demográficos (MacArthur, 1972; Richter-Dyn y Goel, 1972; Goodman, 1987; Lande, 1988; Pimm *et al.*, 1988) y con estudios de campo (Diamond, 1984; Pim *et al.*, 1988), que la probabilidad de extinción de una población aumenta cuando disminuye su tamaño, en términos genéticos esto se explica con mayores probabilidades de pérdida de variabilidad que hace que disminuyan las posibilidades de supervivencia a largo plazo (Soulé y Wilcox, 1980; Frankel y Soulé, 1981; Frankham *et al.*, 2005). Así mismo, las especies especialistas son más sensibles a cualquier tipo de perturbación de su hábitat (Arita *et al.*, 1990), al contar con una serie de adaptaciones morfológicas, fisiológicas y/o conductuales hacia varios factores de su ambiente (Futuyma y Moreno, 1998; Tieleman *et al.*, 2003), lo que les impide explotar de manera eficiente los recursos de otros hábitats, así como dispersarse a través del paisaje modificado, no siendo así para las especies con requerimientos de hábitat más generales que se encuentran en una variedad de éstos (Harris y Silva-López, 1992; Henle *et al.*, 2004).

Es por esto que las especies raras cada vez se han vuelto de mayor interés para la biología de la conservación (Arita *et al.*, 1990), en donde ha surgido una gran necesidad por determinar como los cambios en el clima y las actividades antropogénicas amenazan con modificar la distribución de estas especies, información con la cual se pueden establecer sitios de monitoreo y priorizar áreas de conservación para evitar futuras pérdidas (Lomba *et al.*, 2010). Una de las herramientas que recientemente se ha utilizado para estos propósitos es el modelado de distribución de especies mediante modelos de sus nichos ecológicos, los cuales son algoritmos que caracterizan la relación de cualquier especie con su ambiente y dan como resultado predicciones espaciales, indicando sitios potenciales de los hábitats más adecuados para dicha especie (Elith *et al.*, 2006; Guisan *et al.*, 2002; Guisan y Thuiller, 2005; Guisan y Zimmermann, 2000), y en ocasiones de localidades donde antes no se tenía información de ocurrencia de ésta (Guisan y Zimmermann, 2000; Václavík y Meentemeyer, 2009).

En los últimos años, los modelos de distribución de las especies se han vuelto de gran importancia en las áreas de ecología, biogeografía, evolución y más recientemente en investigaciones de cambio climático y biología de la conservación (Guisan y Thuiller, 2005; Olivier y Wotherspoon, 2006), ya que tienen el potencial para identificar áreas de sobreposición de hábitat de varias especies, sitios con un hábitat común para múltiples especies raras, o sitios con alto potencial de colonización para una especie determinada, entre otros; por lo que han hecho una contribución sustancial en el establecimiento de estrategias de manejo y conservación de las especies en peligro de extinción (Wu y Smeins, 2000; Powell *et al.*, 2005).

La rata de Magdalena (*Xenomys nelsoni*), especie de roedor arborícola, es de especial interés para la conservación al ser considerada una especie rara y amenazada, ya que posee una de las distribuciones más restringidas de los mamíferos del mundo (Ceballos *et al.*, 1998), siendo exclusiva de la selvas baja y mediana de la costa de los estados de Colima y Jalisco, además de tener densidades poblacionales bajas (Schaldach, 1960, Ceballos, 1989, Domínguez, 2006) y adaptaciones fisiológicas y ecológicas únicas para poder sobrevivir a la estacionalidad climática en estas selvas (Janzen y Wilson, 1983). A

pesar de ser una especie particularmente vulnerable a la extinción, son pocos los estudios que han recabado alguna información de la misma (Schaldach, 1960; Ceballos, 1989; Domínguez, 2006; Ramos, 2006) y no se cuentan con datos de la distribución actual de la especie. Debido a esta falta de información acerca de su distribución y aspectos de su biología y ecología, decidimos utilizar modelos de distribución, que en conjunto con datos de registros de la especie nos permitieran proponer una estrategia de conservación para este mamífero.

OBJETIVO GENERAL

Identificar y priorizar parches de vegetación primaria para la conservación *in situ* de *Xenomys nelsoni*.

OBJETIVOS PARTICULARES

1. Determinar la distribución histórica, potencial y actual de *X. nelsoni* para evaluar los cambios en la distribución de la especie:
 - a) Distribución histórica (conocida): sitios en donde se tiene registrada a la especie desde el primer hasta el último registro (1892-2005).
 - b) Distribución potencial: sitios en donde los modelos indican que existen las condiciones climáticas y de vegetación para que la especie desarrolle sus poblaciones.
 - c) Distribución actual: sitios dentro de la distribución histórica de la especie en donde existen parches vegetación primaria.
2. Describir el uso de hábitat de *X. nelsoni* en selva baja y selva mediana.

MÉTODOS

Especie de Estudio

La rata de Magdalena, *Xenomys nelsoni* (Rodentia: Muridae), pertenece a la familia más diversa dentro de los mamíferos con más de 1300 especies, representando casi un tercio de la diversidad total del grupo (Musser y Carleton, 1993). Es un roedor de tamaño mediano (249-345mm de largo total) con hábitos nocturnos y arborícolas (Schaldach, 1960; Ceballos, 1989; Ceballos y Oliva, 2005). Es exclusiva de las selvas baja caducifolia y mediana subcaducifolia de la costa de los estados de Colima y Jalisco (Schaldach, 1960, Ceballos, 1989, Domínguez, 2006) en altitudes de los 0 a los 450 msnm (Hall, 1981). Debido a su distribución tan restringida este especie está catalogada en México como amenazada (SEMARNAT, 2010).

El primer registro que se tiene de la especie data del año de 1892 en el municipio de Armería en el estado de Colima; en este mismo año se describió a la especie con un ejemplar capturado en el municipio de Coquimatlán, en la localidad de Hacienda Magdalena (actualmente Pueblo Juárez), en este mismo estado (Merriam, 1982a). En Colima, *X. nelsoni* también ha sido capturada en los municipios de Manzanillo y Villa de Álvarez, siendo el último ejemplar registrado en 1999 (García-Ruíz, 2000). En el estado de Jalisco, esta especie ha sido registrada únicamente en el Municipio de la Huerta en la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala, el primer registro que se tiene data del año de 1938 y el último del 2005 (Domínguez, 2006; Ramos-Rendón, 2006; Anexo I, Cuadro 1).

Sobre la información que se tiene de esta especie, se sabe que comúnmente se le encuentra en donde la vegetación es densa y el dosel es cerrado, y sus densidades poblacionales son más elevadas donde hay lianas y bejucos que les permiten desplazarse entre los árboles (Ceballos, 1989); en selva baja se ha encontrado en densidades de 0.3 – 1 individuo/ha y en selva mediana de 1 – 2 individuos/ha (Ceballos, 1989; Domínguez, 2006). Construye madrigueras esferoidales en los huecos de los árboles (como el iguanero *Caesalpinia eriostachys*, ocotillo *Cordia eleagnoides* y zapotillo *Coupeia polyandra*) con ramitas, hojas y fibras, y defecan y orinan en letrinas ubicadas en las ramas o huecos de los

árboles (Ceballos, 1990). Su alimentación es herbívora; en varios ejemplares de la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala se encontraron hojas y probablemente frutos y semillas en su contenido estomacal, y se cree que su reproducción la llevan a cabo al final de la época de lluvias (may-nov; Ceballos, 1989).

Otras especies de pequeños mamíferos con los que se ha capturado *X. nelsoni* son: *Tlacuatzin canescens* (Marmosidae), *Baiomys musculus*, *Hodomys alleni*, *Nyctomys sumichrasti*, *Oryzomys couesi*, *O. melanotis*, *Osgoodomys banderanus*, *Peromyscus perfulvus*, *Sigmodon alleni*, *S. mascotensis*, *Reithrodontomys fulvescens* (Muridae), *Liomys pictus* (Heteromyidae), *Spilogale pygmaea* (Mephitidae), *Megasorex gigas* (Soricidae), *Pappogeomys bulleri* (Geomyidae) y *Sciurus colliaei* (Sciuridae; Schaldach, 1960; Helm *et al.*, 1974; Ceballos, 1989, 1990; Domínguez, 2006).

Modelado de Nicho Ecológico

El modelado de nicho ecológico está fundamentado en el concepto de nicho ecológico de Hutchinson (1957), quien definió como nicho fundamental de una especie a una región *n*-dimensional donde la combinación de condiciones ambientales permitan su supervivencia a largo plazo, y como nicho realizado la porción de esta región que efectivamente ocupan las especies, generalmente reducido, debido a las interacciones bióticas negativas (depredación, competencia), o por barreras geográficas que obstaculizaron su dispersión y colonización u otros factores que no permiten su ocurrencia en todo el nicho adecuado para ellas (Anderson y Martínez-Meyer, 2004). El supuesto base que plantean los modelos de distribución de las especies para el modelado de nicho ecológico es que los individuos seleccionan sitios que les ofrecen un conjunto de condiciones ambientales adecuadas para ellos, por lo que si conocemos un conjunto de localidades que albergan a cierta especie y las variables ambientales que determinan su presencia, es posible reconstruir su nicho ecológico (Braunisch, *et al.*, 2008).

Los modelos de nicho ecológico toman como base los registros geográficos que se tienen de la especie de interés y una serie de variables ambientales en esos sitios y en el entorno, con los cuales identifican relaciones no aleatorias dando como resultado una predicción del área geográfica donde potencialmente puede habitar (Braunisch, *et al.*, 2008).

Una de las dificultades que conlleva la modelación del nicho de las especies raras, es que generalmente se tienen pocos registros de la especie (Engler *et al.*, 2004). Afortunadamente, en los últimos años se han desarrollado algoritmos que aun con registros escasos e incompletos, se pueden generar modelos robustos, unos ejemplos son los del programa Genetic Algorithm for Rule-set Prediction (GARP; Navarro *et al.*, 2003; Stockwell *et al.*, 2006) y el del Maximum Entropy (MaxEnt; Phillips *et al.*, 2006). Por tal razón, ambos métodos fueron utilizados en este trabajo.

GARP utiliza un algoritmo genético para desarrollar reglas que describen el nicho de la especie mediante un proceso análogo a la selección natural. Estas reglas son elaboradas a partir de una evaluación no azarosa entre los registros geográficos de la especie y de datos ambientales de estos sitios, las cuales caracterizan los requisitos ecológicos de la especie. Posteriormente estas reglas son proyectadas en un espacio geográfico buscando estas condiciones ecológicas a través de todo el paisaje, para crear un mapa indicando áreas que son potencialmente habitables o no para la especie en cuestión (Stockwell y Noble, 1992; Stockwell y Peters, 1999).

MaxEnt igualmente utiliza como datos de entrada las variables ambientales de la región de estudio y registros geográficos de presencia de la especie, y permite hacer predicciones a partir de información incompleta con una formulación matemática que reside en la estadística (Jaynes, 1957). Este programa estima la probabilidad de distribución de la especie bajo el principio de máxima entropía (i.e. la distribución que esté más dispersa o cercana a estar uniforme), sujeta a una serie de limitaciones impuestas por la información incompleta de la muestra (i.e. registros de presencia; Phillips *et al.*, 2006), dando como

resultado un mapa probabilístico con las áreas que potencialmente puede habitar la especie de interés.

Los registros geográficos de presencia de *X. nelsoni* que utilizamos son provenientes de bases de datos de colecciones científicas de CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad), GBIF (Global Biodiversity Information Facility) y MaNIS (Mammal Networked Information System), así como de artículos científicos y tesis publicadas. De un total de 69 registros obtenidos, utilizamos 17 para la construcción de los modelos por ser espacialmente únicos (Cuadro 1), con los que generamos una base de datos en el programa Ms Excel convertida a formato .csv para poder ser utilizada en los programas GARP y MaxEnt.

Cuadro 1. Registros de captura de *X. nelsoni* utilizados para los modelos de distribución.

AÑO	ESTADO	MUNICIPIO	LOCALIDAD	LONGITUD	LATITUD
1989-2004	Jalisco	La Huerta	Chamela	-105.0731	19.5211
2005	Jalisco	La Huerta	Chamela	-105.0423	19.4883
2005	Jalisco	La Huerta	Chamela	-105.0423	19.5163
2004	Jalisco	La Huerta	Chamela	-105.0383	19.4896
2005	Jalisco	La Huerta	Chamela	-105.0383	19.4895
2004	Jalisco	La Huerta	Chamela	-105.038	19.4901
2005	Jalisco	La Huerta	Chamela	-105.0377	19.4887
2005	Jalisco	La Huerta	Chamela	-105.0377	19.4893
1982	Jalisco	La Huerta	Chamela	-105.0347	19.4883
-	Jalisco	La Huerta	Chamela	-105.0188	19.5267
1970	Jalisco	La Huerta	Chamela	-105.0024	19.5326
2004	Jalisco	La Huerta	Chamela	-104.9269	19.5211
1999	Colima	Manzanillo	Don Tomás	-104.3911	19.2286
1964	Colima	Manzanillo	Tepeixtles	-104.287	19.0889
1969	Colima	Villa de Álvarez	Mixcuate	-103.9342	19.3153
1961	Colima	Villa de Álvarez	-	-103.9308	19.1667
1960	Colima	Coquimatlán	Pueblo Juárez	-103.8989	19.1347

La fuente de las variables ambientales que empleamos fueron coberturas climáticas que obtuvimos del proyecto Worldclim (www.worldclim.org) a una resolución de 0.01 N/km² y en formato ArcInfo grid. Esta fuente de información considera 19 variables ambientales (Cuadro 2), adicionalmente utilizamos 3 variables topográficas: aspecto,

pendiente y elevación, provenientes del proyecto Hydro 1k (USGS en // edcdaac.usgs.gov/gtopo30/hydro/).

Cuadro 2. Variables ambientales utilizadas para los modelos de distribución de *Xenomys nelsoni* provenientes del Proyecto Worldclim.

CLAVE	VARIABLE AMBIENTAL
BIO 1	Temperatura media anual
BIO 2	Variación de la temperatura media diurna
BIO 3	Isotermalidad
BIO 4	Estacionalidad de la temperatura
BIO 5	Temperatura máxima del mes más caliente
BIO 6	Temperatura mínima del mes más frío
BIO 7	Variación de la temperatura anual
BIO 8	Temperatura media del trimestre más húmedo
BIO 9	Temperatura media del trimestre más seco
BIO 10	Temperatura media del trimestre más caliente
BIO 11	Temperatura media del trimestre más frío
BIO 12	Precipitación anual
BIO 13	Precipitación del mes más húmedo
BIO 14	Precipitación del mes más seco
BIO 15	Estacionalidad de la precipitación
BIO 16	Precipitación del trimestre más húmedo
BIO 17	Precipitación del trimestre más seco
BIO 18	Precipitación del trimestre más caliente
BIO 19	Precipitación del trimestre más frío

En ambos programas, utilizamos todos los registros disponibles de presencia de la especie para la construcción de los modelos, obteniendo un único modelo de distribución potencial de la especie en cada programa. Estos modelos en crudo, con la probabilidad de distribución de la especie en cada parche del área predicha, representada en valores graduados, fueron reclasificados a presencia/ausencia tomando en cuenta el valor mínimo de presencia de los datos de entrenamiento que ambos programas arrojan en sus resultados, para asegurar la presencia de la especie. Adicionalmente, como las áreas de presencia predichas en este tipo de modelos suele ser más extensa a la distribución conocida de las especies, eliminamos las áreas que estuvieran en parches aislados y pertenecieran a una ecoregión (CONABIO, 1997) distinta a la de mayor área de distribución continua predicha en ambos modelos.

Una vez teniendo estas nuevas distribuciones, tomamos en consideración únicamente el área donde ambos modelos convergieran, obteniendo así una única distribución donde potencialmente *X. nelsoni* puede habitar.

La distribución histórica de esta especie la estimamos reduciendo manualmente el mapa de distribución potencial obtenido, tomando como límites de su distribución a los puntos de registro de presencia extremos. La distribución actual la estimamos reteniendo del mapa de distribución histórica, las áreas donde aun quedan parches de vegetación primaria y secundaria con base en el Inventario Nacional Forestal (SEMARNAP, 2000) y eliminando los demás usos de suelo. Para obtener la distribución potencial que actualmente tendría la especie, del mapa original de distribución potencial tomamos únicamente en cuenta los parches de vegetación primaria y secundaria remanentes. Finalmente, estimamos el área protegida histórica, actual y potencial para *X. nelsoni*, cuantificando las áreas para estas tres distribuciones que se encontraran dentro de los polígonos de Áreas Naturales Protegidas del país (CONANP, <http://www.conanp.gob.mx/sig/>).

Uso de Hábitat

Obtuvimos de la literatura y de la base de datos del proyecto “Ecología de pequeños mamíferos en la selva seca de Chamela” dirigido por el Dr. Gerardo Ceballos (1990-2007), todos los registros que se tienen para la especie y cuantificamos el número de individuos que fueron capturados en selva baja y en selva mediana. Con esto determinamos si existe alguna diferencia en el número de individuos en cada tipo de hábitat. Como los registros obtenidos de la literatura en general han sido algunos de capturas oportunas y no han sido constantes a lo largo del tiempo, recalculamos estos valores tomando únicamente en cuenta los registros que se tienen de la especie obtenidos del proyecto de pequeños mamíferos de Chamela. Posteriormente con base en el Inventario Nacional Forestal (SEMARNAP, 2000), estimamos el área actual para cada tipo de ambiente y el área de distribución actual de la especie en cada uno de estos hábitats.

Áreas Prioritarias

En la literatura científica, buscamos investigaciones que se hubieran enfocado en el estudio de pequeños mamíferos en regiones que se encontraran dentro de la distribución potencial estimada de *X. nelsoni*, esto con el propósito de identificar áreas en donde no se ha reportado a la especie y evaluar si es necesario considerarlas prioritarias para ésta o si son necesarios muestreos enfocados a buscar a esta especie en particular, así como para identificar las áreas potenciales donde no se han publicado estudios de roedores y es necesario llevar a cabo muestreos para registrar la presencia o ausencia de la especie.

Adicionalmente, dentro de la distribución potencial estimada de *X. nelsoni* con los parches remanentes de selvas secas, en un programa de procesamiento y análisis de imágenes (Idrisi Andes 15.0), identificamos los parches continuos de esta distribución que fueran los más extensos, los cuales por su tamaño pueden mantener un tamaño poblacional mayor, siendo considerados como áreas prioritarias para la conservación de la especie. Así mismo calculamos el área (km²) de cada parche y estimamos la distancia que hay entre uno y otro y evaluamos su conectividad mediante los parches de selva baja y selva mediana remanentes.

RESULTADOS

Modelos de distribución

Los registros geográficos obtenidos para *X. nelsoni* y con los que construimos los modelos de distribución, se encuentran únicamente en las selvas secas de la costa sur del estado de Jalisco, y de la costa noroeste y del centro del estado de Colima (Figura 1).

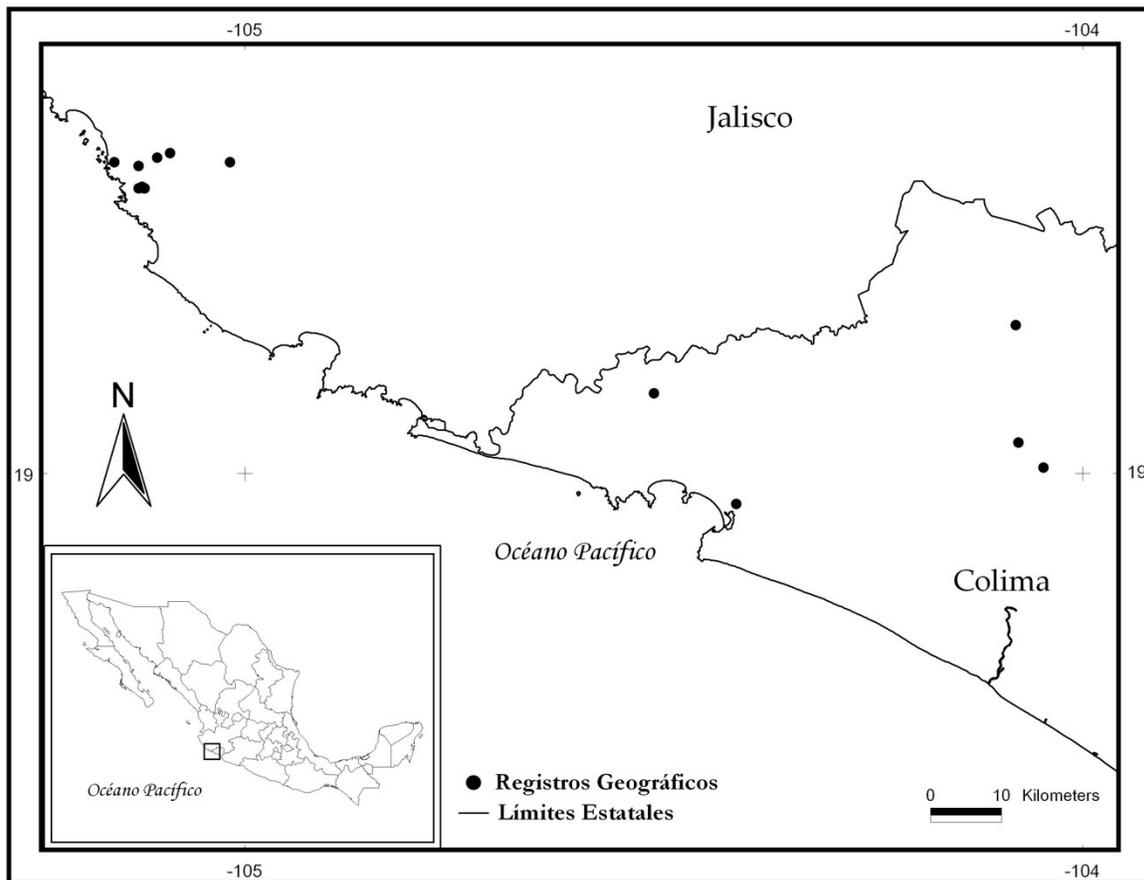


Figura 1. Localidades para *Xenomys nelsoni* en la costa del Pacífico mexicano (datos obtenidos de CONABIO, GBIF y MaNIS, tesis y artículos publicados).

El área de distribución potencial de *X. nelsoni* predicha por ambos métodos de modelado es a lo largo de la costa de los estados de Jalisco, Colima y Michoacán, con una extensión de 3,643 km². Una vez recortada esta distribución tomando como criterio los registros de presencia de la especie como puntos extremos, obtuvimos una distribución

histórica de 1,832 km², restringida a la zona costera del sur del estado de Jalisco y la zona costera norte y centro del estado de Colima donde predominan los ambientes de selva baja caducifolia y selva mediana subcaducifolia (Cuadro 3, Figura 2).

Cuadro 3. Estimaciones de la distribución histórica, actual, potencial y protegida para *Xenomys nelsoni* en la costa del Pacífico mexicano.

Distribución Histórica (km ²)	Distribución Actual (km ²)	Distribución Potencial (km ²)	Distribución Protegida (km ²)
1,832	1,075	1,987	100

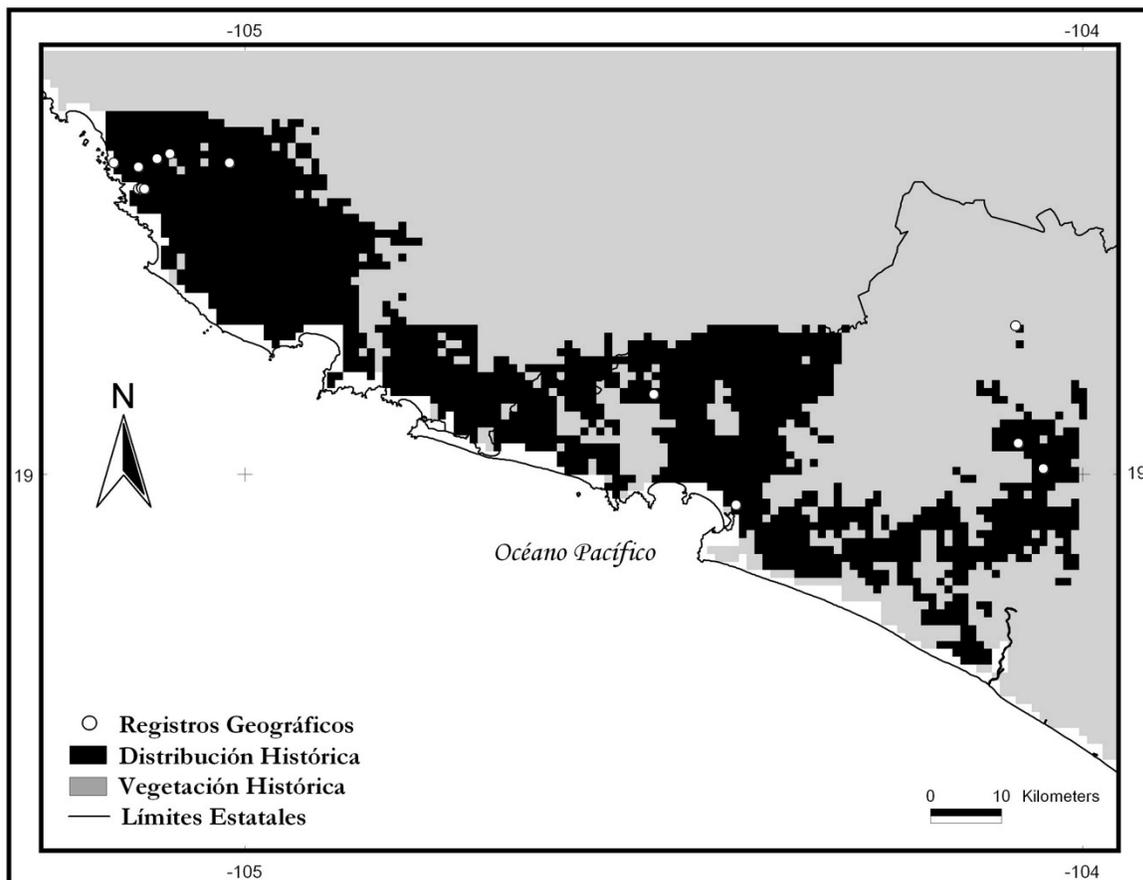


Figura 2. Distribución histórica estimada de *Xenomys nelsoni*.

Debido a las altas tasas de deforestación que han sufrido las selvas secas, la distribución actual de *X. nelsoni* representa el 42% (1,075 km²) de su distribución histórica, extendiéndose en parches aislados a lo largo de su distribución original (Cuadro 3, Figura 3).

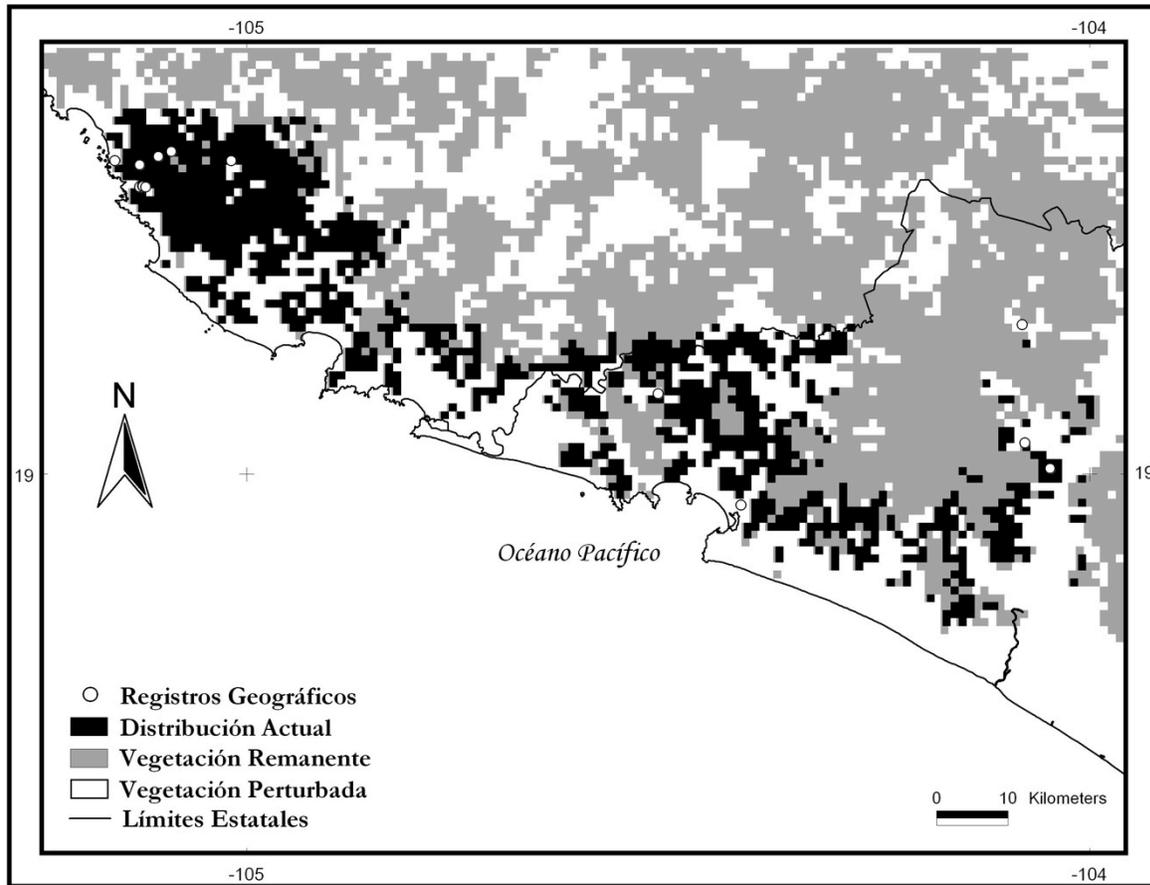


Figura 3. Distribución actual estimada de *Xenomys nelsoni*.

Considerando únicamente la vegetación que corresponde a selvas secas, la extensión de los parches de vegetación se ve reducida así como su conectividad, habiendo una menor área de distribución de las selvas conforme nos alejamos de la costa en la zona circundante a la distribución actual de *X. nelsoni* (Figura 4).

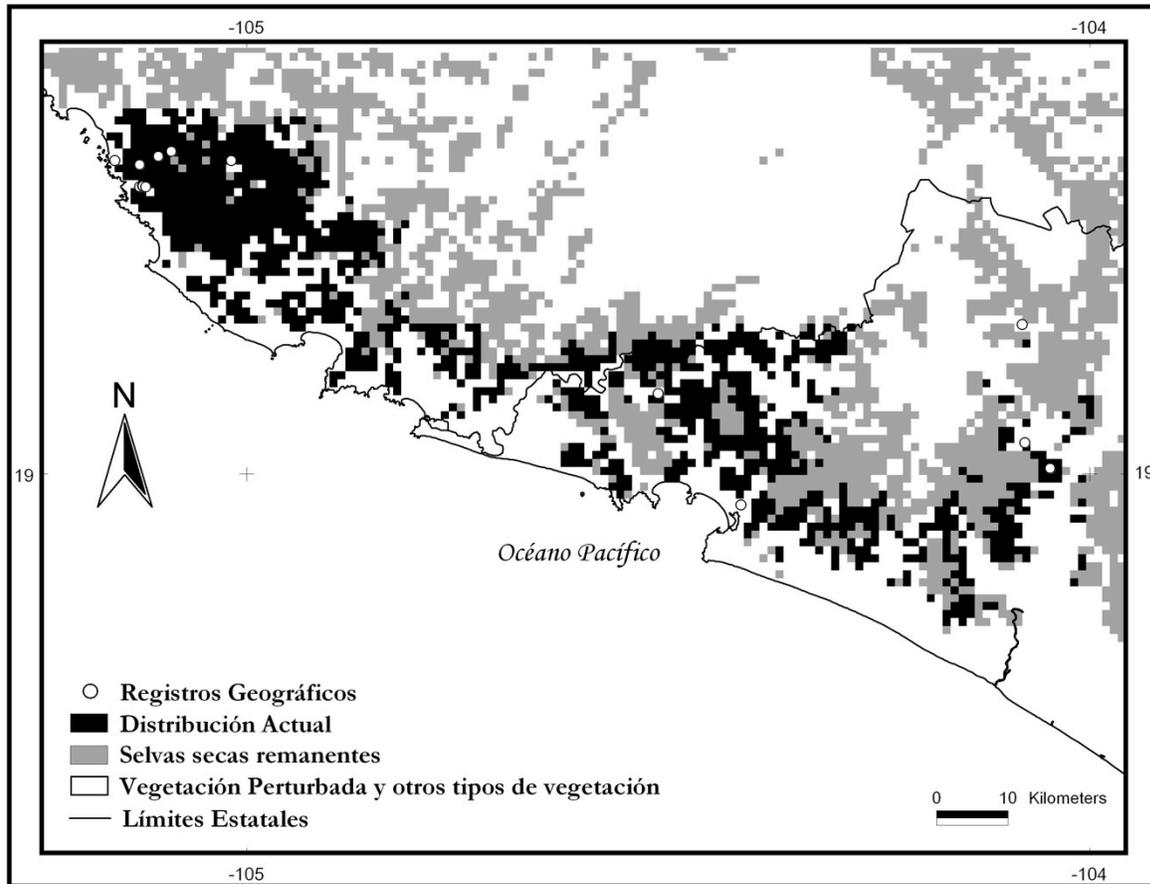


Figura 4. Distribución actual estimada de *Xenomys nelsoni* en las selvas secas remanentes.

Actualmente, tan solo una pequeña porción de la distribución actual de *X. nelsoni* se encuentra protegida dentro de alguna Área Natural Protegida. Únicamente el 9.3% (100 km²) de su distribución está bajo protección dentro de la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala, la cual tiene una extensión total de 131.42 km² (Cuadro 3, Figura 5).

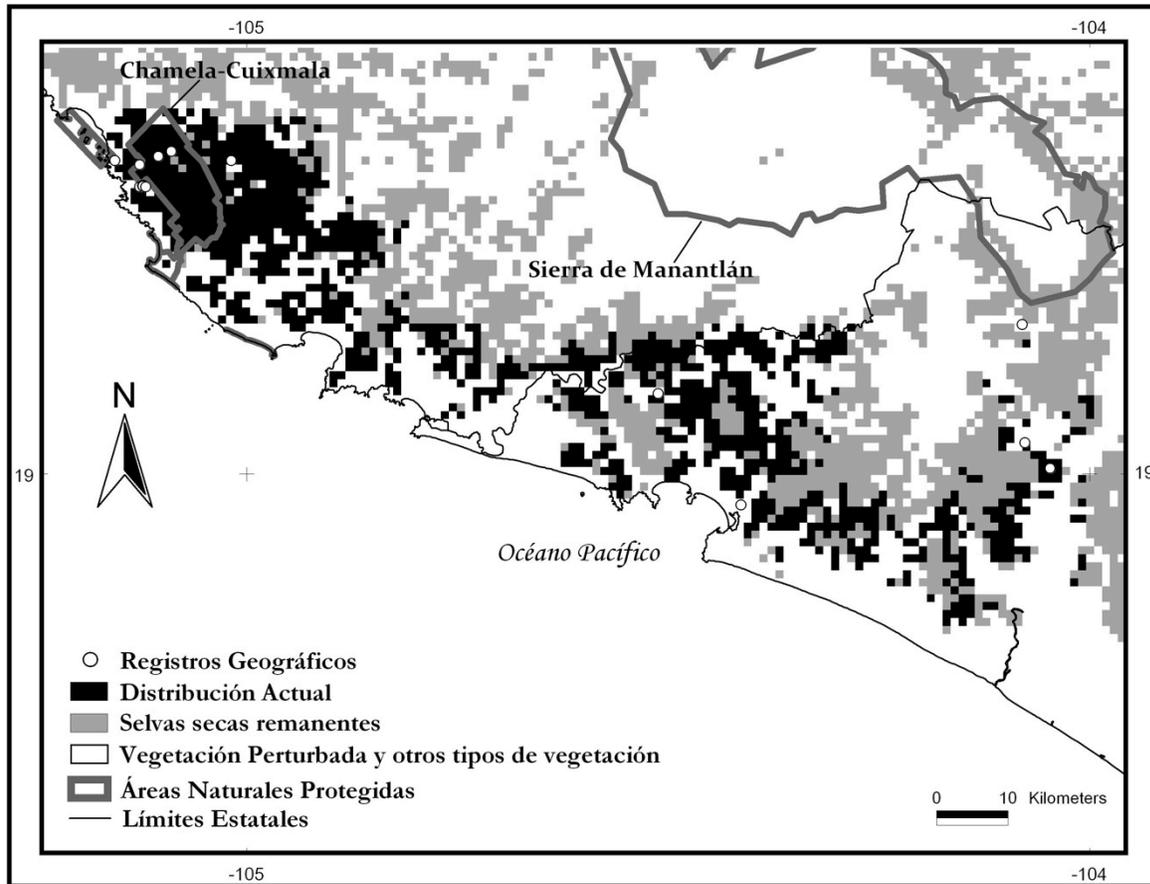


Figura 5. Distribución actual protegida estimada de *Xenomys nelsoni*.

Tomando en cuenta los parches de vegetación remanentes de selvas secas en la actualidad, la distribución potencial de *X. nelsoni* tiene un área de 1,987 km², y se extiende hacia el norte del estado de la costa de Jalisco, por toda la costa y centro del estado de Colima y en parches aislados en la costa del estado de Michoacán. A pesar de que la distribución potencial de *X. nelsoni* representa casi el doble de su distribución actual, la única área que ofrece protección oficial para la especie continúa siendo la que se encuentra dentro de la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala (Cuadro 3, Figura 6), la cual es de las pocas reservas a lo largo de la costa del Pacífico mexicano que protege a las selvas secas.

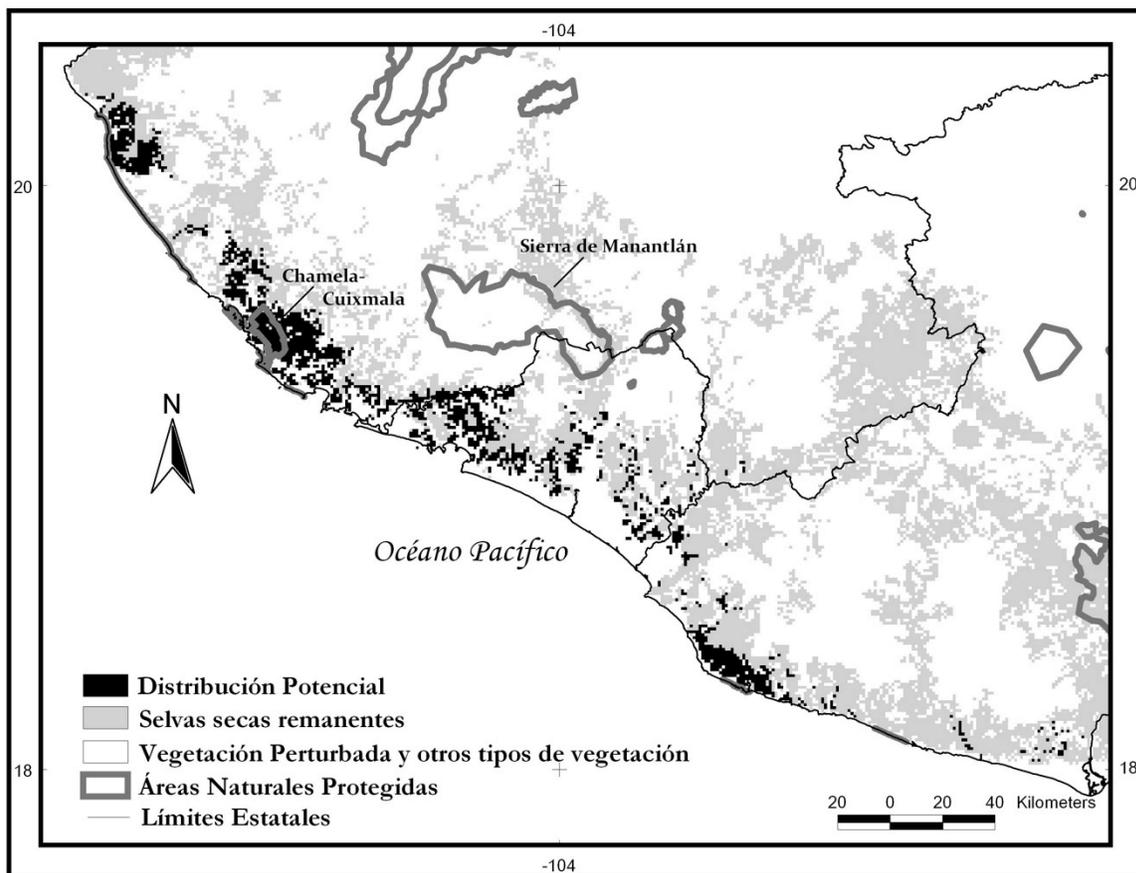


Figura 6. Distribución potencial y distribución protegida estimadas de *Xenomys nelsoni*.

Uso de Hábitat

De los 91 registros que obtuvimos para *X. nelsoni*, únicamente 46 especifican el tipo de ambiente donde fueron capturados los individuos. Los registros indican que 33 ($\approx 72\%$) individuos fueron capturados en selva baja, de los cuales 31 fueron en el estado de Jalisco y los restantes en el estado de Colima, y 13 ($\approx 28\%$) en selva mediana, los cuales todos fueron capturados en el estado de Jalisco (Cuadro 4). Tomando en cuenta únicamente los registros del proyecto de pequeños mamíferos en la selva seca de Chamela, en el estado de Jalisco, obtuvimos 34 registros en total, de los cuales 28 ($\approx 82\%$) fueron registros en selva baja y seis ($\approx 18\%$) en selva mediana (Cuadro 5). Cabe mencionar que a pesar de que la base de datos utilizada del proyecto de Chamela es desde el año 1990 al 2007, tan sólo en ocho años (1998 al 2005) se obtuvieron capturas de *X. nelsoni*.

Cuadro 4. Registros totales de *Xenomys nelsoni* en selva baja y selva mediana.

Registros Totales (1892-2005)	Colima y Jalisco	
	Selva Baja	Selva Mediana
91	33	13

Cuadro 5. Registros de *Xenomys nelsoni* en la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala tanto en selva baja como en selva mediana.

Registros (1998-2005)	Chamela-Cuixmala	
	Selva Baja	Selva Mediana
34	28	6

De los 1,075 km² de distribución actual de *X. nelsoni*, 929 km² (≈ 86%) corresponden a hábitat de selva baja, 114 km² (≈ 11%) de selva mediana y 32 km² (≈ 3%) a otro tipo diferente de vegetación que se encuentra embebida en los parches de selva baja. De los 100 km² que se encuentran protegidos de la distribución de esta especie, el 92% de ésta se encuentra representada por selva baja y tan solo el 2% por selva mediana (Figura 7).

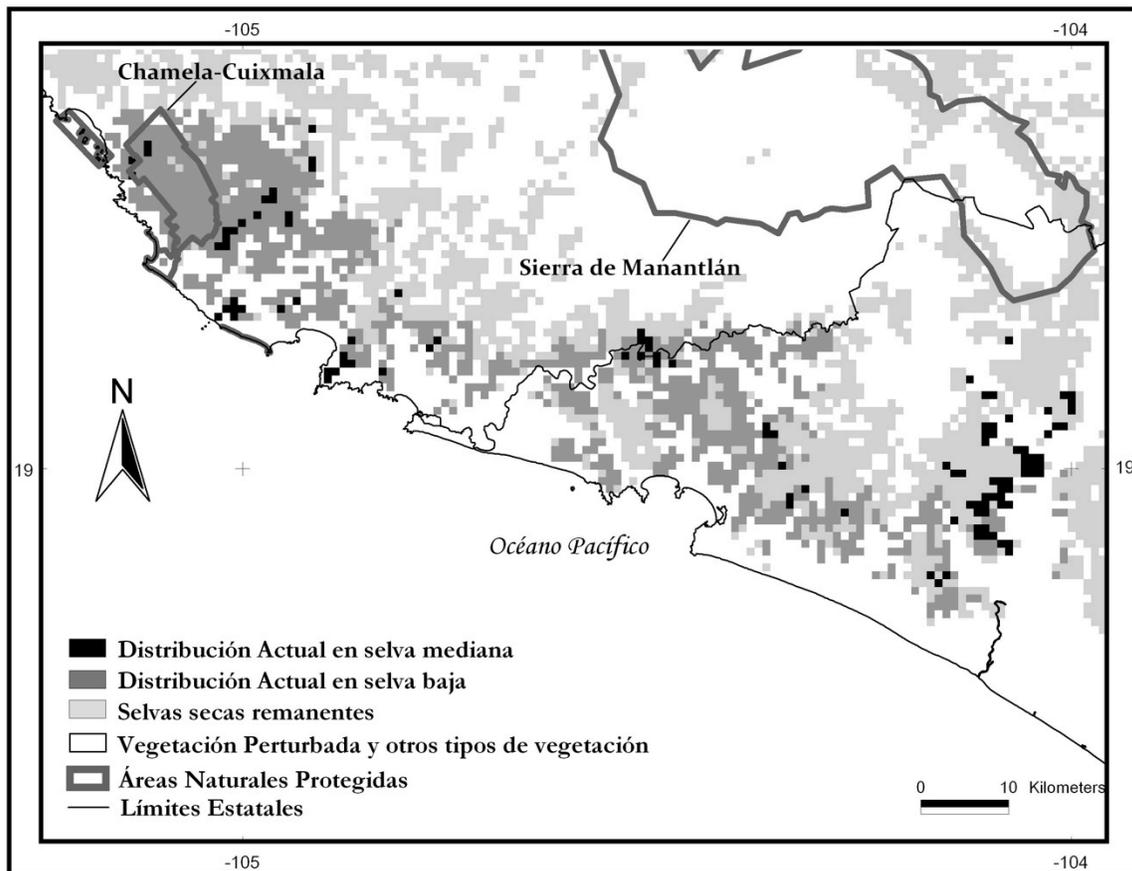


Figura 7. Distribución actual estimada de *Xenomys nelsoni* en selva baja y selva mediana y la que se encuentra protegida.

Áreas Prioritarias

En los estudios de mamíferos que se han llevado a cabo dentro de la distribución potencial estimada de *X. nelsoni*, encontramos que en varias localidades de la zona noroeste del estado de Colima la especie no fue reportada, así como en otras localidades de la región sureste de este mismo estado y en varias localidades a lo largo de la costa del estado de Michoacán. En las regiones de dicha distribución donde no encontramos estudios publicados de registros de pequeños mamíferos, fueron en la costa del norte del estado de Jalisco, al norte y al sur de lo que corresponde a la Reserva de la Biosfera de Chamela-Cuixmala (donde existen los únicos registros de la especie en este estado), en la región central y de la costa del estado de Colima y en la costa oeste del estado de Michoacán (Anexo I, Cuadro 2; Figura 8).

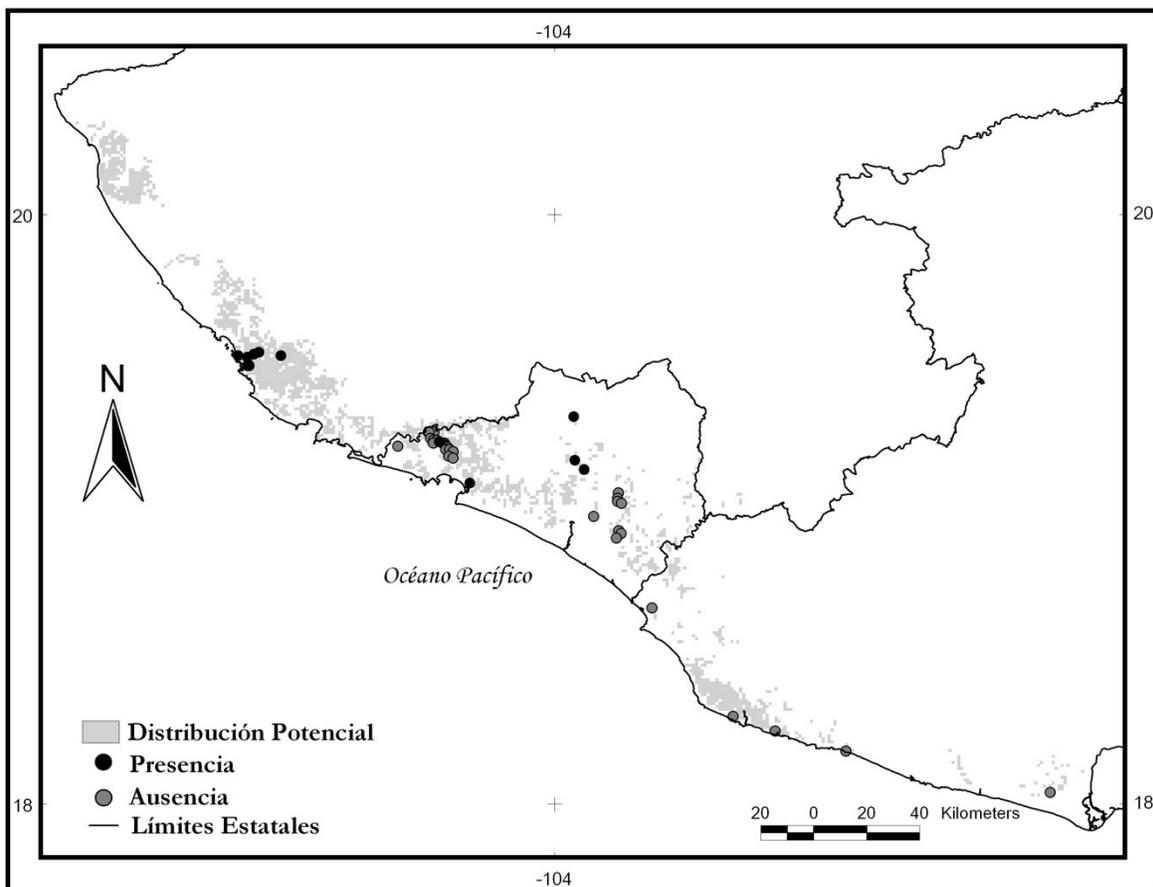


Figura 8. Registros de presencia y ausencia de *X. nelsoni* dentro de su distribución potencial estimada.

En la distribución potencial y actual de *X. nelsoni*, localizamos cuatro parches con la mayor extensión de área continua, los cuales podrían albergar una o varias poblaciones de esta especie. El parche 1 se encuentra en el norte de la costa del estado de Jalisco y tiene una extensión de 221 km², el segundo se localiza más al sur de la costa de Jalisco con un área de 414 km², el tercero se encuentra en la costa noroeste del estado de Colima con una extensión de 188 km², y el cuarto parche más grande dentro de la distribución potencial de esta especie se localiza en la costa del estado de Michoacán a unos kilómetros del límite con Colima y tiene una área de 208 km² (Cuadro 6, Figura 9).

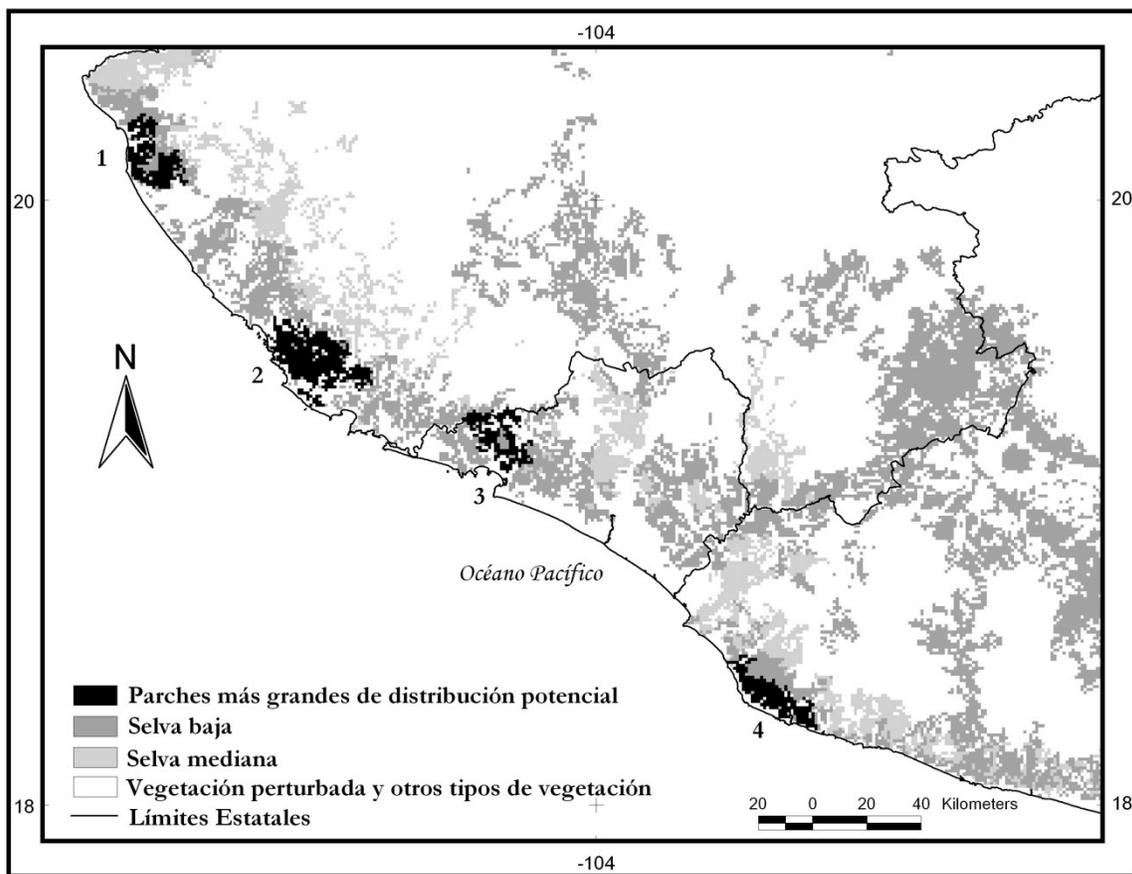


Figura 9. Parches de mayor tamaño dentro de la distribución potencial estimada de *Xenomys nelsoni*.

Cuadro 6. Área (km²) de los cuatro parches de distribución de mayor tamaño en la distribución potencial estimada de *X. nelsoni*.

PARCHE DE DISTRIBUCIÓN POTENCIAL			
(km ²)			
1	2	3	4
221	414	188	208

El parche 1, que es el segundo más grande, se encuentra a una distancia aproximada de 56.55 km en línea recta del parche 2, el cual es el más extenso y en donde se encuentra la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala. Entre la ruta que podría unir a los parches 1 y 2 de la distribución potencial de *X. nelsoni* mediante las selvas secas remanentes se encuentran algunas zonas donde los parches de vegetación pierden su continuidad, ya sea por parches de otro tipo de vegetación o de vegetación perturbada, que los separan entre 1 a 4 km de distancia (Figura 10).

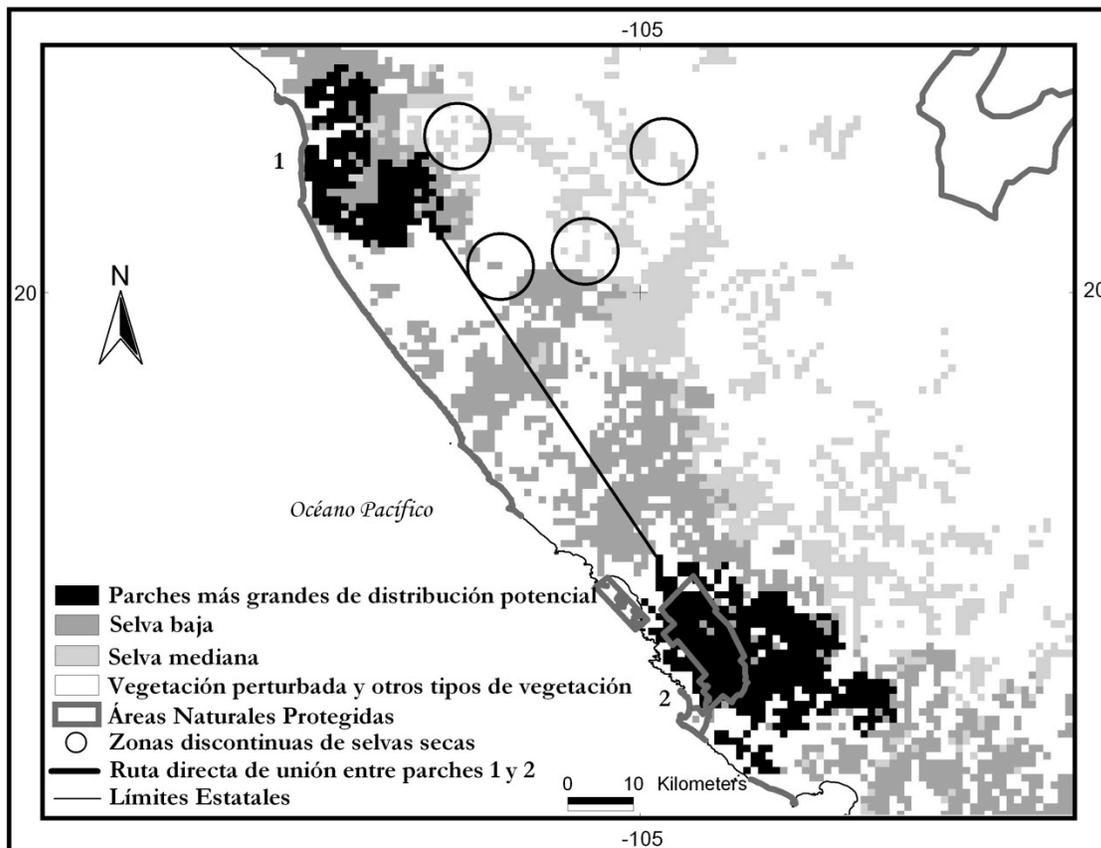


Figura 10. Parches 1 y 2 de la distribución potencial estimada de *Xenomys nelsoni* y su ruta de unión.

El parche 2 se encuentra a una distancia aproximada en línea recta de 34.55 km del parche 3, el cual es el menos extenso de los cuatro. Entre estos dos parches de distribución potencial de la especie existen diversos parches de selvas secas que forman un continuo que los conecta; siguiendo una ruta por la selva baja y selva mediana, hay una distancia aproximada de 61.58 km entre los parches 2 y 3 (Figura 11).

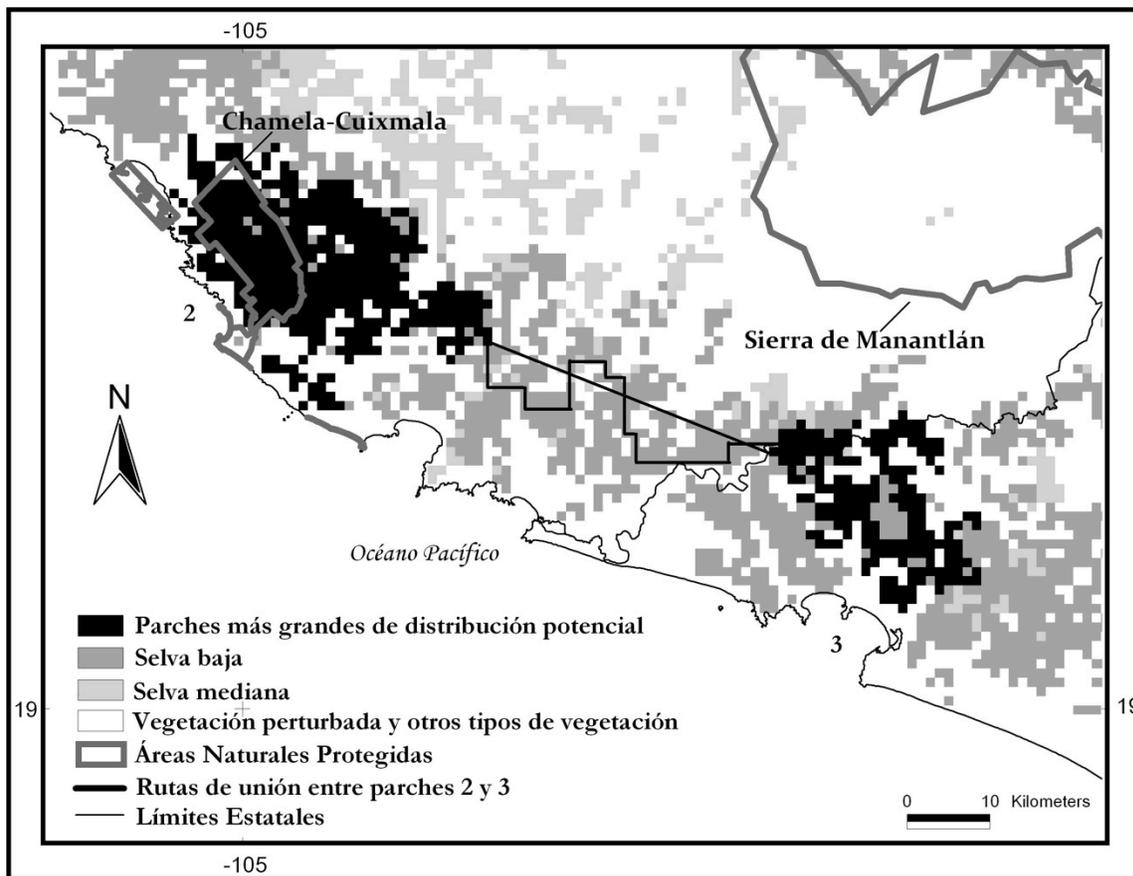


Figura 11. Parches 2 y 3 de la distribución potencial estimada de *Xenomys nelsoni* y sus rutas de unión.

El parche 3 se encuentra a una distancia aproximada de 106.7 km del parche 4 de la distribución potencial de *X. nelsoni*. Entre estos dos parches de distribución también existen diversos parches de vegetación de selvas secas que los unen, excepto por una zona en el centro del estado de Colima que separa los parches de vegetación entre 1 y 2 km de distancia; si seguimos una ruta tanto por la selva baja y la selva mediana, considerando también la zona discontinua de vegetación, existe una distancia aproximada de 145.39 km entre los parches 3 y 4 (Figura 12).

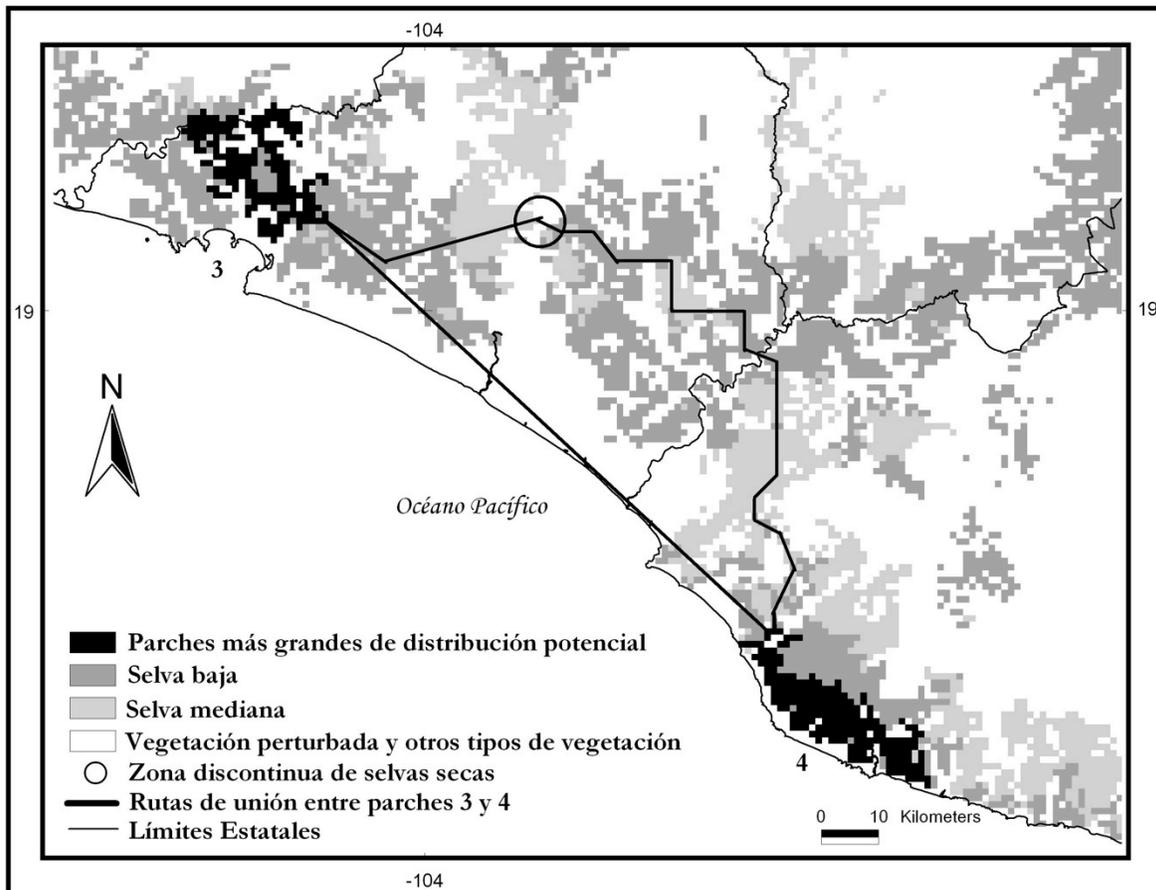


Figura 12. Parches 3 y 4 de la distribución potencial estimada de *Xenomys nelsoni* y sus rutas de unión.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Patrones de Distribución y Áreas Prioritarias

De acuerdo a los resultados, la distribución de *X. nelsoni* ha sido altamente alterada por la deforestación ya que ha perdido alrededor del 58% de su distribución histórica. Actualmente esta especie se distribuye en parches dentro de las selvas secas remanentes de la zona sur de la costa del estado de Jalisco y en la costa norte y centro del estado de Colima, en una extensión aproximada de 1,075 km² (Cuadro 3; Figura 4). La deforestación es una actividad que está poniendo en mayor riesgo de extinción a *X. nelsoni*, ya que afecta de manera directa a la especie al modificar la conectividad del paisaje reduciendo los parches de vegetación y aumentando la distancia entre ellos, con lo cual la dispersión de ésta se ve reducida. En el caso de los pequeños mamíferos especialistas y con bajas densidades poblacionales como la rata de Magdalena, las cuales están restringidas a áreas pequeñas, tienen mayores problemas para dispersarse de un parche a otro por la distancia y por la incapacidad de explotar ambientes modificados (Dickman, 1987; Dickman y Doncaster, 1987, 1989; Chambers, 2002; Futuyma y Moreno, 1998; Tieleman *et al.*, 2003), así mismo al reducirse la tasa de colonización a nuevos sitios la variabilidad genética de las poblaciones disminuyen, aumentando así la posibilidad de que la población sufra una extinción local (Terborgh, 1974).

Desde hace varias décadas, una solución que se planteó para proteger la biodiversidad y contrarrestar en alguna medida los efectos de la deforestación, fue el establecimiento de áreas naturales protegidas (MAB-UNESCO, 1984). Sin embargo, la mayoría de las reservas que se han establecido han sido en zonas con bajo valor comercial, que no son habitables por los humanos, que tienen alto valor escénico para recreación y turismo, o en sitios para proteger zonas de cacería o recursos acuíferos (Pressey *et al.*, 1993; Pressey, 1994 en Ortega-Huerta y Peterson, 2004 pp. 39). Debido a la ineficacia para proteger los recursos naturales del país que presentaron estas áreas naturales protegidas (ANP's), desde la década pasada, los criterios para establecer estrategias y zonas de conservación han sido darle prioridad a áreas que presenten una gran riqueza de especies,

especies en peligro, especies raras y especies endémicas (Ceballos y Brown, 1995; Ortega-Huerta, 2004; García, 2006; Illoldi-Rangel *et al.*, 2008).

En el caso de *X. nelsoni*, la región más norteña de su distribución actual se encuentra protegida dentro de la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala, en la costa sur del estado de Jalisco (Figura 5); una de las regiones más diversas del país y en donde se distribuyen gran cantidad de especies endémicas y en peligro de extinción. A pesar de que esta reserva es de las pocas en México que son consideradas efectivas al prevenir el cambio de cobertura y el uso del suelo (Figuroa y Sánchez-Cordero, 2008), su extensión es de tan sólo 131.42 km² y únicamente protege el 10% de la distribución actual de esta especie (Cuadro 3).

Considerando los sitios potenciales de la distribución de *X. nelsoni*, los cuales se extienden desde la Reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala hacia la costa norte del estado de Jalisco y desde el centro del estado de Colima, extremo sur de la distribución actual de la especie, hacia toda la costa del estado de Michoacán (Figura 6), la reserva de Chamela sigue siendo la única que protege alguna extensión de la distribución de este roedor. Esto no garantiza la supervivencia en el largo plazo de *X. nelsoni*, ya que se ha demostrado que las áreas que se encuentran protegidas de manera aislada de otras no aseguran la persistencia a largo plazo de la biodiversidad, especialmente en zonas donde existe una alta tasa de conversión de uso de suelo, como son las selvas secas, siendo necesario crear una cadena o red de ANP's (Margules *et al.*, 2004; Virolainen *et al.*, 1999; Rodrigues y Gaston, 2001), ya que con esto se aseguran fuentes potenciales de inmigración evitando que las poblaciones queden aisladas con peligro de desaparecer debido a la fragmentación del hábitat (Wilcox y Murphy, 1985).

A pesar de la importancia de las selvas secas del Pacífico mexicano, en cuanto a biodiversidad, especies endémicas y especies en peligro de extinción, solamente existen ocho ANP's aisladas entre sí que protegen alguna extensión de ellas, cuatro de ellas se localizan en la costa: el Área de protección de Flora y Fauna Silvestres y acuáticas La Meseta de Cacaxtla en el sur del estado de Sinaloa, la Reserva de la Biosfera Chamela-

Cuixmala en el estado de Jalisco, el Parque Nacional El Veladero en el estado de Guerrero y el Parque Nacional Huatulco en el estado de Oaxaca. Las cuatro restantes están a unos kilómetros alejadas de la costa y son: el Área de protección de Flora y Fauna Silvestres y acuáticas Sierra de Álamos al sur del estado de Sonora, el Área de Protección de los Recursos Naturales Cuenca Alimentadora del Distrito de Riego 043 en los estados de Nayarit y Jalisco, la cual solo cubre una pequeña parte de las selvas, la Reserva de la Biosfera Zicuiran-Infiernillo en el estado de Michoacán y la Reserva de la Biosfera La Sepultura en el estado de Chiapas (Anexo II, Figs. 1, 2 y 3). Todas estas ANP's tienen un área total de 21, 582.67 km² (Anexo II, Cuadro 1), que corresponde alrededor del 15% del área total de las selvas secas en la costa del Pacífico (142,000 km², SEMARNAP, 2000). Además hay que tener en cuenta que la distribución de las selvas secas dentro de las ANP's es en parches y no todas estas ANP's protegen únicamente selvas secas, por lo que la extensión de selvas secas que protegen en realidad es menor.

Dentro de la distribución potencial y actual de *X. nelsoni* localizamos cuatro parches que pueden ser considerados prioritarios para esta especie; los parches 1 y 2 en el estado de Jalisco, el 3 en el estado de Colima y el cuarto en Michoacán (Figura 9). En el parche 1 se encuentra en la región más norteña de la costa del estado de Jalisco y sería necesario llevar a cabo muestreos de campo para confirmar la presencia de la especie ya que no encontramos trabajos recientes que reportaran la presencia o ausencia de la misma. Este parche es el que se encuentra más aislado de los cuatro por la falta de continuidad de los parches de selvas secas que lo podrían unir con el parche 2 (Figura 10); sin embargo, esta discontinuidad es entre 1 y 4 km de ausencia de selvas secas, que aunque al ser *X. nelsoni* un mamífero pequeño y ser estrictamente arborícola necesita del dosel de los árboles para desplazarse (Ceballos, 1989), es una distancia considerable que se puede restaurar para asegurar una vía de migración para la especie.

El parche 2 (Cuadro 6), localizado donde se encuentra la reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala, coincide con la distribución actual más norteña de *X. nelsoni*. Este parche es de suma importancia ya que es donde se han obtenido la mayoría de los registros de presencia de la especie, así como los más recientes (Anexo I, Cuadro 2); además

alrededor del 24% de su extensión ya se encuentra bajo protección, por lo que se podrían implementar medidas preventivas que eviten la deforestación de los parches de vegetación remanentes circundantes a la reserva (Figs. 10 y 11).

El parche 3, aunque es el menos extenso (Cuadro 6), corresponde también a la distribución actual de la especie y junto con el parche 2 son los que se encuentran más cercanos entre sí (61.58 km; Figura 11). En este parche, en un mismo estudio realizado en el año de 1999 (García-Ruíz, 2000) se obtuvo un registro de presencia de la especie así, como ausencias de ésta en localidades cercanas.

El último parche es el que se encuentra a una distancia mayor de cualquier otro y es el único que se localiza en un estado de la República Mexicana distinto (Michoacán) a donde se encuentra la distribución actual de *X. nelsoni* (Cuadro 12). A pesar de que en el año de 1995 se llevó a cabo un muestreo de mamíferos en el estado de Michoacán (Sánchez-Hernández *et al.*, 1999) y no se obtuvieron registros de la especie en este parche de su distribución potencial, así como en los demás parches más aislados que le continúan a esta distribución en el estado (Figura 8), creemos que no necesariamente al no haber registros de la especie indique que no se distribuya en esa región. Al observar las capturas que se han obtenido de la especie a lo largo del tiempo, podemos observar que han sido esporádicas y poco constantes, como en el proyecto de pequeños mamíferos de Chamela, que aunque los muestreos han sido de manera sistematizada desde el año de 1990 al 2010 en los mismos cuadrantes, tan sólo en los años de 1998 al 2005 se obtuvieron capturas de la especie y con abundancias variables. También podemos observar que en el estudio de García-Ruiz (2000) en el estado de Colima, obtuvo una captura de la especie y en otras localidades a pocos kilómetros de ésta ya no hubo presencia de la misma (Anexo I, Cuadro 1), por lo que existe la posibilidad de que en localidades cercanas a las que fueron muestreadas en el estado de Michoacán exista la presencia de la rata de Magdalena.

Resulta evidente que es necesario aumentar los esfuerzos de muestreo en la búsqueda de *X. nelsoni*, al menos en estos cuatro parches de distribución potencial más grandes, ya que a pesar de que se han realizado muestreos o inventarios de mamíferos en

localidades que coinciden con su distribución actual y potencial, se deben realizar muestreos en periodos largos de duración y de manera repetitiva en las mismas localidades varias veces al año, de forma que los muestreos coincidan con los cambios en la fenología y abundancia de recursos en las selvas secas por la estacionalidad de la lluvias, lo cual influye de manera directa en los desplazamientos de las especies que ahí se distribuyen, así como en su abundancia y por lo tanto en el éxito de captura; además al ser *X. nelsoni* un roedor arborícola, es necesario concentrar los esfuerzos de muestreo en los árboles y en donde el dosel sea más denso, ya que en los estudios antes mencionados no hubo búsqueda de pequeños mamíferos en los árboles o se colocaron pocas trampas a una altura considerable del suelo, resultando en un mucho menor esfuerzo que en la búsqueda de especies terrestres.

Hay que mencionar que aunque *X. nelsoni* no se encuentre en alguno de los parches de su distribución potencial más grandes, éstos no deben ser descartados como áreas prioritarias para la conservación, ya que sirven para aumentar la poca extensión de área protegida de la selvas secas del Pacífico mexicano, así como para dar continuidad y reducir el aislamiento de las ANP's que existen actualmente en los estados de Jalisco, Colima y Michoacán.

Modelos de Distribución

Considerando que aunque GARP y Maxent son programas que pueden generar modelos robustos teniendo pocos registros de presencia (Phillips *et al.*, 2006; Stockwell *et al.*, 2006; Pearson *et al.*, 2007; De Siqueira *et al.*, 2009), los modelos de distribución potencial de *X. nelsoni* fueron construidos únicamente con 17 registros, lo cual podría generar algún tipo de sesgo en los resultados obtenidos. Así mismo, hay que tomar en cuenta que para estimar la distribución actual de esta especie se utilizó el mapa del Inventario Nacional Forestal del año 2000 y que probablemente la extensión y patrones de distribución de cada tipo de vegetación y uso de tierra se hayan modificado desde entonces.

Uso de Hábitat

De los registros que se tienen de *X. nelsoni* en donde especifican el hábitat donde fueron capturadas (Cuadro 4), de manera general se puede decir que esta especie hace un mayor uso de la selva baja caducifolia que de la selva mediana subcaducifolia, al haber encontrado mayor número de individuos en la primera. Esto puede ser ventajoso para la especie ya que la extensión de la selva baja caducifolia en la costa del Pacífico es de mayor proporción que la selva mediana al solo encontrarse parches embebidos dentro de la extensión de la selva baja (Rzendowski, 1978).

En términos de conservación, observamos que los cuatro parches más extensos de la distribución potencial de *X. nelsoni* están rodeados en su mayoría por selva baja (Figura 9), sin embargo no debemos darle mayor importancia a este tipo de selva ya que como mencionamos, la selva mediana se encuentra formando un mosaico continuo de vegetación con la selva baja la cual sirve como conector entre los parches de ésta y como refugio para muchas especies en la temporada de secas.

CAPÍTULO II: SELECCIÓN Y USO DE HÁBITAT DE *Hodomys alleni*

INTRODUCCIÓN

El hábitat de cualquier especie implica más que la estructura de la vegetación en donde se encuentra y se puede definir como el conjunto de recursos y condiciones que se encuentran presentes en un área, los cuales permiten la ocupación, incluyendo supervivencia y reproducción, de un organismo en dicho sitio. El hábitat es específico para cada organismo ya que relaciona la presencia de individuos, especies o poblaciones a las características físicas y biológicas de un área (Hall *et al.*, 1997). La selección del hábitat es un proceso activo en el que los individuos de las distintas especies escogen entre parches con distinta disponibilidad de recursos (Johnson, 1980). Esta selección es el resultado de múltiples decisiones conductuales, ya sean innatas o aprendidas, hechas por los individuos durante sus actividades dentro de su ciclo de vida, como forrajeo, búsqueda de pareja, escape de depredadores y búsqueda y uso de refugios (Hutto, 1985; Holbrook, 1979; Garshelis, 2000).

Se ha visto que en los pequeños mamíferos la selección del hábitat está asociada tanto a la variación en la disponibilidad de los recursos como en su calidad a diferentes escalas espaciales, ya que son capaces de percibir y responder a las características del ambiente a nivel de macro y microhábitat (Stapp, 1997; Coppeto *et al.*, 2006). El macrohábitat generalmente se refiere a las características del hábitat a nivel paisaje, como las etapas serales del ecosistema o zonas con asociaciones de vegetación específicas, que son capaces de mantener poblaciones naturales (Block y Brennan, 1993; Stamps, 2008). El microhábitat se refiere a las características, ya sean físicas y/o químicas del hábitat, que un individuo necesita para llevar a cabo alguna actividad en particular (e.g. forrajeo, reproducción; Morris, 1987; Stamps, 2008).

El conocimiento de la selección y uso de hábitat de cualquier especie es esencial para poder entender los mecanismos que están involucrados en su distribución y abundancia (Prevedello *et al.*, 2010) y, en consecuencia, para elaborar estrategias de conservación efectivas (Coppeto *et al.*, 2006).

En ecosistemas como las selvas secas que presentan una estacionalidad muy marcada, se genera una heterogeneidad ambiental que afecta de manera directa las historias de vida y el uso y selección del hábitat de las especies (Gentile y Cerqueira, 1995; Meserve, 1977; Wells *et al.*, 2004). La rata leñera, *Hodomys alleni*, es una de las especies de pequeños mamíferos que se distribuyen en estas selvas y que es endémica a estos ecosistemas en México. Al ser una especie de la cual se tiene poco conocimiento, y al habitar en uno de los ecosistemas más amenazados del mundo, consideramos necesario describir la selección y uso de hábitat de esta especie, para que se puedan establecer medidas de conservación para ésta basadas en su conocimiento biológico.

OBJETIVO GENERAL

Describir la selección y uso de hábitat de *H. alleni* en las selvas secas.

MÉTODOS

Especie de Estudio

La rata leñera, *Hodomys alleni*, perteneciente a la familia Muridae es un género de mamífero monotípico endémico de México. Inicialmente esta especie fue descrita dentro del género *Neotoma* (Merriam, 1892b) y dos años más tarde fue re-descrita como un nuevo género (*Hodomys*; Merriam, 1894). Es un roedor de tamaño grande (300-446 mm de largo total; Ceballos y Oliva, 2005), de hábitos nocturnos y terrestres (Merriam, 1892). Actualmente esta especie es considerada como rara debido a que a lo largo del tiempo se han obtenido pocos registros de la misma, sin embargo, debido a su amplia distribución no se encuentra bajo ninguna categoría de riesgo (Ceballos y Oliva, 2005).

Esta especie se distribuye en la vertiente del Pacífico en los estados de Sinaloa, Nayarit, Jalisco, Colima, Michoacán, Guerrero y Oaxaca y hacia el centro del país en los estados de Puebla, Morelos y el Distrito Federal (Figura 1). Se le puede encontrar en hábitat de selva seca, matorral espinoso, chaparral espinoso, vegetación secundaria y cultivos (Ceballos y Oliva, 2005). Se ha reportado que construyen madrigueras en la base de los árboles o bien habitan en hoyos de árboles caídos o entre sus raíces, y entre rocas; también se ha descrito que construyen caminos que conectan sus madrigueras con la vegetación aledaña (Genoways y Birney, 1974).

Una particularidad de *H. alleni* es que emite sonidos que han sido descritos como parecidos a los de ardillas (Schaldach, 1960) o específicamente a los del lagomorfo *Ochotona princeps* (Birney y Jones, 1972).



Figura 1. Distribución de *Hodomys alleni* (Tomado de Ceballos y Oliva, 2005).

Sitio de Estudio

El estudio se llevó a cabo en la localidad de Pueblo Juárez (antes Hacienda de Magdalena) que se encuentra al sur del municipio de Coquimatlán en el estado de Colima. Coquimatlán se localiza a los 19° 03' a 19° 18' de latitud norte y 103° 48' a 104° 06' de longitud oeste y tiene una altitud que varía entre los 230 y 400 msnm (INEGI, 2004; Figura 2).

La temperatura promedio anual en el municipio es de 26° C y la precipitación media anual de 828.5 mm con un régimen de lluvias que abarca los meses de julio a octubre. El clima en la zona sur del municipio, donde se encuentra Pueblo Juárez, es cálido subhúmedo con lluvias de humedad media (INEGI, 2004). Los tipos de vegetación dominantes en Pueblo Juárez son la selva baja caducifolia, que en términos generales se encuentra distribuida en lomeríos con una insolación alta, tiene un estrato arbóreo entre los 4 y 12 metros de altura, un estrato arbustivo cerrado y en época de lluvias presenta un estrato herbáceo, en la temporada de secas el mantillo cubre alrededor del 75% de la superficie del suelo. El segundo tipo de vegetación en esta localidad es la selva mediana subcaducifolia que se distribuye en parches pequeños embebidos en la selva baja cerca de cauces con

muchas formaciones rocosas, presenta insolación baja y mayor humedad con el mantillo poco degradado, el dosel alcanza entre 12 y 15 m de altura (obs. pers.).

Entre los años de 1976 y 2000, se estimó una tasa de pérdida anual del 1.06% de la cobertura de selva baja en el estado de Colima (Cuevas, 2003), lo que ha llevado a clasificar a esta región como área crítica o amenazada (Olson y Dinerstein, 1998),

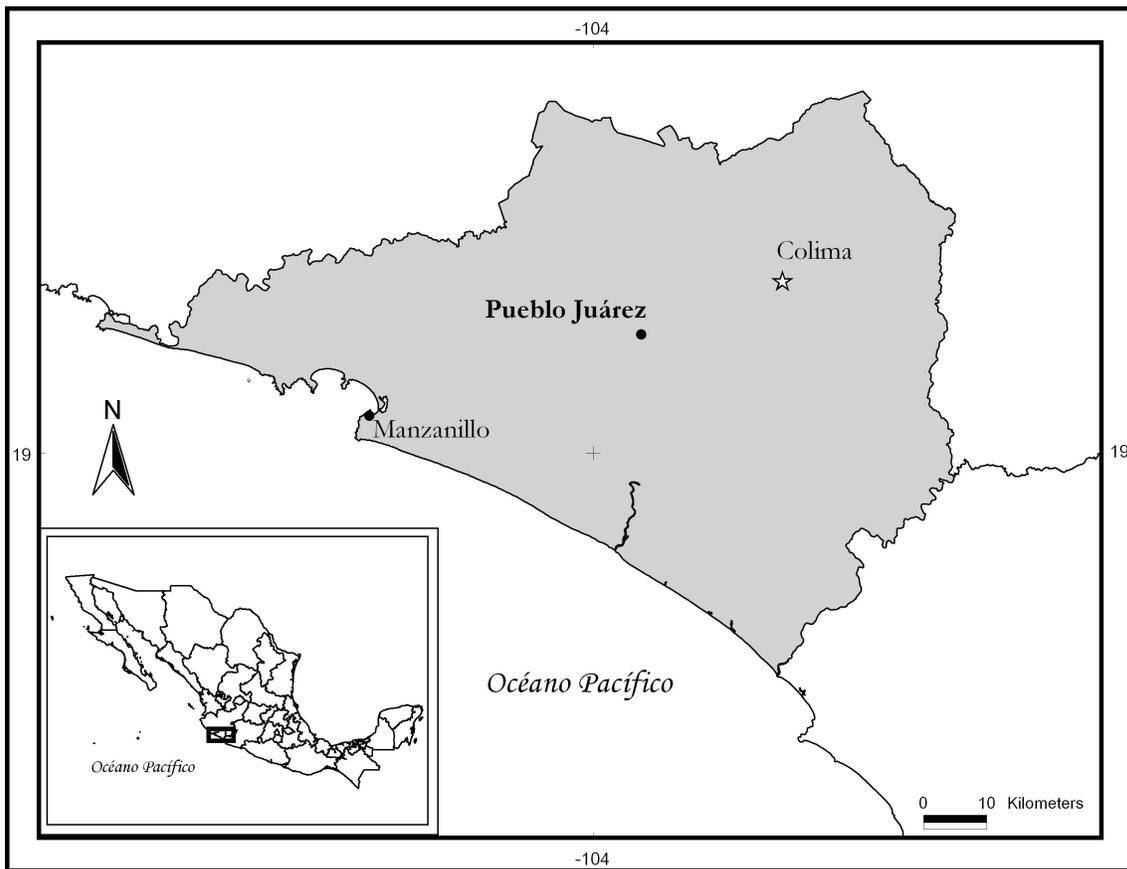


Figura 2. Localidad de Pueblo Juárez en el estado de Colima.

Muestreos y capturas

En la localidad de Pueblo Juárez, Colima, establecimos tres periodos de muestreo, dos en temporada de secas (marzo 2008 y mayo 2009) y uno en lluvias (octubre 2008). En cada sitio de muestreo colocamos trampas Sherman de 7.5 x 8.75 x 22.5 cm que cebamos con una mezcla de avena, crema de cacahuete y vainilla.

En el primer periodo (marzo 2008) colocamos transectos al azar en tres sitios distintos de muestreo, dos en hábitat de selva baja (SB) y uno de selva mediana (SM). En todos los transectos las trampas fueron colocadas tanto en el suelo como en los árboles a una altura de 1.5 a 2m, con 10m de separación. En el primer sitio de SB colocamos 200 trampas repartidas en tres transectos que mantuvimos activas durante dos noches consecutivas, en el segundo sitio de SB colocamos 100 trampas repartidas en dos transectos que mantuvimos activas durante una noche y en el sitio de SM colocamos 200 trampas repartidas en tres transectos que dejamos activas durante tres noches consecutivas. A todos los individuos capturados les determinamos la especie, sexo y estado reproductivo (hembras: preñadas o lactantes, machos: con testículos semiescrotados o escrotados), y posteriormente los liberamos en el sitio de captura. A los individuos de *H. alleni* adicionalmente los clasificamos en juveniles, subadultos o adultos siguiendo la clasificación de Genoways y Jones (1973) para esta especie, los cuales se basan en el color del pelaje de los individuos para catalogarlos en estos tres estadios de su ciclo de vida (juveniles: pelaje oscuro a negruzco con pocos pelos color rojizo-café visibles en el dorso, subadultos: pelaje gris pálido con numerosos pelos color rojizo-café en el dorso y adultos: pelaje rojizo-café o rojo leonado en el dorso y costados); y a los individuos adultos de esta especie les tomamos medidas estándar (masa corporal (en g), largo total (LT), largo de la cola (C), largo de la pata (P) y tamaño de la oreja desde la escotadura (O) en mm) y les colocamos un arete con número serial para su identificación individual. Este periodo de muestreo fue exploratorio para determinar sitios donde se encontrara la especie de estudio.

En el segundo periodo (octubre 2008) establecimos tres cuadrantes de 6,300 m² en ambientes de selva baja, cada cuadrante con 80 trampas con una disposición espacial de 8 hileras x 10 filas, y un transecto (Transecto 1) de 800m con 80 trampas (Cuadro 1, Figura 3). Cada trampa estaba separada 10m una de otra y las mantuvimos activas durante tres noches consecutivas. En el cuadrante 1 diariamente pastorean 12 cabras domésticas y en el cuadrante 2 encontramos evidencias de perturbaciones humanas, mientras que en el transecto 1 y el cuadrante 3 no encontramos perturbación alguna. Todos los individuos capturados fueron procesados como en el muestreo anterior y posteriormente liberados en su sitio de captura. Dentro de los cuadrantes y el transecto contamos todas las madrigueras en uso de *H. alleni* y las clasificamos como construidas en el suelo, entre rocas, o en la base de árboles o tocones. Aquellas construidas con ramas, ramitas y otros materiales orgánicos, les medimos la altura, el ancho y el largo (en cm). Determinamos que las madrigueras estaban en uso si las entradas no estaban obstruidas, si se encontraban restos de material orgánico o letrinas cerca de la madriguera y si habían rastros del roedor en las entradas o alrededor de éstas.

En el tercer periodo de muestreo (mayo 2009) establecimos cuatro cuadrantes de 6,300 m² en ambientes de selva baja y con las características de los cuadrantes anteriores (Cuadro 1, Figura 3). Conservamos dos cuadrantes del periodo de muestreo anterior (1 y 2) y establecimos dos en sitios nuevos (cuadrantes 4 y 5) donde hubiera presencia de madrigueras de *H. alleni*. Los cuadrantes 4 y 5 no mostraban perturbaciones humanas. Los individuos capturados fueron procesados como en el periodo anterior. Los cuadrantes de ambos periodos de muestreo se encontraban entre los 322 y 403 msnm.

Cuadro 1. Coordenadas del transecto y cuadrantes establecidos en el segundo y tercer periodo de muestreo en Pueblo Juárez, Colima.

CUADRANTE	LONGITUD	LATITUD	TRANSECTO	LONGITUD	LATITUD
1	-103.93664	19.15720	1	-103.93797	19.15660
	-103.93676	19.15793		-103.93778	19.15628
	-103.93616	19.15806		-103.93802	19.15605
	-103.93602	19.15741		-103.93784	19.15560
2	-103.94262	19.15892		-103.93804	19.15539
	-103.94311	19.15840		-103.93781	19.15519
	-103.94269	19.15814		-103.93771	19.15494
	-103.94227	19.15881		-103.93793	19.15473
3	-103.93844	19.15258		-103.93774	19.15437
	-103.93789	19.15367		-103.93801	19.15392
	-103.937206	19.15350		-103.93802	19.15382
	-103.937656	19.15243			
4	-103.93825	19.15445			
	-103.93891	19.15371			
	-103.93869	19.15475			
	-103.93921	19.15413			
5	-103.93695	19.15499			
	-103.93724	19.15455			
	-103.93651	19.15418			
	-103.93628	19.15469			

Análisis del Sitio

En el último periodo de muestreo, en los puntos donde estaban colocadas las trampas en las que hubo capturas de la especie, trazamos un círculo de 2.5 m de radio y en orientación a cada dirección cardinal medimos las siguientes características del microhábitat: a) profundidad del suelo, b) profundidad de la hojarasca, c) cobertura arbórea, d) porcentaje de rocosidad y e) pendiente. Ello con la finalidad de caracterizar los sitios que utiliza *H. alleni*.

Finalmente, para caracterizar el hábitat de *H. alleni*, en cada sitio de muestreo trazamos un transecto hacia cada dirección cardinal desde la cúspide de las lomas hasta llegar a la parte plana. Sobre cada transecto, cada 15 m establecimos una estación con dos círculos, uno de 2.5 m de radio en el que a cada uno de los puntos cardinales medimos las siguientes características del microhábitat: a) profundidad del suelo, b) profundidad de de la

hojarasca, c) cobertura arbórea, d) porcentaje de rocosidad y e) pendiente, y otro de 5 m de radio en el que identificamos todas las especies arbóreas que cayeran dentro del círculo. De cada árbol medimos la altura total y diámetro a la altura del pecho (DAP) en cm, esto como característica del macrohábitat. La identificación de cada árbol en el sitio la hicimos con el nombre común usado en la localidad, con la ayuda de una persona que vive en el sitio de estudio. Llevamos un registro fotográfico de la corteza de cada especie para su posterior identificación taxonómica a nivel de especie. En las estaciones donde había madrigueras de *H. alleni*, medimos el largo, ancho y altura de las mismas (en cm) y las clasificamos como construidas en el suelo, rocas o en la base de un árbol o tocón.

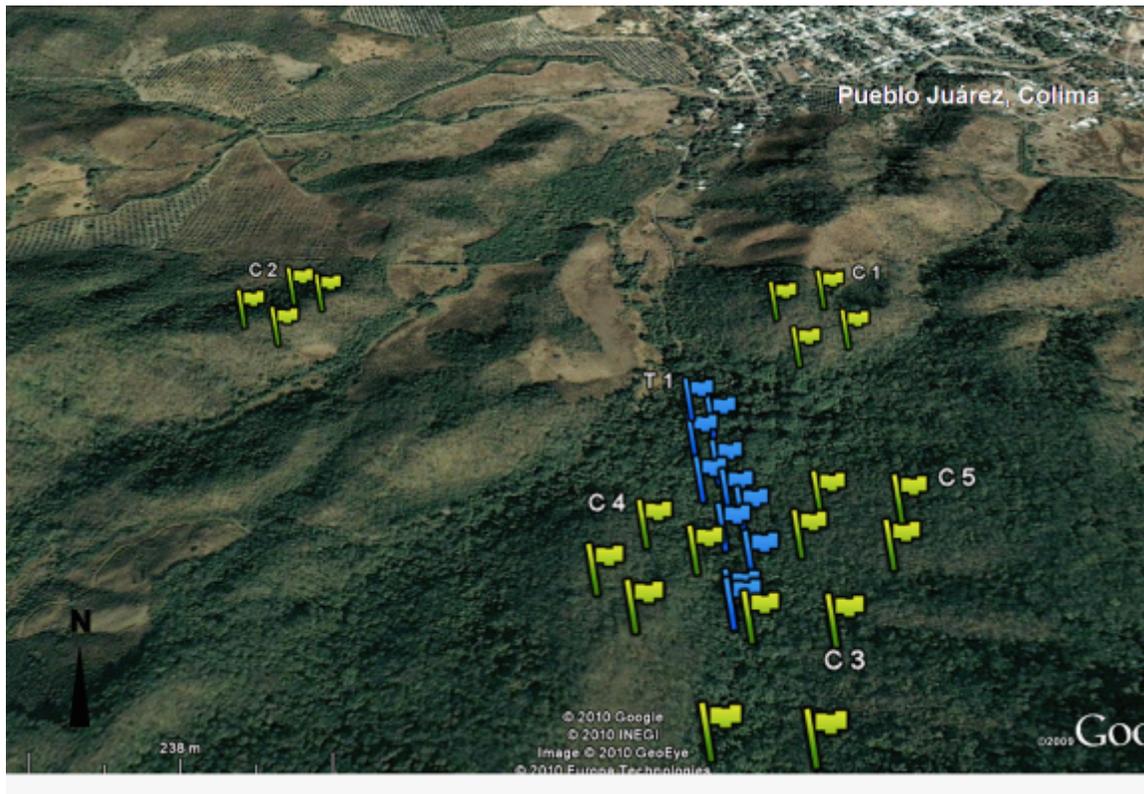


Figura 3. Transecto y cuadrantes establecidos en los periodos de muestreo 2 y 3 en Pueblo Juárez, Colima. C = cuadrante, T = transecto

Análisis Estadísticos

Para establecer si existen diferencias corporales entre los individuos de *H. alleni* capturados en secas y lluvias y entre sexos, primero realizamos una prueba de normalidad y de igualdad de varianzas con los valores de las medidas estándar tomadas de los individuos capturados, y posteriormente realizamos un prueba de T de Student (Sigmastat 3.2).

Las variables utilizadas para describir el uso de hábitat, las transformamos para su análisis: los datos de cobertura arbórea y rocosidad los transformamos a su arcoseno por ser valores en porcentaje y posteriormente a su logaritmo (base 10); a los datos de profundidad de suelo, profundidad de la hojarasca y pendiente únicamente los transformamos a su logaritmo. Con los datos de los árboles identificados y contabilizados en cada estación, calculamos: 1) riqueza (número de especies distintas); 2) diversidad mediante el índice de Shannon-Wiener (H'), el cual mide la probabilidad de seleccionar todas las especies en la proporción en la que existen en la población; 3) variación de la diversidad ($\text{var } H'$); 4) equitatividad (J'), que indica como están distribuidos los individuos de las diferentes especies; 5) equitatividad máxima ($J' \text{ max}$); 6) número de individuos y 7) densidad de árboles por estación de muestreo. Consideramos que todas estas variables (distancia de la madriguera a la punta del cerro, profundidad del suelo, profundidad de la hojarasca, cobertura arbórea, pendiente, diversidad de especies de árboles, variación de la diversidad de las especies de árboles, equitatividad de especies arbóreas, equitatividad máxima de las especies arbóreas, número de árboles y densidad de árboles) describen la presencia o ausencia de las madrigueras de *H. alleni*. Para saber cuál o cuáles de las variables antes mencionadas están relacionadas con las madrigueras, realizamos un análisis de discriminantes (SPSS versión 11).

Calculamos la dominancia de las especies arbóreas con el índice de Berger-Parker (Species Diversity and Richness versión 3.02), y el índice de diversidad de Shannon-Wiener (BIODAP), por cuadrante.

Para establecer si había diferencias en el lugar donde *H. alleni* construye sus madrigueras, con los datos de clasificación de las madrigueras de los cuadrantes 1 y 2, realizamos un prueba de χ^2 (Statistix versión 4). Así mismo, también realizamos una prueba de χ^2 (Statistix versión 4) con los datos de las alturas de las madrigueras de los mismos cuadrantes.

RESULTADOS

Con un total de 4,940 trampas-noche, capturamos 303 individuos que corresponden a 11 especies de roedores y una de marsupial. En el primer periodo de muestreo (marzo 2008, secas), capturamos 8 especies de roedores, todas estaban presentes en selva mediana (SM) y 3 en selva baja (SB, Cuadro 2). En el segundo periodo (octubre 2008, lluvias) capturamos 5 especies de roedores en SB, siendo dos distintas al periodo anterior (*Baiomys taylori* y *Liomys irroratus*, Cuadro 2). En el tercer periodo (mayo 2009, secas) capturamos 5 especies de roedores en SB, siendo una distinta a los dos periodos anteriores (*Sigmodon mascotensis*) y un marsupial (*Tlacuatzin canescens*) que tampoco había sido capturado en los otros muestreos (Cuadro 2). De los individuos capturados de *H. alleni* en el primer periodo de muestreo, nueve fueron individuos subadultos, mientras que en los dos periodos posteriores todos los individuos capturados fueron adultos.

Cuadro 2. Número de individuos por especie capturados en selva baja (SB) y selva mediana (SM) en temporadas de lluvias y secas en Pueblo Juárez, Colima.

ESPECIE	SECAS marzo		LLUVIAS octubre	SECAS mayo	Total
	SB	SM	SB	SB	
<i>Baiomys musculus</i>	0	1	0	0	1
<i>Baiomys taylori</i>	0	0	3	1	4
<i>Hodomys alleni</i>	9	7	11	16	43
<i>Liomys irroratus</i>	0	0	15	0	15
<i>Liomys pictus</i>	4	43	76	30	153
<i>Oryzomys couesi</i>	0	16	0	0	16
<i>Osgoodomys banderanus</i>	0	3	0	1	4
<i>Peromyscus perfulvus</i>	1	12	40	0	53
<i>Peromyscus</i> sp.	0	2	0	0	2
<i>Reithrodontomys fulvescens</i>	0	4	0	0	4
<i>Sigmodon mascotensis</i>	0	0	0	5	5
<i>Tlacuatzin canescens</i>	0	0	0	3	3
TOTAL	14	88	145	56	303

Tomando en cuenta únicamente las capturas en SB, otuvimos un total de 215 individuos que corresponden a ocho especies, siete de roedores y una de marsupial (Cuadro 3). Capturamos un mayor número de individuos en la temporada de lluvias y las especies más abundantes fueron *Liomys pictus* (51%), *Peromyscus perfulvus* (19%) y *Hodomys alleni* (17%; Figura 4).

Cuadro 3. Número de individuos por especie capturados en selva baja (SB) en temporadas de lluvias y secas en Pueblo Juárez, Colima.

ESPECIE	SECAS	LLUVIAS	SECAS	Total
	marzo	octubre	mayo	
Selva Baja				
<i>Baiomys taylori</i>	0	3	1	4
<i>Hodomys alleni</i>	9	11	16	36
<i>Liomys irroratus</i>	0	15	0	15
<i>Liomys pictus</i>	4	76	30	110
<i>Osgoodomys banderanus</i>	0	0	1	1
<i>Peromyscus perfulvus</i>	1	40	0	41
<i>Sigmodon mascotensis</i>	0	0	5	5
<i>Tlacuatzin canescens</i>	0	0	3	3
TOTAL	14	145	56	215

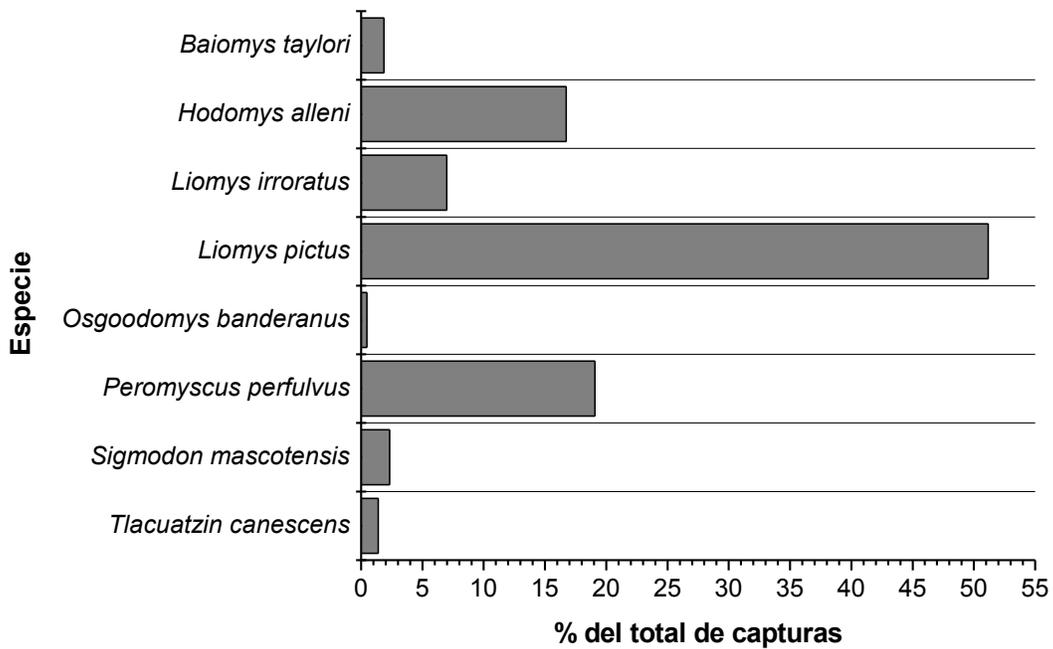


Figura 4. Porcentaje de individuos capturados por especie en selva baja (SB) en temporadas de lluvias y secas en Pueblo Juárez, Colima.

Considerando únicamente a los adultos de la especie de estudio, las hembras de *H. alleni* capturadas en la temporada de secas fueron significativamente de mayor masa ($t = 5.96$, g.l. = 20, $P < 0.001$), de mayor longitud total ($t = 4.3$, g.l. = 20, $P < 0.001$), y con mayor tamaño de cola ($t = 6$, g.l. = 20, $P < 0.001$) y oreja ($t = 3.2$, g.l. = 20, $P = 0.005$) que las hembras capturadas en temporada de lluvias. Así mismo las hembras capturadas en secas fueron significativamente de mayor masa ($t = 1.94$, g.l. = 21, $P = 0.05$) y de mayor longitud total ($t = 4.7$, g.l. = 21, $P < 0.001$) que los machos capturados en esa misma temporada (Cuadro 4). No fue posible la comparación entre hembras y machos capturados en lluvias y entre machos capturados en las distintas temporadas, al solo tener las medidas de un individuo macho en la temporada de lluvias.

Cuadro 4. Masa corporal en gramos (g) y medidas morfológicas en milímetros (mm) tomadas de los ejemplares de hembras (H) y machos (M) capturados de *Hodomys alleni* en temporada de secas y de lluvias en Pueblo Juárez, Colima. Las comparaciones realizadas se muestran con los asteriscos y las diferencias estadísticas se indican con letras distintas. LT = longitud total, C = longitud de la cola, P = longitud de la pata y O = longitud de la oreja

SEXO	TEMPORADA	TOTAL	MASA (g)	LT (mm)	C (mm)	P (mm)	O (mm)
H	SECAS	12	309.33 ± 92.74 (a)* **	359 ± 56.74 (a)* **	199.88 ± 19.94 (a)* **	40.36 ± 2.83 (a)* **	27 ± 3.74 (a)* **
	LLUVIAS	10	129 ± 23.57 (b)*	273 ± 30.28 (b)*	147 ± 21.25 (b)*	38.3 ± 2.67 (a)*	22.3 ± 3.02 (b)*
M	SECAS	11	246 ± 58.55 (b)**	348.81 ± 41.18 (b)**	194.63 ± 30.56 (a)**	41.09 ± 2.38 (a)**	25.18 ± 2.48 (a)**
	LLUVIAS	1	118 -	290 -	150 -	35 -	22 -

En los cuadrantes de la temporada de lluvias (1, 2 y 3) y en los de temporada de secas (1, 2, 4 y 5), obtuvimos una densidad de *H. alleni* que varió de 0 a 16 individuos/ha (Cuadro 5). En general obtuvimos una densidad de madrigueras activas de esta especie de 50 madrigueras/ha (Cuadro 6).

Cuadro 5. Densidad de *Hodomys alleni* en temporada de secas y de lluvias en Pueblo Juárez, Colima. (ind = individuos)

CUADRANTE	LLUVIAS		SECAS	
	individuos	densidad (ind/ha)	individuos	densidad (ind/ha)
1	10	16	4	6
2	0	0	10	16
3	0	0	-	-
4	-	-	0	0
5	-	-	2	3
TOTAL	10		16	

Cuadro 6. Número de madrigueras activas y su densidad por cuadrante en Pueblo Juárez, Colima. (mad = madrigueras)

CUADRANTE	MADRIGUERAS	DENSIDAD (mad/ha)
1	33	52
2	32	51
3	0	0
TOTAL	65	

El número total de madrigueras de *H. alleni* construidas en cada uno de los diferentes tipos de microambientes (suelo, rocas, árbol-tocón) fue significativamente diferente ($\chi^2 = 23.11$, g.l. = 2, $P = 0.01$). La mayoría de las madrigueras contadas estaban construidas en el suelo y el número fue significativamente diferente a las construidas entre las rocas ($\chi^2 = 20.45$, g.l. = 1, $P = 0.01$) y en la base de algún árbol o tocón ($\chi^2 = 7.74$, g.l. = 1, $P = 0.01$). Las madrigueras construidas en la base de algún árbol o tocón fueron las siguientes en abundancia y fueron significativamente diferentes a las construidas entre las rocas ($\chi^2 = 3.85$, g.l. = 1, $P = 0.05$). Finalmente, las madrigueras construidas entre las rocas fueron las menos abundantes (Cuadro 7). Algunas de las especies arbóreas en donde observamos que construyen sus madrigueras las identificamos como *Albizia* sp., *Bursera* sp. y *Brosimum alicastrum*.

Entre cuadrantes, el número de madrigueras construidas en los diferentes microambientes fue significativamente diferente ($\chi^2 = 6.51$, g.l. = 2, $P = 0.04$), siendo que el número de madrigueras construidas entre las rocas en el cuadrante 1 fue significativamente menor al número de madrigueras en el cuadrante 2, así como las construidas en la base de

algún tocón o árbol, fue significativamente mayor en el cuadrante 1 que en el 2. El número de madrigueras construidas en el suelo no fue significativamente diferente entre cuadrantes (Cuadro 7).

Cuadro 7. Número de madrigueras de *Hodomys alleni* por lugar de construcción en Pueblo Juárez, Colima. (T/A = tocón/árbol). Diferencias estadísticas entre cuadrantes se muestran con diferente letra en minúsculas y diferencias estadísticas entre el número total de madrigueras por lugar de construcción se muestran con diferente letra en mayúsculas.

CUADRANTE	SUELO	ROCA	T/A	TOTAL
1	20 (a)	1 (a)	12 (a)	33
2	19 (a)	7 (b)	6 (b)	32
TOTAL	39 (A)	8 (B)	18 (C)	65

Contamos un total de 28 madrigueras que consistían en un hoyo en el suelo (0 cm de altura), 33 que estaban construidas con ramas, ramitas y otros materiales orgánicos ya fuera en el suelo, al pie de árboles o tocones, o entre las rocas y cuatro que estaban entre las rocas sin ninguna acumulación de material orgánico. Las madrigueras que estaban construidas con material orgánico medían entre 10 y 150 cm de altura (Cuadro 8) y las que sólo consistían en un hoyo en el suelo, las entradas medían en promedio 15.74 cm de ancho y 12.91 cm de altura.

Cuadro 8. Número de madrigueras de *H. alleni* construidas sin (0) y con material orgánico clasificadas por tamaño, en Pueblo Juárez, Colima. Diferencias estadísticas se muestran con diferente letra.

CUADRANTE	ALTURA (cm)		
	0	10-70	71-150
1	10	21	1
2	18	6	4
TOTAL	28 (a)	27 (a)	5 (b)

Las madrigueras de mayor altura (71-150 cm) fueron las menos abundantes en ambos cuadrantes y en total son significativamente más escasas que las madrigueras que miden entre 10 y 70 cm de altura ($\chi^2 = 15.13$, g.l. = 1, P = 0.01) y de las que solo consistían en un hoyo en el suelo sin acumulación de material orgánico ($\chi^2 = 16.03$, g.l. = 1, P = 0.01). Las abundancias de las madrigueras de 0 cm (sin material orgánico) y entre 10 y 70 cm de altura no presentaron diferencias estadísticas (Cuadro 8).

En el conteo de madrigueras en los transectos por orientación hacia los cuatro puntos cardinales, no se muestra alguna preferencia de la especie para construir sus madrigueras (Cuadro 9).

Cuadro 9. Número de madrigueras encontradas en un transecto por cuadrantes en Pueblo Juárez, Colima.

CUADRANTE	Norte	Sur	Este	Oeste
1	2	3	3	2
2	-	-	1	1
4	0	-	3	4
5	2	4	-	2
TOTAL	4	7	7	9

De las 13 variables tomadas para caracterizar el hábitat de *H. alleni* para describir la presencia o ausencia de las madrigueras de esta especie, el 100% de la variación es explicada por la primera función discriminante (correlación canónica, 0.266), donde el logaritmo de la profundidad de la hojarasca es la variable que tiene mayor peso (Cuadro 10).

Cuadro 10. Matriz estructurada con las correlaciones entre las variables discriminantes y las funciones canónicas estructuradas.

VARIABLE	FUNCIÓN
	1
log Profundidad hojarasca	1
Equitatividad	0.279
Equitatividad max	0.246
Diversidad H'	0.246
Distancia	-0.195
Riqueza	0.184
log Rocosidad	0.162
Densidad	0.121
No. de Individuos	0.119
Var H'	0.104
log Profundidad del suelo	0.084
log Cobertura arbórea	0.001
log Pendiente	0.001

Con estos mismos datos de las variables para caracterizar el hábitat donde construyen las madrigueras estos roedores, realizamos un análisis de validación cruzada (Statistix versión 4) con el fin de evaluar si los datos de presencia de madrigueras estaban correctamente clasificados en la categoría de presencia y que no pertenecieran a la categoría de ausencia de madrigueras. Obtuvimos que el 66% de los datos estuvieron correctamente clasificados (Cuadro 11).

Cuadro 11. Predicción de datos clasificados correctamente o no en la categoría de presencia o ausencia de madrigueras de *Hodomys alleni*. (0 = ausencia, 1 = presencia)

			Predicción del Grupo		
			Ausencia / Presencia		Total
			0	1	
Original	Conteo	0	24	12	36
		1	6	11	17
	%	0	66.7	33.3	100
		1	35.3	64.7	100
Validación-cruzada	Conteo	0	24	12	36
		1	6	11	17
	%	0	66.7	33.3	100
		1	35.3	64.7	100

En el Cuadro 12 se muestran los valores promedio de las variables tomadas, tanto del microhábitat (radio 2.5m) como del macrohábitat (radio 5m), donde se encontraban las madrigueras, de acuerdo a su lugar de construcción. De manera general se observa que los sitios donde la madrigueras están construidas al pie de un árbol o tocón, tienen una menor profundidad del suelo, menor cobertura arbórea y una mayor superficie de suelo descubierto que los sitios donde se encuentran construidas las madrigueras en el suelo y entre rocas; también se observa que los sitios donde las madrigueras están construidas en el suelo, presentan menor porcentaje de rocosidad; y los sitios donde las madrigueras se encuentran en las rocas tienen mayor porcentaje de rocosidad, una menor pendiente, menos superficie de suelo descubierto, mayor número y especies de árboles y un menor diámetro a la altura del pecho (DAP) de los árboles que los otros sitios. La profundidad de la hojarasca que fue la única variable asociada a la construcción de madrigueras de *H. alleni*, fue muy similar entre estos tres sitios de ubicación de las mismas. Hay que tomar en cuenta que estos valores corresponden a la temporada de secas (mayo).

Cuadro 12. Valores promedio de las variables tomadas en cada sitio donde se encontraba construida alguna madriguera de *H. alleni* en los cuadrantes de muestreo, las variables del microhábitat en la estación de 2.5m de radio (Prof. Suelo = profundidad del suelo, Prof. Hoja. = profundidad de la hojarasca, Cob. Arb. = cobertura arbórea, Rocosidad y Pendiente) y las del macrohábitat en la estación de 5m de radio (Sup. Suelo Desc. = superficie de suelo descubierto, No. Árboles = número de árboles, No. Especies = número de especies de árboles, Altura prom = altura promedio de los árboles y DAP prom. = diámetro a la altura del pecho promedio de los árboles).

UBICACIÓN	radio 2.5 m				
	Prof. Suelo (m)	Prof. Hoja. (cm)	Cob. Arb. %	Rocosidad %	Pendiente °
Árbol/Tocón	1.96	3.13	21	14.8	22.86
Suelo	2.89	3.6	26.39	9.67	20.83
Roca	2.27	3.8	26.13	25.15	13.13
UBICACIÓN	radio 5 m				
	Sup. Suelo desc. %	No. Árboles	No. Especies	Altura prom (m)	DAP prom (cm)
Árbol/Tocón	57.86	7.14	6	6.87	57.94
Suelo	38.33	7.11	5.22	6.36	60.57
Roca	19.44	10	7.63	6.57	49.37

De las especies arbóreas encontradas en cada cuadrante, contamos y medimos un total de 491 ejemplares que corresponden a 60 especies (Anexo III, Cuadro 1). En general, el cuadrante 4 fue el más diverso con un índice de Shannon-Weiner (H') de 3.34 y 43 especies distintas, seguido del cuadrante 5 con un índice de 3.12 y 35 especies arbóreas,

posteriormente el cuadrante 1 con un índice de 2.85 y 26 especies y finalmente el cuadrante 2 con un índice de 2.55 y 19 especies arbóreas, éste último es significativamente menos diverso que los cuadrantes 4 y 5. El cuadrante 4 fue el que presentó un mayor número de individuos arbóreos (214), seguido del cuadrante 5 con 143 individuos, posteriormente el cuadrante 2 con 76 y finalmente el cuadrante 1 con 56 árboles contados. La estructura arbórea no varió mucho entre cuadrantes ya que las alturas promedio y los DAP's son muy similares (Cuadro 13).

Cuadro 13. Índice de Shannon-Wiener, número de especies arbóreas, abundancia, altura promedio en metros y diámetro promedio a la altura del pecho (DAP) en cm de los árboles encontrados en cada uno de los cuadrantes en Pueblo Juárez, Colima. Las letras entre paréntesis muestran diferencias estadísticas.

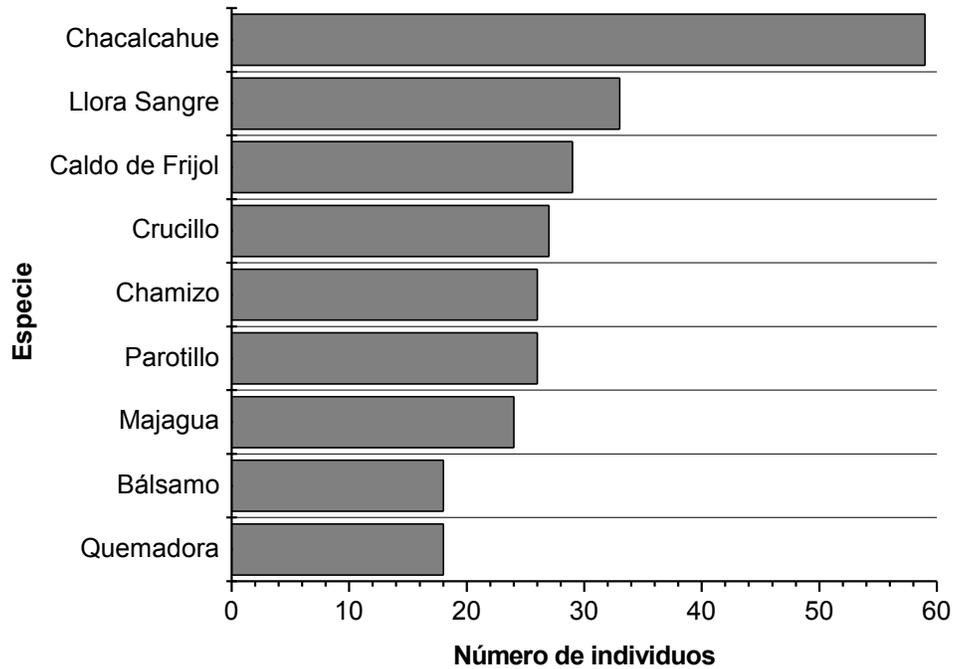
CUADRANTE	H'	No. Especies	No. Individuos	Altura prom.	DAP prom.
1	2.85 (ab)	26	56	6.75 ± 2.40	65.57 ± 40.29
2	2.55 (a)	19	76	5.74 ± 2.04	53.52 ± 45.94
4	3.34 (b)	43	214	7.04 ± 2.32	42.32 ± 31.87
5	3.12 (b)	35	143	5.86 ± 1.95	46.54 ± 40.74

De las 60 especies arbóreas identificadas, solamente nueve representan más del 50% de la abundancia total de individuos contados en los cuatro cuadrantes, siendo la especie *Acacia macilenta* la más abundante (Cuadro 14, Figura 5).

Cuadro 14. Especies arbóreas más abundantes en los cuadrantes muestreados en Pueblo Juárez, Colima, con el número de total de ejemplares y porcentaje que representan del total.

NOMBRE COMÚN	ESPECIE	EJEMPLARES	% DEL TOTAL
Chacalcahue	<i>Acacia macilenta</i>	59	12.02
Llora Sangre	<i>Apoplanesia paniculata</i>	33	6.72
Caldo de Frijol	No identificado	29	5.91
Crucillo	<i>Randia sp.</i>	27	5.50
Chamizo	<i>Casearia corymbosa</i>	26	5.30
Parotillo	<i>Albizia sp.</i>	26	5.30
Majagua	<i>Heliocarpus sp.</i>	24	4.89
Bálsamo	No identificado	18	3.67
Quemadora	<i>Ureca caracasana</i>	18	3.67

Figura 5. Especies arbóreas más abundantes en los cuadrantes muestreados en Pueblo Juárez, Colima.



En general, no hubo dominancia de alguna especie arbórea en ninguno de los cuadrantes muestreados; el cuadrante 1 fue el que mostró un mayor índice de Berger-Parker con un valor de 0.21 y el cuadrante 4 el menor con un índice de 0.08 (Cuadro 15).

Cuadro 15. Índice de dominancia (Berger-Parker) para las especies arbóreas muestreadas en los 4 cuadrantes en Pueblo Juárez, Colima. Diferencias estadísticas se muestran en letra entre paréntesis.

CUADRANTE	ÍNDICE DE BERGER-PARKER
1	0.21 (a)
2	0.17 (ab)
4	0.08 (c)
5	0.12 (bc)

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

De manera general, en la localidad de Pueblo Juárez, Colima, *H. alleni* habita en colinas bajas y al pie de las mismas, en laderas de pendientes pronunciadas, entre las rocas que existen en estos sitios y entre las rocas a lo largo de las orillas de cauces de ríos donde la vegetación predominante es propia de la selva baja caducifolia (Anexo IV, Figura 1). Los sitios en donde se encuentra esta especie son fácilmente reconocibles ya que construyen madrigueras exteriores de gran tamaño, dejan caminos en el suelo que forman una red entre las madrigueras y la vegetación circundante, y letrinas de gran tamaño. En otras localidades, se han reportado sitios similares donde habita esta especie, en Manzanillo, Colima, se ha encontrado en las partes bajas de pendientes boscosas y en el suelo seco adyacente cubierto con mesquite, de la misma forma se encontraron numerosos caminos entre sus madrigueras y la vegetación (Merriam, 1892b). En Tehuacán, en el estado de Puebla, se menciona que esta especie es común al pie de colinas bajas, salientes rocosas y en parches densos formados por agaves, de igual manera se describe que dejan numerosos caminos de roca a roca y entre los parches de agave (Merriam, 1894). En el estado de Morelos fue capturada en una cueva (Davis y Russell, 1954) y en el estado de Jalisco se reporta que fue encontrada en una pared de roca, en la base de un acantilado rocoso, a lo largo de un río en un parche de selva baja caducifolia densa y en una cueva en un área con vegetación tropical (Genoways y Jones, 1973).

En este estudio, *H. alleni* fue capturada junto con siete especies más de roedores en selva mediana y con seis especies de roedores y un marsupial en selva baja (Cuadro 2). Las especies que se encontraron únicamente en selva mediana fueron *Baiomys musculus*, *Peromyscus* sp., *Oryzomys couesi* y *Reithrodontomys fulvecens* (Muridae) y las encontradas únicamente en selva baja fueron *B. taylori*, *Sigmodon mascotensis* (Muridae), *Lyomis irroratus* (Heteromyidae) y el marsupial *Tlacuatzin canescens* (Marmosidae), las especies que se encontraron en ambos ambientes fueron *L. pictus* (Heteromyidae), *Osgoodomys banderanus* y *P. perfulvus* (Muridae). En el estado de Jalisco, Genoways y Jones (1973), capturaron a *H. alleni* junto con 10 especies más de roedores: *Spermophilus adocetus*, *S. annulatus*, *Sciurus aureogaster* (Sciuridae), *Pappogeomys tylorhinus*, *Orthogeomys*

grandis (Geomyidae), *Liomys pictus* (Heteromyidae), *O. banderanus*, *Peromyscus boylii*, *P. maniculatus* y *Neotoma mexicana* (Muridae). Ceballos y Miranda (1986) también reportan que *H. alleni* generalmente se ha capturado en la misma área que *L. pictus*, *O. banderanus*, *Xenomys nelsoni*, *N. mexicana*, *Megasorex gigas*, *S. adocetus*, *P. boylii* y *P. maniculatus*. De manera general, en el sitio de estudio capturamos 11 especies distintas de roedores, las cuales representan el 55% del total reportadas (20) en el estado de Colima (Ceballos y Oliva, 2005; Anexo V, Cuadro 1); cabe mencionar que *X. nelsoni* no fue capturada en este trabajo, a pesar de que Pueblo Juárez está reportado como la localidad tipo para esta especie.

Las hembras adultas de *H. alleni* capturadas en el sitio de estudio midieron entre 241 y 455 mm de longitud total (LT) y los machos adultos variaron entre 290 y 380 mm. Es probable que en Pueblo Juárez, Colima la rata leñera pueda alcanzar tallas mayores ya que el ejemplar tipo (macho) que fue descrito en Manzanillo, Colima, midió 473 mm de LT. Ejemplares de seis hembras y dos machos capturados en el estado de Sinaloa variaron entre 417 y 446 mm de LT (Birney y Jones, 1972) y un ejemplar hembra capturada en Jalisco midió 368 mm de longitud total (Genoways y Jones, 1973).

En este estudio los individuos de mayor masa y tamaño corporal fueron las hembras capturadas en los meses de secas (marzo y mayo), así mismo en el mes de marzo capturamos individuos subadultos y en el mes de octubre a una hembra con tetas prominentes, indicio de que estaba lactando. En capturas de trabajos anteriores, individuos juveniles fueron capturados en los meses de febrero y agosto en el estado de Sinaloa (Birney y Jones, 1972), en los meses de septiembre y diciembre en el estado de Jalisco (Allen, 1897; Genoways y Jones, 1973); en el mes de febrero se capturó a una hembra con embrión en el estado de Nayarit (Genoways y Birney, 1974) y en el mes de septiembre en el estado de Michoacán (Uribe-Peña *et al.*, 1981). Hembras lactantes en Jalisco en el mes de agosto (Genoways y Jones, 1973) y en Sinaloa en el mes de septiembre (Birney y Jones, 1972). Se ha reportado que la gestación de los roedores de la subfamilia Sigmodontidae, a la cual pertenece *H. alleni*, dura entre 20 y 50 días (Asdell, 1964), tomando esto en cuenta, así como los reportes de las capturas de esta especie y que en las selvas secas el periodo de

lluvias es entre los meses de julio y octubre (Rzendowski, 1978), se puede suponer que la rata leñera tiene dos periodos reproductivos, uno en los últimos meses de la temporada de secas y otro en lluvias, así el nacimiento de las crías puede coincidir con la temporada de lluvias que es la época de mayor abundancia de recursos en las selvas secas. Lo anterior está de acuerdo con lo reportado para otros mamíferos que se distribuyen en este tipo de selvas que tienen una reproducción altamente estacional como estrategia para poder sobrevivir a la heterogeneidad ambiental de este ecosistema (Ernest *et al.*, 2000; Bullock y Solis-Magallanes, 1990; Ceballos, 1989, 1990; Owen, 1990; M' Closkey, 1972). Un ejemplo es la rata de Magdalena, *Xenomys nelsoni*, especie exclusiva de las selvas secas, de la cual se han reportado hembras preñadas de mayo a septiembre y machos con testículos escrotados de febrero a octubre, lo que también sugiere que se reproduce a finales de la temporada de secas y en la época de lluvias (Ceballos y Oliva, 2005).

A pesar de que *H. alleni* podría tener una reproducción estacional en el sitio de estudio, las densidades de esta especie tanto en temporada de secas como en lluvias variaron entre 0 y 16 individuos/ha. En este estudio no fue clara una variación de la densidad de esta especie entre temporadas ya que en el cuadrante 1 durante el periodo de muestreo en la temporada de lluvias obtuvimos 10 capturas y éstas se redujeron a cuatro en el muestreo durante la temporada de secas, al contrario de esto, en el cuadrante dos durante la temporada de lluvias no obtuvimos capturas pero en la temporada de secas capturamos a 10 individuos.

La ausencia de diferencias entre las densidades por temporada también se debe a que durante los muestreos de las dos temporadas no obtuvimos capturas en algunos de los cuadrantes. Como se mencionó anteriormente, en el cuadrante 2 en la temporada de lluvias no obtuvimos capturas, a pesar de ser un sitio con evidencia de la presencia de *H. alleni* al encontrarse numerosas madrigueras, letrinas y caminos construidos por la especie. En esta misma temporada tampoco obtuvimos capturas en el cuadrante 3, en este sitio aunque no encontramos ninguna de la evidencia anterior de la especie, en la noche cuando son activas estas ratas, escuchamos los “chillidos” característicos de la especie en el sitio, por lo que de igual manera era evidente su presencia. Al no obtener capturas ni encontrar madrigueras ni

otros indicios de que la especie habitara en el sitio del cuadrante 3, éste fue descartado para el siguiente periodo de muestreo. De la misma manera en el periodo de muestreo durante la temporada de secas, en el cuadrante 4 tampoco obtuvimos capturas siendo que también se encontraban evidencias físicas de que la especie habita en el sitio. El bajo éxito de capturas de esta especie no nos permite determinar un patrón claro de acuerdo a sus densidades y la estacionalidad de las lluvias.

En la localidad de Pueblo Juárez, *H. alleni* es la única especie que construye madrigueras de gran tamaño, las cuales consisten en una acumulación de ramas, varas, hojas y otros materiales orgánicos del sitio formando estructuras cónicas o esferoidales, las cuales son muy similares a las que se han descrito para el género *Neotoma* (Linsdale y Tevis, 1951; Rainey, 1965; Finley, 1958; Stones y Hayward, 1968, Carraway y Verts, 1991). Entre la madriguera era común observar conchas de caracoles, y podían tener varias entradas. Estas ratas construyen sus madrigueras en el suelo, las cuales pueden consistir desde un hoyo con un pasaje subterráneo hasta grandes acumulaciones de ramas; en la base de un árbol, tocón o árbol caído; y entre las rocas, en estas últimas por lo general tienen poca acumulación de ramas y otros materiales orgánicos y los amontonan ya sea por encima de la roca, a un costado de la misma o entre ellas, raras veces se observaban grandes depósitos de materiales que rodeaban a la roca (Anexo IV, Figuras 2-5). Era común encontrar sus letrinas junto a las madrigueras o muy cercanas a ellas, por lo general consistían en grandes acumulaciones de excrementos (1.5 cm de largo) que se ubicaban donde hubiera ramas o rocas desde donde podían hacer sus desechos (Anexo IV, Figura 6). En la localidad de Manzanillo, Colima, Merriam (1892b) menciona que se encontraron madrigueras de *H. alleni* en la base de los árboles y bajo otro tipo de cubierta que estuviera disponible en el ambiente. En las demás localidades donde se ha reportado la presencia de esta especie (Sinaloa, Puebla y Jalisco), no se encontraron evidencias de madrigueras, únicamente en el estado de Sinaloa, Birney y Jones (1972) mencionan que estas ratas utilizan los escombros que se acumulan debajo de la maleza cuando hay alguna inundación para hacer sus nidos, así como hoyos que se encuentran debajo de troncos y alrededor de las raíces de los árboles, por lo que al parecer *H. alleni* solo construye madrigueras en los sitios que habita en el estado de Colima.

La densidad de las madrigueras que encontramos en Pueblo Juárez en ambientes de selva baja fue de 50 madrigueras/ha y en su mayoría estaban construidas sobre el suelo y en una cantidad significativamente menor al pie de árboles o tocones y entre rocas. Las madrigueras que estaban construidas con ramas y otros materiales orgánicos medían en promedio 58 cm de altura (10-150 cm) y 143.85 cm de largo (10-700 cm) y 103.14 cm de ancho (6-500 cm) en la base. Las que encontramos en mayor cantidad medían entre 10 y 70 cm de altura y las menos abundantes eran las de mayor tamaño (71-150 cm; Cuadro 8). El número de entradas de las madrigueras fue variable (2-8) y no se encontró relación entre el número de entradas y el tamaño de la madriguera.

En otras especies que también construyen madrigueras con ramas y otros materiales orgánicos que encuentran en su hábitat, la densidad de madrigueras es variable; *N. fuscipes* (335-468 mm LT) que puede ser comparable en tamaño corporal con *H. alleni*, en ambientes de matorral xerófilo y bosques mixtos de coníferas en California, EUA, se han encontrado en densidades de 7.4, 37.1 hasta 57 madrigueras por hectárea, las cuales tenían una altura promedio de 118.1cm; se afirma que las madrigueras mayores a 101.6cm de altura requerían de un mantenimiento mayor y que cada madriguera podía ser utilizada por varias generaciones de ratas hasta por más de 13 años (ver Carraway y Verts, 1991). Otros ejemplos son madrigueras de *N. lepida* (276-407 mm LT; Verts y Carraway, 2002) en ambientes de comunidades de enebros (coníferas) y artemisas (plantas arbustivas) en Utah, EUA, se encontraron en densidades de 12.1 y 21 madrigueras/ha respectivamente, las cuales podían llegar a medir más de 121.92 cm de altura (Stones y Hayward, 1968) y madrigueras de *N. albigula* (328 mm LT) en regiones áridas en hábitats de enebros y piñones se encontraron en densidades de 12.6 y 5.7 madrigueras/ha en Arizona y Nuevo México, EUA, respectivamente, que midieron hasta 60 cm de altura y posiblemente utilizadas por varias generaciones (Macêdo y Mares, 1988). Finalmente madrigueras de *N. bryanti* (351-387 mm LT) en la Isla Cedros en Baja California en ambientes de comunidades de matorral, se encontraron en una densidad de 1.4 madrigueras/ha con tamaños de 50 a 120 cm de altura (Álvarez-Castañeda y Yensen, 1999) y madrigueras de *N. micropus* (LT) en el estado de Texas, EUA en hábitat de mesquites y cactus se encontraron

en una densidad de 74.1 madrigueras/ha y en un hábitat de nopales y pastos en una densidad de 30.6 madrigueras/ha (Braun y Mares, 1989).

En otros estudios se ha visto que las madrigueras de *Neotoma* generalmente están formadas por diferentes componentes, los cuales pueden ser: a) la cobertura, es el arreglo de ramas, varas, hojas y demás restos orgánicos que le dan estructura a la madriguera y que sirve de protección para el interior de la misma; b) cámaras; c) pasajes, que son por donde la rata transita por los distintos componentes de la madriguera y el exterior; d) entradas; y e) interior de la madriguera, que es un materia sólida que provee de suelo y techo a las cámaras y pasajes (Álvarez *et al.*, 1988; Stones y Hayward, 1968). Se ha observado que las cámaras pueden ser nidos, lugares para descanso y para almacenamiento de alimento, así como refugio para protegerse de los depredadores (Verts y Carraway, 2002; Carraway y Verts, 1991; Braun y Mares, 1989; Villegas-Guzmán y Pérez, 2005; Macêdo y Mares, 1988; Suchecki *et al.*, 2004) y de las temperaturas extremas del ambiente (Brown, 1968; Brown y Lee, 1969). Este tipo de madrigueras también sirven como refugio para otros vertebrados como lagartijas, ranas, conejos, ratones, entre otros, así como para numerosos artrópodos (Kingsley y Kurzius, 1978; Ryckman *et al.*, 1981; Vorhies y Taylor, 1940; Rainey, 1965). Debido a que las estructuras externas de las madrigueras de *H. alleni* tanto en forma, tamaño y materiales de construcción son muy semejantes a las que se han descrito para el género *Neotoma*, y al contar igualmente con varias entradas que a simple vista se veían que conducían a pasajes o túneles, es probable que la estructura interna de las mismas sea similar y tengan funciones similares para esta especie. Es necesario que en estudios posteriores se analice cada uno de los componentes interiores de las madrigueras de *H. alleni*.

En los sitios donde *H. alleni* construye sus madrigueras no observamos alguna preferencia en cuanto a la orientación cardinal de la ladera donde se encontraban, el número total de madrigueras por orientación fue muy similar, sin embargo, como se vio en los resultados, no fue posible contar las madrigueras de todas las laderas debido a la inaccesibilidad al terreno. Sin embargo sería interesante documentar si esta variable tiene algún efecto en la densidad de la madrigueras de esta especie. De las variables a nivel

microhábitat (profundidad de la hojarasca, profundidad del suelo, cobertura arbórea, rocosidad, pendiente y distancia de la madriguera a la cima del cerro) que medimos para determinar si existía alguna preferencia en el terreno donde la especie construye sus madrigueras, la profundidad de la hojarasca parece ser la única variable asociada, encontrándose las madrigueras en sitios con mayor profundidad de hojarasca. Ello puede deberse a que en estos sitios haya mayor disponibilidad de materiales y soporte para la construcción de las madrigueras. A nivel macrohábitat, de las variables que tomamos en cuenta (diversidad arbórea, riqueza, equitatividad, equitatividad máxima, densidad, abundancia), ninguna mostró asociación significativa con la construcción de las madrigueras. En los sitios muestreados con presencia de madrigueras, dos de los cuatro cuadrantes fueron significativamente diferentes en diversidad y abundancia de especies arbóreas de uno de los sitios y el último no mostró diferencias con estos tres.

De manera general, en los sitios de selva baja donde *H. alleni* construye sus madrigueras tienen poca profundidad de suelo (promedio 2.37 cm), poca profundidad de la hojarasca (promedio 3.51 cm), una cobertura arbórea promedio de 24.5% en temporada de secas, una rocosidad promedio de 16.54% y una pendiente promedio tomando en cuenta la dirección de los cuatro puntos cardinales de 19°, si únicamente tomamos la dirección hacia donde baja la ladera tenemos una pendiente promedio de 42.5° lo cual es bastante pronunciada. Estos sitios también tienen una superficie de suelo descubierto promedio de 38.54%, 8.08 árboles circundantes a la madriguera que corresponden a un promedio de 6.28 especies, con una altura promedio de los árboles de 6.6 m que está dentro del intervalo de la altura reportada para las selvas secas caducifolias en México (5 a 15 m; Rzendowski, 1978) y un diámetro a la altura del pecho de 55.96 cm, siendo que se reporta que generalmente esta medida no sobrepasa los 50 cm (Rzendowski, 1978), es un valor que no se aleja mucho de lo reportado y hay que considerar que cuando los árboles presentaban ramificaciones en el tronco por debajo de la altura del pecho, todas las ramificaciones se midieron y se sumaron, siendo que individualmente no sobrepasaban los 50 cm de DAP.

En estos sitios donde habita *H. alleni*, reportamos 60 especies arbóreas distintas (Anexo III, Cuadro 1), las cuales constituyen el 10.91% de las plantas arbóreas descritas para todo el estado de Colima y el 16.26% de las especies arbóreas de la selva baja caducifolia de este estado (Padilla-Velarde *et al.*, 2006). Aunque estadísticamente no encontramos dominancia de alguna especie arbórea sobre las otras, tan sólo nueve de éstas representan el 50% de la abundancia total de los árboles muestreados, característica típica de las selvas bajas caducifolias en la que la dominancia de los árboles se comparte entre pocas especies o incluso está representada por una sola (Rezendowski, 1978). La especie más abundante en estos sitios fue *Acacia macilenta* (Chacalcahue), perteneciente a la familia Leguminosae, que es una de las familias mejor representada a nivel de género y especie en el estado de Colima (Padilla-Velarde *et al.*, 2006), esta especie representó el 12.02% de la abundancia total de todos los árboles muestreados.

CONCLUSIONES GENERALES

La conservación de las especies raras debe ser una prioridad, especialmente en ambientes que están seriamente amenazados por las elevadas tasas de deforestación como las selvas secas de nuestro país. Esta tarea ha sido especialmente difícil ya que la mayoría de los estudios ecológicos se han realizado con especies comunes (Kunin y Gaston, 1993), ya que las especies raras por sus características (distribución restringida, bajas densidades poblacionales y alta especialización) y dado que algunas son variables temporalmente, han hecho que sean más difíciles de muestrear y de modelar sus asociaciones de hábitat (Guisan *et al.*, 2006). En el caso de *X. nelsoni*, al ser una especie arborícola, el estudio de su distribución y requerimientos de hábitat son aun más escasos ya que por sus hábitos son más complicadas de encontrar en campo (León-Paniagua *et al.*, 2007). En este trabajo, los modelos de distribución de las especies nos permitieron ampliar el conocimiento de la distribución de *X. nelsoni* en cuanto a las características de su hábitat, con lo cual pudimos identificar parches de vegetación prioritarios para la conservación de esta especie. En el caso de *H. alleni*, aunque la mayoría de los estudios en ambientes tropicales han sido de fauna terrestre (Lowman y Moffett, 1993), desde su descubrimiento no se han hecho estudios ecológicos enfocados a este roedor, por lo que no se tiene conocimiento de sus hábitos ni de su estado de conservación. En este estudio pudimos recopilar información del hábitat donde se encuentra en las selvas del estado de Colima, y comparando con lo que se ha publicado, estas ratas utilizan diferentes refugios en los diferentes estados del país donde se distribuye, construyendo madrigueras externas de gran tamaño únicamente en Colima. Toda la información generada de ambas especies, tanto de la distribución, como características de su hábitat, nos permitirán generar estrategias de conservación enfocadas a cada una de ellas.

REFERENCIAS

- Allen, J.A. 1897. Further notes on mammals collected in Mexico by Dr. Audley C. Buller, with descriptions of new species. *Bulletin American Museum of Natural History*, 9: 47-58.
- Álvarez, T., J.C. López-Vidal y O.J. Polaco. 1988. Estudio de las madrigueras de la rata magueyera, *Neotoma mexicana* (Rodentia), en la reserva de la biosfera La Michilía, Durango, México. *Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, México*, 32: 131-154.
- Álvarez-Castañeda, S.T. y E. Yensen. 1999. *Neotoma bryanti*. *Mammalian species*, 619: 1-3.
- Anderson, R.P. y E. Martínez-Meyer. 2004. Modeling species' geographic distributions for preliminary conservation assessments: an implementation with the spiny pocket mice (*Heteromys*) of Ecuador. *Biological Conservation*, 116: 167-179.
- Arita, H.T., J.G. Robinson y K.H. Redford. 1990. Rarity in neotropical forest mammals and its ecological correlates. *Conservation Biology*, 4: 181-192.
- Asdell, S.A. 1964. *Patterns of Mammalian Reproduction*. Cornell University Press. Ithaca, N.Y. 437 pp.
- Balvanera, P., A. Islas, E. Aguirre y S. Quijas. 2000. Las Selvas Secas. *Ciencias*, 57: 18-24.
- Birney, E.C. y J.K. Jones Jr. 1972. Woodrats (genus *Neotoma*) of Sinaloa, Mexico. *Transactions of the Kansas Academy of Science*, 74: 197-211.
- Block, W.M. y L.A. Brennan. 1993. The habitat concept in ornithology: Theory and applications. *Current Ornithology*, 11: 35-91.
- Bradley, R.D., C.W. Edwards, D.S. Carroll y C.W. Kilpatrick. 2004. Phylogenetic relationships of Neotominae-Peromyscine rodents: base don DNA sequences from the mitochondrial cytochrome-*b* gene. *Journal of Mammalogy*, 85(3): 389-395.
- Braun, J.K. y M.A. Mares. 1989. *Neotoma micropus*. *Mammalian species*, 330: 1-9.
- Braunisch, V., K. Bollmann, F.G., R.F. Graf y A.H. Hirzel. 2008. Living on the edge – Modelling habitat suitability for species at the edge of their fundamental niche. *Ecological Modelling*, 214: 153-167.
- Brown, J.H. 1968. Adaptation to environmental temperature in two species of woodrats, *Neotoma cinerea* and *N. albigula*. *Miscellaneous Publications of the Museum of Zoology, University of Michigan*, 135: 1-48.

- Brown, J.H. y A.K. Lee. 1969. Bergmann's rule and climatic adaptation in woodrats (*Neotoma*). *Evolution*, 23: 329-338.
- Bullock, S.H. y J. Solis-Magallanes. 1990. Phenology of Canopy trees of a tropical deciduous forest in México. *Biotropica*, 22: 22-35.
- Carraway, L.N. y B.J. Verts. 1991. *Neotoma fuscipes*. *Mammalian Species*, 386: 1-10.
- Carleton, M.D. 1980. Phylogenetic relationships in neotomine-promyscine rodents (Muroidea) and a reappraisal of the dichotomy within New World Cricetinae. *Miscellaneous Publications of the Museum of Zoology, University of Michigan*, 157: 1-146.
- Castellanos, A. E., H.A. Mooney, S.H. Bullock, C. Jones, y R. Robichaux. 1989. Leaf, stem, and metamer characteristics of vines in a tropical deciduous forest in Jalisco, México. *Biotropica*, 21: 41-49.
- Ceballos, G. 1989. *Population and community ecology of small mammals in tropical deciduous forests in Western Mexico*. Tesis de Doctorado Universidad de Arizona, Tucson, Arizona.
- Ceballos, G. 1990. Comparative Natural History of Small Mammals from Tropical Forest in Western Mexico. *Journal of Mammalogy*, 71: 263-266.
- Ceballos, G. 1995. Vertebrate diversity, ecology, and conservation in neotropical dry forests. Pp. 195-220, en: *Tropical Deciduous Forest* (S. Bullock, E. Medina y H. Money. eds.) Cambridge University Press, Cambridge.
- Ceballos, G. y A. García. 1995. Conserving Neotropical Biodiversity: The Role of Dry Forests in Western Mexico. *Conservation Biology*, 9: 1349-1356.
- Ceballos, G. y A. Miranda. 1986. *Los Mamíferos de Chamela, Jalisco*. Instituto de Ecología, UNAM. 436 pp.
- Ceballos, G. y C. Galindo. 1984. *Mamíferos Silvestres de la Cuenca de México*. Limusa, México.
- Ceballos, G. y D. Navarro. 1991. Diversity and Conservation of Mexican mammals. Pp. 167-198, en: *Latin American Mammalogy, History, Biodiversity, and Conservation* (M.A. Mares y D.J. Schmidly, eds.). University of Oklahoma Press, Norman Oklahoma.
- Ceballos, G. y G. Oliva (coord.). 2005. *Los Mamíferos Silvestres de México*. CONABIO, Fondo de Cultura Económica.
- Ceballos, G. y J.H. Brown. 1995. Global patterns of mammalian diversity, endemism, and endangerment. *Conservation Biology*, 9: 559-568.

- Ceballos, G., P. Rodríguez y R.A. Medellín. 1998. Assessing conservation priorities in megadiverse Mexico: Mammalian diversity, endemism and endangerment. *Ecological Applications*, 8: 8-17.
- Ceballos, G., L. Martínez, A. García, E. Espinoza, J. Bezaury Creel y R. Dirzo (eds.). 2010. *Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del Pacífico de México*. CONABIO, Fondo de Cultura Económica, México. 594 pp.
- Chambers, C.L. 2002. Forest management and the dead wood resource in ponderosa pine forests: effects on small mammals. Pp. 679-693, en: *Proceedings of Proceedings of the Symposium on the Ecology and Management of Dead Wood in Western Forests*. General Technical Report PSW-GTR-181: 679-693.
- Chávez, C. 1982. *Diversidad y comportamiento poblacional de una comunidad de roedores de la Sierra del Ajusco, México*. Tesis de Doctorado, Facultad de Ciencias, UNAM, México.
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). 1997. Provincias Biogeográficas de México, México, D.F. (URL: <http://www.conanp.gob.mx/sig/imgmapoteca/mapoteca.htm>).
- Coppeto, S.A., D.A. Kelt, D.H. Van Vuren, J.A. Wilson, y S. Bigelow. 2006. Habitat associations of small mammals at two spatial scales in the northern Sierra Nevada. *Journal of Mammalogy*, 87: 402-413.
- Cuevas, A. 2003. *Cambio en la cobertura y del uso de suelo en el estado de Colima (1976-2001)*. Tesis de Licenciatura, facultad de Biología. Universidad Michoacana de San Nicolás Hidalgo. Morelia. 205 pp.
- Davidson, A.D., D.C. Lightfoot y J.L. McIntyre. 2008. Engineering rodents create key habitat for lizards. *Journal of Arid Environments*, 72: 2142-2149.
- Davis, W.B. y R.J. Russell. 1954. Mammals of the Mexican state of Morelos. *Journal of Mammalogy*, 35: 63-80.
- De Siqueira, M.F., G. Durigan, P. De Marco Jr. y A.T. Peterson. 2009. Something from nothing: using landscape similarity and ecological niche modeling to find rare plant species. *Journal of Nature Conservation*, 17: 25-32.
- Diamond, J.M. 1984. Normal extinctions of isolated populations. Pp. 191-246, en: *Extinctions* (M.H. Nitecki, ed.). Chicago University Press.
- Dickman, C.R. 1987. Habitat fragmentation and vertebrate species richness in an urban environment. *Journal of Applied Ecology*, 24: 337-351.

- Dickman, C.R. y C.P. Doncaster. 1987. The ecology of small mammals in urban habitats. I. Populations in a patchy environment. *Journal of Animal Ecology*, 56: 629-640.
- Dickman, C.R. y C.P. Doncaster. 1989. The ecology of small mammals in urban habitats. II. Demography and dispersal. *Journal of Animal Ecology*, 58: 119-127.
- Domínguez, Y. 2006. *Estructura de Comunidades y uso de hábitat de pequeños mamíferos de una selva baja del oeste de México*. Tesis de Maestría, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Duellman, W.E. 1965. A biogeographic account of the herpetofauna of Michoacán, México. *University of Kansas Publications, Museum of Natural History*, 15: 627-709.
- Elith, J., C.H. Graham, *et al.* 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, 29: 129-151.
- Engler, R., G. Guisan y L. Rechsteiner. 2004. An improved approach for predicting the distribution of rare and endangered species from occurrence and pseudo-absence data. *Journal of Applied Ecology*, 41: 263-274
- Ernest, S.K.M., J. H. Brown, y R.R. Parmenter. 2000. Rodents, plants, and precipitation: spatial and temporal dynamics of consumers and resources. *Oikos*, 88: 470-482.
- Figueroa, F. y V. Sánchez-Cordero. 2008. Effectiveness of Natural Protected Areas to prevent land use and land cover change in Mexico. *Biodiversity and Conservation*, 17: 3223-3240.
- Finley, R.B. Jr. 1958. The woodrats of Colorado: distribution and ecology. University of Kansas, *Publications of the Museum of Natural History*, 10: 213-552.
- Frankel, O.H. y M.E. Soulé. 1981. *Conservation and Evolution*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Frankham, R., J.D. Ballou y D.A. Briscoe. 2005. *Introduction to Conservation Genetics*. Cambridge University Press, USA.
- Futuyma, D. J. y G. Moreno. 1998. The evolution of specialization. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 19: 207-233.
- García, A. 2006. Using ecological niche modeling to identify diversity hotspots for the herpetofauna of Pacific lowlands and adjacent interior valleys of Mexico. *Biological Conservation*, 130: 25-46.
- García-Aguayo, A. y Ceballos, G. 1994. *Field guide to the reptiles and amphibians of the Jalisco coast, Mexico*. Fundación Ecológica de Cuixmala-Instituto de Biología (UNAM), México.

- García-Ruíz, G.F. 2000. *Mamíferos Silvestres de la Región Noroccidental del estado de Colima, México*. Tesis de Licenciatura. Escuela Nacional de Estudios Profesionales Iztacala.
- Garshelis D.L. 2000. Delusions in habitat evaluation: measuring use, selection and importance. Pp. 111–164, en: *Research Techniques in Animal Ecology* (L. Boitani y T.K. Fuller, eds.). Columbia University Press, Nueva York.
- Gaston, K.J. 1994. *Rarity*. Chapman and Hall, New York.
- Genoways, H.H. y E.C. Birney. 1974. *Neotoma alleni*. *Mammalian Species*, 41: 1-4.
- Genoways, H.H. y J.K. Jones. 1973. Notes on some mammals from Jalisco, Mexico. *Occasional papers of the Museum of Texas Technological University*, 9: 1-22.
- Gentile, R. y R. Cerqueira, R. 1995. Movement patterns of five species of small mammals in a Brazilian restinga. *Journal of Tropical Ecology*, 11: 671–677.
- Goodman, D. 1987. The demography of chance extinction. Pp. 11-43, en: *Viable populations for conservation* (M.E. Soule, ed.). Cambridge University Press, Nueva York.
- Groombridge, B. 1992. *Global biodiversity: status of the Earth's living resources*. World Conservation Monitoring Centre. Chapman & Hall. Nueva York. 585 pp.
- Guisan, A. y N.E. Zimmermann. 2000. Predictive habitat distribution modes in ecology. *Ecological Modelling*, 135:147–186.
- Guisan, A. y W. Thuiller. 2005. Predicting species distributions: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, 8: 993-1009.
- Guisan, A., O. Broennimann, R. Engler, M. Vust, N.G. Yoccoz, A. Lehmann y N.E. Zimmermann. 2006. Using Niche-Based Models to Improve the Sampling of Rare Species. *Conservation Biology*, 20(2): 501-511.
- Hall, E.R. 1981. *The Mammals of North America*. The Ronald Press Co. Nueva York.
- Hall, L.S., P.R. Krausman y M.L. Morrison. 1997. The habitat concept and a plea for standard terminology. *Wildlife Society Bulletin*, 25: 173-182.
- Hanski, I. 1987. Pine sawfly population dynamics: patterns, processes, problems. *Oikos*, 50: 327-335.
- Harris, L.D. y G. Silva-López. 1992. Forest fragmentation and the conservation of biological diversity. En: *Conservation Biology: The Theory and Practice of Nature Conservation Preservation and Management* (Fiedler, P.L. y S.K. Jain, eds.). Chapman & Hall, Nueva York.

- Helm, J.D. III, C. Sánchez-Hernández y R.H. Baker. 1974. Observaciones sobre los ratones de las marismas *Peromyscus perfulvus* Osgood (Rodentia, Cricetidae). *Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, México, Serie Zoológica*, 45: 141-146.
- Henle, K., K.F. Davies, M. Keyler, C. Margules y J. Settele. 2004. Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodiversity and Conservation*, 13: 207-251.
- Holbrook, S.J. 1979. Habitat Utilization, Competitive Interactions, and Coexistence of three Species of Cricetine Rodents in East-Central Arizona. *Ecology*, 60: 758–769.
- Hutchinson, G.E. 1957. Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology*, 22: 415-427.
- Hutto, R.L. 1985. Habitat selection by nonbreeding migratory land birds. Pp. 455-476, en: *Habitat Selection in Birds* (M.L. Cody, ed.). Academic Press, Orlando, Florida.
- Iloldi-Rangel, P., T. Fuller, M. Linaje, C. Pappas, V. Sánchez-Cordero y S. Sarkar. 2008. Solving the maximum representation problem to prioritize areas for the conservation of terrestrial mammals at risk in Oaxaca. *Diversity and Distributions*.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). 2004. Sistema para la consulta del cuaderno estadístico Municipal de Coquimatlán, Colima, Edición 2004. <http://www.inegi.org.mx/est/contenidos/espanol/sistemas/cem04/estatal/col/m004/index.htm>
- Janzen, D.H. 1976. The microclimate differences between a deciduous forest and an adjacent riparian forest in Guanacaste province. *Brenesia*, 8: 29-33.
- Janzen, D.H y D.E. Wilson. 1983. Mammals. Pp. 426-442, en: *Costa Rican Natural History* (D.H. Janzen, ed.). University of Chicago Press.
- Jaynes, E.T., 1957. Information theory and statistical mechanics. *Physical Review*, 106: 620–630.
- Johnson, D.H. 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology*, 61: 65-71.
- Kingsley, K. y M. Kurzius. 1978. The hospitable rat and the free-loaders. Desert creatures move in on the packrat to share food, keep cool. *Defenders*, 53: 196-201.
- Kerley, G.I.H., W.G. Whitford y F.R. Kay. 2004. Effects of pocket gophers on desert soils and vegetation. *Journal of Arid Environment*, 58: 155-166.
- Kunin, W.E. y K.J. Gaston. 1993. The biology of rarity: patterns, causes and consequences. *Tree*, 8: 298-301.

- Lande, R. 1988. Genetics and demography in biological conservation. *Science*, 241: 1455-1460.
- Leakey, R, y Lewin, R. 1995. *The Sixth Extinction: Patterns of Life and the Future of Humankind*. Anchor Books Doubleday, New York.
- León-Paniagua, L., A. Navarro-Sigüenza, B.E. Hernández-Baños y J.C. Morales. 2007. Diversification of the arboreal mice of the genus *Habromys* (Rodentia: Cricetidae: Neotominae) in the Mesoamerican highlands. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 42(3): 653-664.
- Linsdale, J.M. y L. P. Tevis Jr. 1951. *The dusky-footed woodrat*. University of California Press. Berkely y Los Angeles. 664 pp.
- Lomba A, L. Pellissier, C.F. Randin, J. Vicente, F. Moreira, J. Honrado y A. Guisan. 2010. Overcoming the rare species modelling paradox: A novel hierarchical framework applied to an Iberian endemic plant. *Biological Conservation*, 143: 2647-2657.
- Lowman, M.D. y M.W. Moffett. 1993. The ecology of tropical rain forests canopies. *Trees*, 8: 104-107.
- MacArthur, R. H. 1972. *Geographical Ecology: Patterns in the distribution of species*. Harper & Row. Nueva York. 269 pp.
- Macêdo, H. y M.A. Mares. 1988. *Neotoma albigula*. *Mammalian species*, 310: 1-7.
- Man and Biosphere Programme-UNESCO (MAB). 1984. Action plan for biosphere reserves. First International Biosphere Reserves Congress. Minsk, Belarus. Food and Agriculture Organization (FAO). World Conservation Union (IUCN). UNESCO-UNEP, 1983.
- Mares, M.A. 1992. Neotropical mammals and the myth of Amazonian diversity: *Science*, 255: 976-979.
- Margules, C.R., I.D. Cresswell y A.O. Nichols. 1994. A scientific basis for establishing networks of protected areas. Pp. 327-350, en: *Systematics and Conservation Evaluation* (Forey, P.L., C.J. Humphries y R.I. Vane-Wright, eds.). Clarendon Press, Oxford.
- Masera, O. M.J. Ordóñez y R. Dirzo. 1997. Carbon emissions from Mexican forests: current situation and long-term scenarios. *Climatic change*, 35: 265-295.
- McArthur, R. y E.O. Wilson. 1967. *The theory of Island Biogeography*. Princeton University Press.
- M'Closkey, R.T. 1972. Temporal changes in populations and species diversity in a California rodents Community. *Journal of Mammalogy*, 53(4): 657-676.

- Merriam, C.H. 1892a. Description of a New Genus and Species of Murinae rodent (*Xenomys nelsoni*) from the State of Colima, Western Mexico. *Proceedings of the Biological Society of Washington*, 7: 159-174.
- Merriam, C.H. 1892b. Description of nine new mammals collected by E. W. Nelson in the states of Colima and Jalisco, Mexico. *Proceedings of the Biological Society of Washington*, 7: 164-174.
- Merriam, C.H. 1894. A new subfamily of murinae rodents – the Neotominae- with description of a new genus and species and a synopsis of the known forms. *Proceedings of the Academy of the Natural Society of Philadelphia*, 46: 225-252.
- Meserve, P.L. 1977. Habitat and resource utilization by rodents in California coastal sage scrub community. *Journal of Animal Ecology*, 45: 647-666.
- Miranda, F y X. Hernández. 1963. Los Tipos de Vegetación de México y su clasificación. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 28: 28-79.
- Morris, D.W. 1987. Ecological Scale and Habitat Use. *Ecology*, 68: 362–369.
- Musser, G. y M. Carleton, 1993. Family Muridae. Pp. 501-753, en *Mammal Species of the World* (D.E. Wilson y D.M. Reeder, eds.). Washington DC, Smithsonian Institution Press.
- Navarro, A.G., A.T. Peterson, Y.J. Nakazawa y I. Liebig-Fossas. 2003. Colecciones biológicas, modelaje de nichos ecológicos y los estudios de la biodiversidad. Pp. 115-122, en: *Una perspectiva latinoamericana de la biogeografía* (J.J. Morrone y J. Llorente, eds.). UNAM-CONABIO. México.
- Olivier, F. y S.J. Wotherspoon. 2006. Distribution and abundance of Wilson's storm petrels *Oceanites oceanicus* at two locations in East Antarctica: testing habitat selection models. *Polar Biology*, 29: 878–892.
- Olson, D. y E. Dinerstein. 1998. The Global 200: A representation approach to conserving the Earth's Most Biologically Valuable Ecoregions. *Conservation Biology*, 12(3): 502-515.
- Ortega-Huerta, M.A. y T. Peterson. 2004. Modelling spatial patterns of biodiversity for conservation prioritization in North.eastern Mexico. *Diversity and Distributions*, 10: 39-54.
- Owen, J.G. 1990. Patterns of mammalian species richness in relation to temperature, productivity and variance in elevation. *Journal of Mammalogy*, 71(1): 1-13.

- Padilla-Velarde, E., R. Cuevas-Guzmán, G. Ibarra-Manríquez y S. Moreno-Gómez. 2006. Riqueza y biogeografía de la flora arbórea del estado de Colima, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 77: 271-295.
- Pank, L.F. 1974. *A bibliography of seed-eating mammals and birds that affect forest regeneration*. USDI Fish and Wildlife Service, Special Scientific Report-Wildlife, 74.
- Pearson R.G., C.J. Raxworthy, M. Nakamura y A.T. Peterson. 2007. Predicting species' distributions from small numbers of occurrence records: A test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography*, 34:102-117.
- Phillips, S.J., R.P. Anderson y R.E. Schapire. 2006. Maximum entropy modeling of Species Geographic Distributions. *Ecological Modelling*, 190: 231-259.
- Pimm, S.L., H.L. Jones y J. Diamond. 1988. On the risk of extinction. *American Naturalist*, 132: 757-785.
- Powell, M., A. Accad, A. Shapcott. 2005. Geographic information system (GIS) predictions of past, present habitat distribution and areas for reintroduction of the endangered subtropical rainforest shrub *Triunia robusta* (Proteaceae) from south-east Queensland Australia. *Biological Conservation*, 123: 165–175.
- Prevedello, J.A., G. Forero-Medina y M.V. Vieira. 2010. Movement behaviour within and beyond perceptual ranges in three small mammals: effects of matrix type and body mass. *Journal of Animal Ecology*, 79: 1315–1323.
- Pressey, R.L., C.J. Humphries, C.R. Margules, R.Y. Vane-Wright y P.H. Williams. 1993. Beyond opportunism: key principles for systematic reserve selection. *Trends in Ecology and Evolution*, 8: 124-128.
- Rabinowitz, D. 1981. Seven forms of rarity. Pp. 205-217, en: *The Biological aspects of rare plant conservation* (H. Synge, ed.). Wiley.
- Rabinowitz, D., S. Cairns y T. Dillon. 1986. Seven forms of rarity and their frequency in the flora of the British Isles. En: *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity* (M.E. Soule, ed.). Sinauer, Sunderland, Massachusetts.
- Rainey, D.G. 1956. Eastern wood rat, *Neotoma floridana*: life history and ecology. University of Kansas, *Publications of the Museum of Natural History*, 8: 535-646.
- Rainey, D.G. 1965. Observations on the distribution and ecology of the white-throated woodrat in California. *Bulletin of the State of California Academy of Sciences*, 64: 27-42.
- Ramos Rendón, A.K. 2006. *Morfología de roedores endémicos de México: Xenomys nelsoni y Osgoodomys banderanus*. Tesis de Licenciatura, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla.

- Redford, K.H., A. Taber y J.A. Simonetti. 1990. There is more to biodiversity than the tropical rain forests. *Conservation Biology*, 4: 328-330.
- Reichman, O.J. y E.W. Seabloom. 2002. The role of pocket gophers as subterranean ecosystem engineers. *Trends in Ecology and Evolution*, 17: 44-49.
- Richter-Dyn, N. y N.S. Goel. 1972. On the extinction of a colonizing species. *Theoretical Population Biology*, 3: 406- 433.
- Rodrigues, L.A. y J.K. Gaston. 2001. How large do reserve networks need to be? *Ecology Letters*, 4: 602-609.
- Ryckman, R.E., E.F. Archbold y D.G. Bentley. 1981. The *Neotoma* group in North and Central America: a checklist, literature review, and comprehensive bibliography (Rodentia: Cricetidae: Cricetinae). *Bulletin of the Society Vector of Ecology*, 6: 1-69.
- Rzendowski, J. 1978. Vegetación de México. Editorial Limusa, México.
- Rzendowski, J. 1991. Diversidad y orígenes de la flora fanerógama de México. *Acta Botánica Mexicana*, 14: 3-21.
- Sánchez-Hernández, C., M. Romero-Almaraz, R.D. Owen, A. Núñez-Garduño y R. López-Wilchis. 1999. Noteworthy records of mammals from Michoacán, México. *The Southwestern Naturalist*, 44(2): 231-234.
- Schaldach, W.J. 1960. *Xenomys nelsoni* Merriam, sus relaciones y hábitos. *Revista de la Sociedad Mexicana de Historia Natural*, 21: 425-434.
- Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca (SEMARNAP)-Subsecretaría de Recursos Naturales, Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI)-Dirección General de Geografía (eds.) y Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM)-Instituto de Geografía (comp.). 2000. Inventario Forestal Nacional 2000-2001. Escala 1:250 000. Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca (SEMARNAP), Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI), Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), Distrito Federal, México.
- Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). 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 de riesgo. Diario Oficial de la Federación, 26 de noviembre de 2010.
- Smith, C.F. y S.E. Aldous. 1947. The influence of mammals and birds retarding artificial and natural regeneration of coniferous forests of the United States. *Journal of Forestry*, 45: 361-369.

- Soulé, M.E y B.A. Wilcox. 1980. *Conservation Biology: An Evolutionary-Ecological Perspective*. Sinauer Associates. Sunderland, Massachusetts.
- Stapp, P. 1997. Habitat selection by an insectivorous rodent: patterns and mechanisms across multiple scales. *Journal of Mammalogy*, 78: 1128-1143.
- Steven J.P., R.P. Anderson y R.E. Schapire. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190: 231-259.
- Stockwell, D. y D. Peters. 1999. The GARP modeling system: problems and solutions to automated spatial prediction. *International Journal of Geographic Information Science*, 13: 143-158.
- Stockwell, D. y R. Noble. 1992. Induction of sets of rules from animal distribution data: a robust and informative method of data analyst. *Mathematics and Computers in Simulation*, 33: 385-390.
- Stockwell, D., J.H. Beach, A. Stewary, G. Vorontsov, D. Vieglais y R.S. Pereira. 2006. The use of the GARP genetic algorithm and Internet grid computing in the Lifemapper world atlas of species biodiversity. *Ecological Modelling*, 195: 139-145.
- Stones, R.C. y L. Hayward. 1968. Natural History of the desert woodrat, *Neotoma lepida*. *The American Midland Naturalist*, 80(2): 458-476.
- Suchecki, J.R., D.C. Ruthven, C.F. Fulhorts y R.D. Bradley. 2004. Natural history of the southern plains woodrat *Neotoma micropus* from southern Texas. *The Texas Journal of Science*, 56: 131-140.
- Terborgh, J. 1974. Preservation of natural diversity: the problem of extinction prone species, *Bioscience*, 24: 715-722.
- Terborgh, J. y B. Winter. 1980. Some causes of extinction. Pp. 199-133, en: *Conservation Biology: an evolutionary-ecological perspective* (M.S. Soulé y B.A. Wilcox, eds.). Siquier Associates. Sunderland Massachusetts.
- Tieleman, B.I., J.B. Williams, M.E. Buschur y C.R. Brown. 2003. Phenotypic variation of larks along an aridity gradient: are desert birds more flexible? *Ecology*, 84: 1800-1815.
- Trejo, I. y R. Dirzo. 2000. Deforestation of seasonally dry tropical forest: a national and local analysis in Mexico. *Biological Conservation*, 94: 133-142.
- Uribe-Peña, Z., Gavino de la Torre, G. Y Sánchez-Hernández, C. 1981. Vertebrados del Rancho "El Reparito", Municipio de Arteaga, Michoacán, México. *Anales del Instituto de Biología de la Univerisdad Nacional Autónoma de México, Serie Zoología*, 1: 615-646

- Ursic, S.J. y R.J. Esher. 1988. Influence of small mammals on stormflow responses of pine-covered catchments. *Journal of the American Water Resources Association*, 24(1): 133-139.
- Václavík, T. y R.K. Meentemeyer. 2009. Invasive species distribution modeling (ISDM): Are absence data and dispersal constraints needed to predict actual distributions? *Ecological Modelling*, 220: 3248-3258.
- Verts, B.J. y L.N. Carraway. 2002. *Neotoma lepida*. *Mammalian Species*, 699: 1-12.
- Villegas-Guzmán, G.A. y T.M. Pérez. 2005. Pseudoscorpiones (Arachnida: Pseudoscorpionida) asociados a nidos de ratas del género *Neotoma* (Mammalia: Rodentia) del Altiplano Mexicano. *Acta Zoológica Mexicana*, 21(2): 63-77.
- Virolainen, K.M., T. Virola, J. Suponen, M. Kuitunen, A. Lammi y P. Siikamäki. 1999. Selecting networks of nature reserves: methods do affect the long-term outcome. *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences*, 266: 1141-1146.
- Vorhies, C.T. y W.P. Taylor. 1940. Life history and ecology of the white-throated wood rat, *Neotoma albigula albigula* Hartley, in relation to grazing in Arizona. *University of Arizona Agricultural Technical Bulletin*, 86: 453-529.
- Wells, K., M. Pfeiffer, M.B. Lakim y K.E. Linsenmair. 2004. Use of arboreal and terrestrial space by a small mammal community in a tropical rain forest in Borneo, Malaysia. *Journal of Biogeography*, 31:641-652.
- Wilcox, B.A. y D.D. Murphy. 1985. Conservation strategy: The effects of fragmentation on extinction. *American Naturalist*, 125: 879-667.
- Wu, X.B. y F.E. Smeins. 2000. Multiple-scale habitat modelling approach for rare plant conservation. *Landscape and Urban Planning*, 51: 11-28.

Cuadro 2. Registros de presencia y ausencia para *Xenomys nelsoni*.

PRESENCIA					
AÑO	ESTADO	MUNICIPIO/LOCALIDAD	LONGITUD	LATITUD	PUBLICACIÓN/COLECTOR
1970	Jalisco	La Huerta (Chamela)	-105.002	19.533	López-F, W. (IBUNAM)
1982	Jalisco	La Huerta (Chamela)	-105.035	19.488	Chesser, R.K. (TTU)
2004	Jalisco	La Huerta (Chamela)	-105.038	19.49	Ramos-Rendón, 2006 (IBUNAM)
2004	Jalisco	La Huerta (Chamela)	-105.038	19.49	Ramos-Rendón, 2006 (IBUNAM)
2004	Jalisco	La Huerta (Chamela)	-104.927	19.521	Ramos-Rendón, 2006 (IBUNAM)
2005	Jalisco	La Huerta (Chamela)	-105.042	19.488	Ramos-Rendón, 2006 (IBUNAM)
2005	Jalisco	La Huerta (Chamela)	-105.042	19.516	Ramos-Rendón, 2006 (IBUNAM)
2005	Jalisco	La Huerta (Chamela)	-105.038	19.49	Ramos-Rendón, 2006 (IBUNAM)
2005	Jalisco	La Huerta (Chamela)	-105.038	19.489	Ramos-Rendón, 2006 (IBUNAM)
2005	Jalisco	La Huerta (Chamela)	-105.038	19.489	Ramos-Rendón, 2006 (IBUNAM)
-	Jalisco	La Huerta (Chamela)	-105.019	19.527	Baker, R.J. (TTU)
1989-2005	Jalisco	La Huerta (Chamela)	-105.073	19.521	Proyecto Chamela
1960	Colima	Coquimatlán (Pueblo Juárez)	-103.899	19.135	Gardner, A.L. (LACM)
1961	Colima	Villa de Álvarez	-103.931	19.167	Villa-R, B (IBUNAM)
1964	Colima	Manzanillo (Tepeixtles)	-104.287	19.089	González, B.C. (LSUMZ)
1969	Colima	Villa de Álvarez (Mixcuate)	-103.934	19.315	González, C.B. (LACM)
1999	Colima	Manzanillo (Don Tomás)	-104.391	19.229	García-Ruiz, 2000
AUSENCIA					
AÑO	ESTADO	MUNICIPIO/LOCALIDAD	LONGITUD	LATITUD	PUBLICACIÓN/COLECTOR
1998-1999	Colima	Tecomán (4.5 km N 5 km E Tecolapa)	-103.783	19.055	Alcantara-Quintana, 2001
1998-1999	Colima	Tecomán (2 km N 4.5 km E Tecolapa)	-103.786	19.036	Alcantara-Quintana, 2001
1998-1999	Colima	Tecomán (4 km E Tecolapa)	-103.786	19.026	Alcantara-Quintana, 2001
1998-1999	Colima	Tecomán (4 km NO Tamala)	-103.773	19.019	Alcantara-Quintana, 2001
1998-1999	Colima	Tecomán	-103.867	18.975	Alcantara-Quintana, 2001
1998-1999	Colima	1.6 km N laguna Alcuzahue	-103.782	18.927	Alcantara-Quintana, 2001
1998-1999	Colima	1.6 km NE laguna Alcuzahue	-103.774	18.917	Alcantara-Quintana, 2001
1998-1999	Colima	laguna Alcuzahue	-103.79	18.901	Alcantara-Quintana, 2001
1999	Colima	4.5 km N Los Parajes	-104.408	19.262	García-Ruiz, 2000
1999	Colima	4 km NO Los Parajes	-104.428	19.261	García-Ruiz, 2000
1999	Colima	5 km NO Los Parajes	-104.425	19.26	García-Ruiz, 2000
1999	Colima	0.8 km NO Los Parajes	-104.419	19.239	García-Ruiz, 2000
1999	Colima	0.5 km E Los Parajes	-104.409	19.234	García-Ruiz, 2000
1999	Colima	1 km NO Don Tomás	-104.399	19.233	García-Ruiz, 2000
1999	Colima	2.2 km E Don Tomás	-104.373	19.224	García-Ruiz, 2000
1999	Colima	2 km SO Don Tomás, La Tigrera	-104.41	19.224	García-Ruiz, 2000
1999	Colima	La Huiscolotila	-104.376	19.221	García-Ruiz, 2000
1999	Colima	4 km E Don Tomás	-104.368	19.214	García-Ruiz, 2000
1999	Colima	2 km S Río Marabasco	-104.531	19.213	García-Ruiz, 2000
1999	Colima	1.6 km SE La Huiscolotila	-104.366	19.212	García-Ruiz, 2000
1999	Colima	2.4 km SE La Huiscolotila	-104.361	19.208	García-Ruiz, 2000
1999	Colima	2 km NO Los Parajes	-104.368	19.201	García-Ruiz, 2000
1999	Colima	3.2 km SE La Huiscolotila	-104.356	19.201	García-Ruiz, 2000
1999	Colima	Chandiablo	-104.343	19.195	García-Ruiz, 2000
1999	Colima	2.5 km SO Chandiablo	-104.358	19.179	García-Ruiz, 2000
1999	Colima	2.5 km S Chandiablo	-104.343	19.173	García-Ruiz, 2000
1994-1995	Michoacán	La Guagua	-103.012	18.179	Sánchez-Hernández, 1999
1994-1995	Michoacán	4km N Ojo de Agua	-103.669	18.664	Sánchez-Hernández, 1999
1994-1995	Michoacán	Aquila (Rincón de Argumen)	-103.394	18.296	Sánchez-Hernández, 1999
1994-1995	Michoacán	La Mira (0.8 km E La Mira)	-102.319	18.038	Sánchez-Hernández, 1999
1994-1995	Michoacán	Río Cachán	-103.251	18.246	Sánchez-Hernández, 1999

IBUNAM: Instituto de Biología Universidad Nacional Autónoma de México
LACM: Los Angeles County Museum of Natural History
LSUMZ: Museum of Natural Science-Louisiana State University Mammal Collection
TTU: Museum of Texas Tech University
UMMZ: University of Michigan Museum of Zoology
USNM: U.S. National Museum of Natural History

ANEXO II

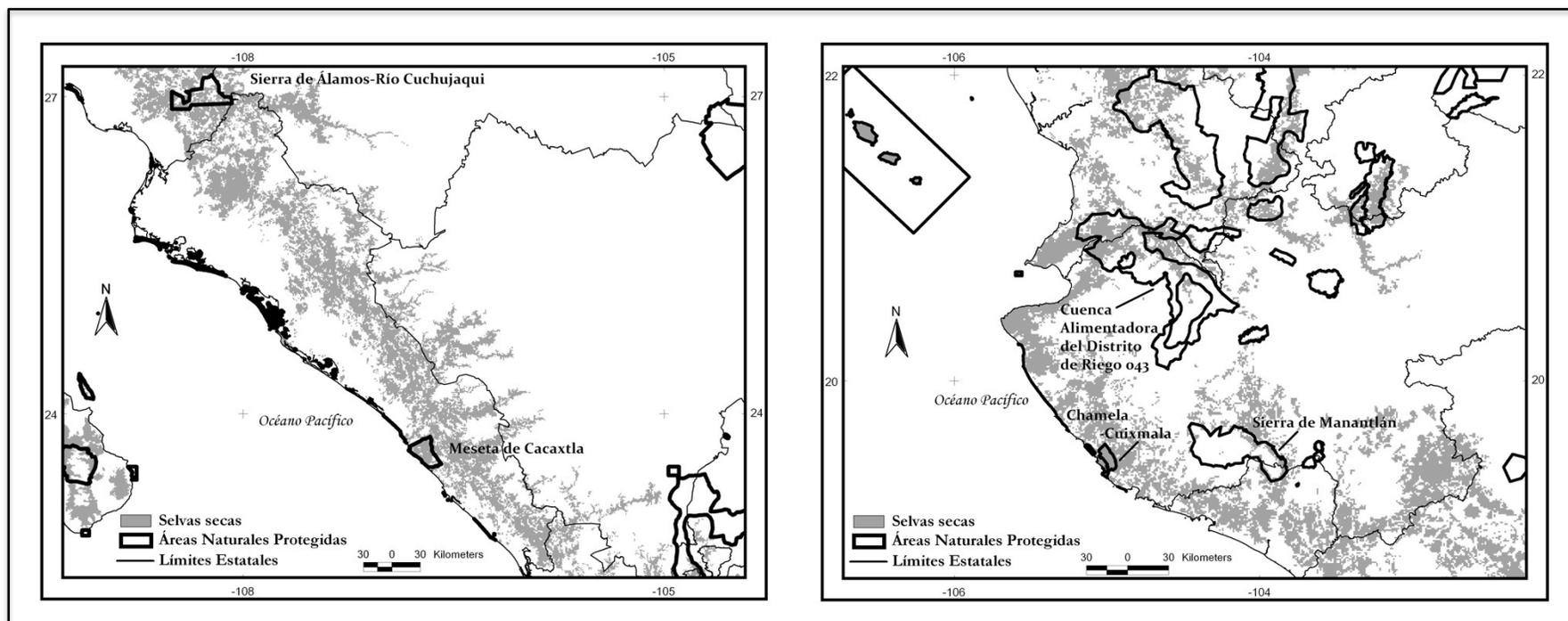


Figura 1. Áreas Naturales Protegidas de los estados de Sonora, Sinaloa, Jalisco y Colima.

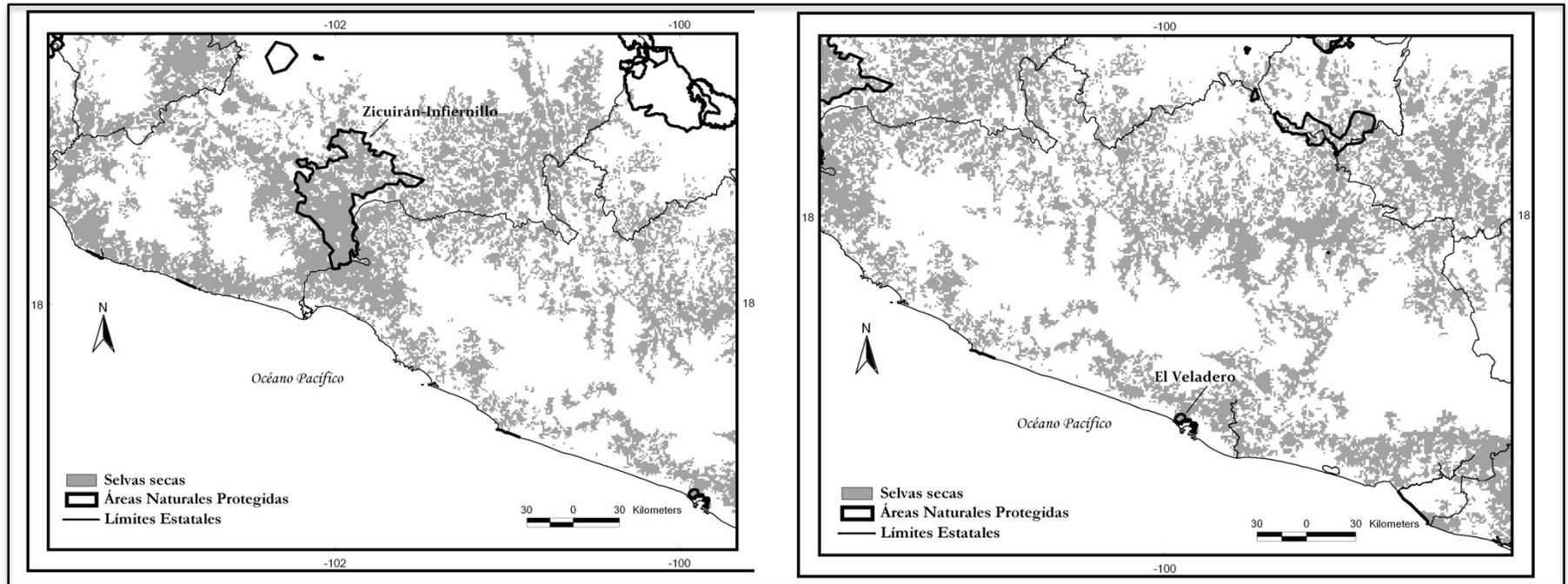


Figura 2. Áreas Naturales Protegidas de los estados de Michoacán y Guerrero.

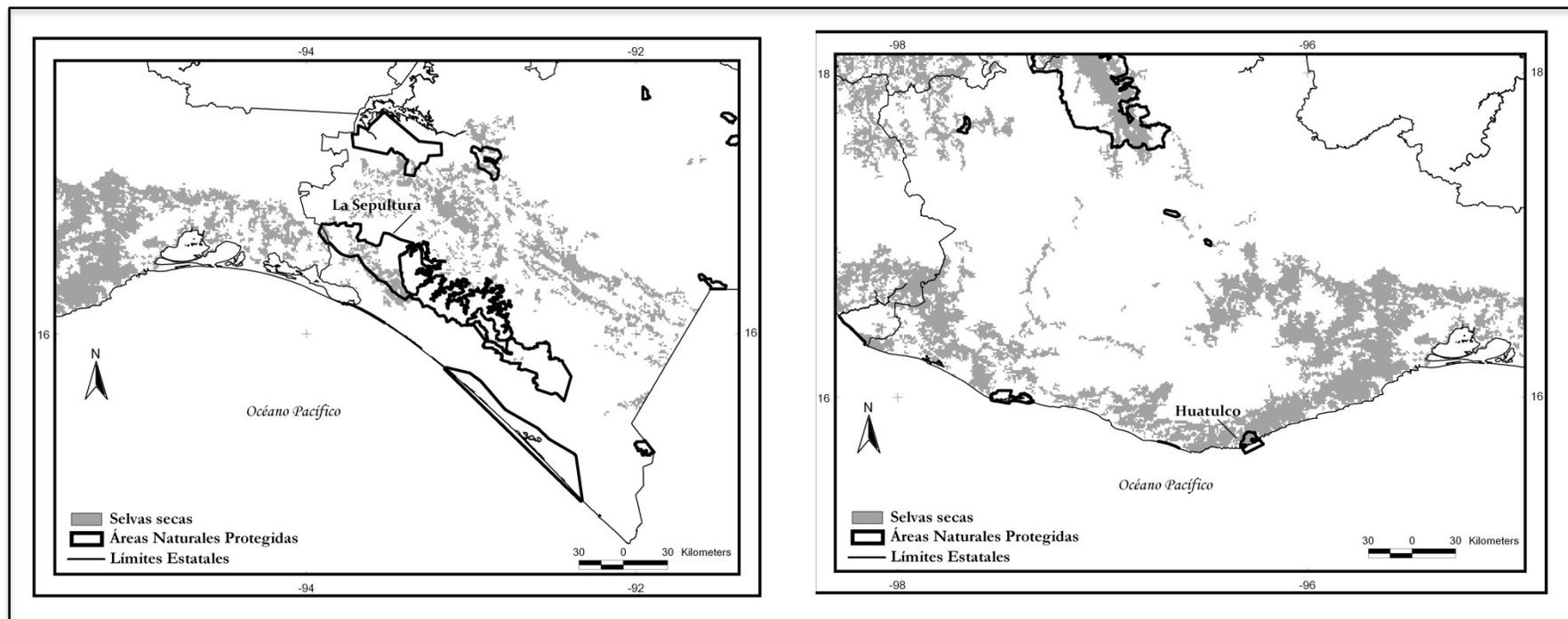


Figura 3. Mapas mostrando las Áreas Naturales Protegidas de los estados de Oaxaca y Chiapas.

Cuadro 1. Áreas Naturales Protegidas de la costa del Pacífico mexicano y su extensión en km².

ÁREA NATURAL PROTEGIDA	UBICACIÓN	ÁREA (km ²)
Sierra de Alamos	Sonora	928.9
Meseta de Cacaxtla	Sinaloa	508.62
Cuenca Alimentadora 043	Nayarit y Jalisco	15534.38
Chamela-Cuixmala	Jalisco	131.42
Zicuiran-Infiernillo	Michoacán	2651.17
El Veladero	Guerrero	36.17
Huatulco	Oaxaca	118.91
La Sepultura	Chiapas	1673.1
TOTAL		21582.67

ANEXO III

Cuadro 1. Especies arbóreas identificadas en los sitios de muestreo en Pueblo Juárez, Colima. Las especies se citan por abundancia y se menciona altura promedio en metros y diámetro a la altura del pecho promedio (DAP) en cm de cada especie.

NOMBRE COMÚN	NOMBRE CIENTÍFICO	FAMILIA	EJEMPLARES	% del total	Altura prom.	DAP prom.
Chacalcahue	<i>Acacia macilenta</i>	Leguminosae	59	12.02	7.19	49.23
Llora Sangre	<i>Apoplanesia paniculata</i>	Leguminosae	33	6.72	6.53	43.85
Caldo de Frijol	No identificado		29	5.91	5.03	32.25
Crucillo	<i>Randia sp.</i>	Rubiaceae	27	5.50	4.35	29.83
Chamizo	<i>Casearia corymbosa</i>	Flacourtiaceae	26	5.30	5.04	21.17
Parotillo	<i>Albizia sp.</i>	Mimosoideae	26	5.30	7.77	52.46
Majagua	<i>Heliocarpus sp.</i>	Tiliaceae	24	4.89	7.13	35.58
Bálsamo	No identificado	Leguminosae	18	3.67	5.86	36.58
Quemadora	<i>Ureia caracasana</i>	Urticaceae	18	3.67	6.11	42.38
Algodoncillo	<i>Gossypium aridum</i>	Malvaceae	16	3.26	5.38	63.30
Hormigoso	<i>Cordia alliodora</i>	Boraginaceae	16	3.26	7	27.6
Amargocillo	<i>Vatairea lundellii</i>	Leguminosae	14	2.85	5.61	32.36
Barcino	<i>Cordia elaeagnoides</i>	Malvaceae	14	2.85	8.25	39.77
Perla	No identificado		14	2.85	8.88	68.92
Colorín	<i>Erythrina sp.</i>	Faboideae	11	2.24	5.36	22.18
Cuerno de Venado	<i>Cordia sp.</i>	Boraginaceae	11	2.24	7.36	41.30
Tortilla dura	<i>Bahuinia sp.</i>	Leguminosae	11	2.24	6	52.8
Cedro	No identificado		9	1.83	6	68.5
Cedro	<i>Cedrela sp.</i>	Meliaceae	8	1.63	6.56	42.75
Ciruelo de Monte	<i>Spondias purpurea</i>	Anacardiaceae	8	1.63	9.25	87.75
Guayacán	<i>Jacquinia aurantiaca</i>	Theophrastaceae	8	1.63	5.38	45.56
Sp.4	No identificado		8	1.63	6.06	49.38
Pochote	<i>Ceiba aesculifolia</i>	Bombacaceae	7	1.43	8.57	65.33
Revelero/rabelero	<i>Gyrocarpus jatrophifolius</i>	Hernandiaceae	7	1.43	5.86	31
Guayabillo Prieto	<i>Pithecellobium mangense</i>	Mimosoideae	4	0.81	5.75	30
Huizache	<i>Acacia farnesiana</i>	Mimosoideae	4	0.81	7	32.83
Ocotillo	<i>Casearia tremula</i>	Salicaceae	4	0.81	5.5	63
Ozote	<i>Ipomea murocooides</i>	Convolvulaceae	4	0.81	9.5	71.5
Vainillo	<i>Senna atomaria</i>	Leguminosae	4	0.81	6.88	96
Cabos Negros	No identificado		3	0.61	8.33	68.33
Tampicirán	<i>Dalbergia congestiflora</i>	Leguminosae	3	0.61	6.83	38
Coral	<i>Caesalpinia platybola</i>	Leguminosae	3	0.61	8.33	19.5
Mapilla	<i>Tabebuia chrysantha</i>	Bignoniaceae	3	0.61	7	37
Sangualica	<i>Dalbergia retusa</i>	Leguminosae	3	0.61	7	77
Cuajitote	<i>Bursera fagaroides</i>	Burseraceae	2	0.41	5.5	22
Equipalero	No identificado		2	0.41	5	34.5
Moraleta	<i>Chlorophora tinctoria</i>	Moraceae	2	0.41	4.25	27
Pitayo	<i>Stenocereus sp.</i>	Cactaceae	2	0.41	11	117.5
Sp.1	<i>Albizia sp.</i>	Leguminosae	2	0.41	4.5	70.5
Sp.3	No identificado		2	0.41	2.5	16
Suelda	<i>Agonandra racemosa</i>	Opiliaceae	2	0.41	6.75	33.5
Aguadillo	No identificado		1	0.20	4	32
Bejuco	No identificado		1	0.20	6	10
Bonete	<i>Jacaratia mexicana</i>	Caricaceae	1	0.20	10	108
Cascabelillo	<i>Crotalaria sp.</i>	Leguminosae	1	0.20	4.5	140
Chicalote	<i>Bocconia arborea</i>	Papaveraceae	1	0.20	7	47
Cualcomaca	No identificado		1	0.20	8	80
Cuate	<i>Eysenhardtia sp.</i>	Leguminosae	1	0.20	5	85
Cucaracho	No identificado		1	0.20	4	11
Culebro	<i>Astronium graveolens</i>	Anacardiaceae	1	0.20	8	83
Ébano	<i>Caesalpinia sclerocarpa</i>	Leguminosae	1	0.20	7	100
Guaje	<i>Leucaena leucochepala</i>	Leguminosae	1	0.20	7	38
Guásimo	<i>Guazuma ulmifolia</i>	Sterculiaceae	1	0.20	5	18
Hincha huevos	<i>Comocladia engleriana</i>	Anacardiaceae	1	0.20	6	97
Lechonchillo	No identificado		1	0.20	6	23
Pacueco	<i>Amphipterygium sp.</i>	Julianaceae	1	0.20	8	38
Panicua	<i>Cochlospermum vitifolium</i>	Bixaceae	1	0.20	11	63
Periquillo	No identificado		1	0.20	5	22
Sp.2	<i>Bursera sp.</i>	Burseraceae	1	0.20	12	81
Tepemezquite	<i>Lysiloma sp.</i>	Leguminosae	1	0.20	6	44
Tescalamo	<i>Bursera sp.</i>	Burseraceae	1	0.20	7	120

ANEXO IV

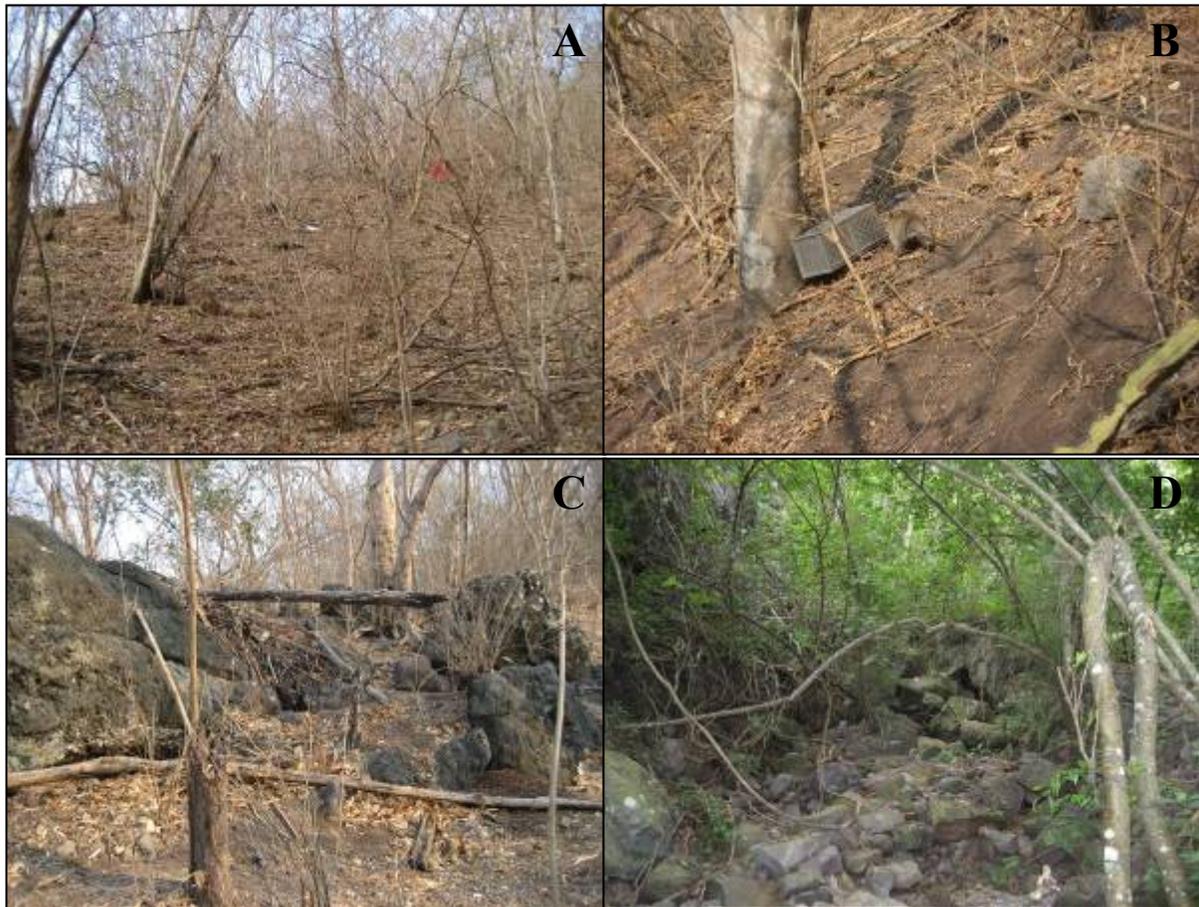


Figura 1. Fotografías de sitios donde *Hodomys alleni* habita, A y B: colinas, C: entre las rocas de las colinas y D: entre las rocas del cauce de un río.



Figura 2. Madrigueras de *Hodomys alleni* construidas en el suelo, A: consiste sólo en un hoyo con túnel, B: madriguera que consiste en un hoyo y madriguera con acumulación de ramas y otros materiales orgánicos.



Figura 3. Madrigueras de *Hodomys alleni* construidas en el suelo con una gran acumulación de ramas y otros materiales orgánicos, A: en temporada de lluvias, B: en temporada de secas.



Figura 4. Madrigueras de *Hodomys alleni* construidas en la base de un árbol, A: en temporada de lluvias, B: en temporada de secas.



Figura 5. Madrigueras de *Hodomys alleni* construidas entre las rocas, A: sin acumulación de ramas u otros materiales orgánicos, B: con gran acumulación de ramas rodeando a las rocas.



Figura 6. Letrinas de *Hodomys alleni*, A: junto a una madriguera construida en una roca, B: en un hueco en el suelo con ramas alrededor, C: junto a unas rocas, D: junto a un árbol y algunas cactáceas.

ANEXO V

Cuadro 1. Especies de roedores reportadas para el estado de Colima.

FAMILIA	ESPECIE	NOMBRE COMÚN
Heteromyidae	<i>Liomys irroratus</i>	ratón espinoso
	<i>Liomys pictus</i>	ratón espinoso
Muridae	<i>Baiomys musculus</i>	ratón pigmeo
	<i>Baiomys taylori</i>	ratón pigmeo
	<i>Hodomys alleni</i>	rata leñera
	<i>Microtus mexicanus</i>	meteorito
	<i>Neotoma mexicana</i>	rata magueyera
	<i>Nyctomys sumichrasti</i>	rata arborícola
	<i>Oligoryzomys fulvescens</i>	ratón
	<i>Oryzomys couesi</i>	rata arrocera
	<i>Oryzomys melanotis</i>	rata arrocera
	<i>Osgoodomys banderanus</i>	ratón
	<i>Peromyscus hylocetes</i>	ratón
	<i>Peromyscus maniculatus</i>	ratón
	<i>Peromyscus perfulvus</i>	ratón
	<i>Peromyscus spicilegus</i>	ratón
	<i>Reithrodontomys fulvescens</i>	ratón
	<i>Sigmodon alleni</i>	rata algodónera
	<i>Sigmodon mascotensis</i>	rata algodónera
<i>Xenomys nelsoni</i>	rata de Magdalena	