

Therya

Volumen 3

Número 2

Agosto 2012



www.mastozoologiamexicana.org
AMMAC

La Portada

Se incluyen en la portada, imágenes de diferentes especies de lagomorfos mexicanos. Extremo superior derecho: conejo matorralero de la Isla San José, Baja California Sur (*Sylvilagus mansuetus*; foto A. Carrillo/CONABIO). Extremo superior izquierdo: liebre antílope de la Isla Tiburón, Sonora (*Lepus alleni tiburonensis*; foto T. M. Rioja/CONABIO). Parte central derecha: liebre de Tehuantepec en la zona lagunar del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca (*Lepus flavigularis*; foto A. Carrillo/CONABIO). Extremo inferior izquierdo: liebre negra de la Isla Espíritu Santo, Baja California Sur (*Lepus insularis*; foto A. Carrillo/CONABIO). Parte inferior central: liebre cola negra de la Isla Magdalena y la Isla Margarita, Baja California Sur (*Lepus californicus magdalenae*; foto A. Carrillo/CONABIO). En el centro: conejo zacatuche en el Eje Neovolcánico Transversal (*Romerolagus diazi*; foto tomada por H. Rangel). Estas especies y subespecies presentan distribuciones muy restringidas y en varias de ellas se desconocen aspectos básicos de su biología. Todas ellas se encuentran en categoría de riesgo (sujetas a protección especial y en peligro de extinción) por la NOM-059, debido diferentes actividades humanas y amenazas naturales a sus poblaciones y hábitats.

Nuestro logo “Ozomatli”

El nombre de “Ozomatli” proviene del náhuatl se refiere al símbolo astrológico del mono en el calendario azteca, así como al dios de la danza y del fuego. Se relaciona con la alegría, la danza, el canto, las habilidades. Al signo decimoprimeros en la cosmogonía mexicana. “Ozomatli” es una representación pictórica de los mono arañas (*Ateles geoffroyi*).

La especie de primate de más amplia distribución en México.

“Es habitante de los bosques, sobre todo de los que están por donde sale el sol en Anáhuac. Tiene el dorso pequeño, es barrigudo y su cola, que a veces se enrosca, es larga. Sus manos y sus pies parecen de hombre; también sus uñas. Los Ozomatin gritan y silban y hacen visajes a la gente. Arrojan piedras y palos. Su cara es casi como la de una persona, pero tienen mucho pelo.”

Therya

Volumen 3, número 2

Agosto 2012

Contenido

Editorial: importancia biológica de los lagomorfos <i>CONSUELO LORENZO Y ADRIANA ROMERO</i>	109
Edición especial Lagomorphos	
Uso de hábitat de la liebre en peligro de extinción, <i>Lepus flavigularis</i> : implicaciones para su conservación. <i>ARTURO CARRILLO-REYES, CONSUELO LORENZO, TAMARA RIOJA-PARADELA, EDUARDO NARANJO Y MARISELA PANDO.</i>	113
Uso y selección de asociaciones vegetales por la liebre de Tehuantepec (<i>Lepus flavigularis</i>) en Oaxaca, México. <i>EUGENIA C. SÁNTIZ, ALBERTO GONZÁLEZ-ROMERO, CONSUELO LORENZO, SONIA GALLINA-TESSARO Y FERNANDO A. CERVANTES.</i>	127
Análisis de población viable para determinar el riesgo de extinción de la liebre de Tehuantepec (<i>Lepus flavigularis</i>) en Santa María del Mar, Oaxaca. <i>TAMARA RIOJA-PARADELA, ARTURO CARRILLO-REYES Y CONSUELO LORENZO.</i>	137
Efecto genético del aislamiento geográfico de la liebre negra (<i>Lepus insularis</i>), endémica de Isla Espíritu Santo, Baja California Sur, México. <i>FERNANDO A. CERVANTES Y MARIO CASTAÑEDA.</i>	151
Reproducción y densidad de la liebre cola-negra (<i>Lepus californicus</i>) en relación a factores ambientales, en la Reserva de la Biosfera Mapimí, Desierto Chihuahuense. <i>GLORIA L. PORTALES-BETANCOURT, LUCINA HERNÁNDEZ LAUNDRÉ, JOHN W. LAUNDRÉ Y FERNANDO A. CERVANTES.</i>	171
Estado actual de conservación de liebres insulares en Baja California Sur, México. <i>CONSUELO LORENZO, ARTURO CARRILLO-REYES, TAMARA RIOJA-PARADELA Y MAYRA DE LA PAZ-CUEVAS.</i>	185
Comparación del esmalte dental de los molariformes en las liebres mexicanas. <i>ADRIANA ROMERO-PALACIOS Y FERNANDO A. CERVANTES</i>	207
El contexto geográfico de los lagomorfos de México. <i>ALEJANDRO VELÁZQUEZ</i>	223
Artículos	
Los mamíferos de México en las colecciones científicas de Norteamérica. <i>CONSUELO LORENZO ET AL.</i>	239
Descripción del nido de dos especies de <i>Thomasomys</i> (Cricetidae) en un bosque altoandino en Ecuador. <i>JORGE BRITO M, WILLIAM R. TESKA Y REED OJALA-BARBOUR</i>	263

fascículo 8

DERECHOS DE AUTOR Y DERECHOS CONEXOS, año 3, No. 8, mayo-agosto de 2012, es una publicación cuatrimestral editada por la Asociación Mexicana de Mastozoología A. C., Moneda 14, Colonia Centro, Delegación Cuauhtémoc, C.P. 06060, tel. (612) 123-8486, www.mastozoologiamexicana.org, therya@cibnor.mx. Editor responsable: Dr. Sergio Ticul Álvarez Castañeda. Reservas de Derechos al Uso Exclusivo No. 04-2009-11281217100-102, ISSN: 2007-3364 ambos otorgados por el Instituto Nacional de Derechos de Autor. Responsable de la última actualización de este número, Unidad de informática de la Asociación Mexicana de Mastozoología A. C. Dr. Sergio Ticul Álvarez Castañeda, Instituto Politécnico Nacional 195, La Paz, Baja California Sur, C. P. 23090, Tel 612 123 8486, fecha de la última modificación 30 agosto 2012.

Las opiniones expresadas por los autores no necesariamente reflejan la postura del editor de la publicación. Queda prohibida la reproducción total o parcial de los contenidos e imágenes de la publicación sin previa autorización de la Asociación Mexicana de Mastozoología, A.C.

THERYA agradece de manera especial la colaboración de Lic. Gerardo R. Hernández García en la edición gráfica editorial para esta revista.

Therya

El objetivo y la intención de Therya es ser una revista científica para la publicación de artículos sobre los mamíferos. Estudios de investigación original, editoriales, artículos de revisión y notas científicas son bienvenidas.

Sergio Ticul Álvarez Castañeda. Editor general. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste. Mar Bermejo 195. La Paz, Baja California Sur, México 23090.
E-mail: sticul@cibnor.mx.

Juan Pablo Gallo Reynoso. Editor asociado de artículos. Centro de Investigación en Alimentos y Desarrollo. Laboratorio de Ecofisiología. Carretera a Varadero Nacional km 6.6. Col. Las Playitas. Guaymas, Sonora 85480.
E-mail: jpgallo@ciad.mx.

William Z. Lidicker, Jr. Editor asociado de artículos. Museum of Vertebrate Zoology. University of California. Berkeley, CA 94720 USA.
E-mail: wlidicker@berkeley.edu

Consuelo Lorenzo Monterrubio. Editor asociado de artículos. El Colegio de la Frontera Sur. Área Conservación de la Biodiversidad. Carretera Panamericana y Periférico Sur s/n. San Cristóbal de Las Casas, Chiapas C.P. 29290.
E-mail: clorenzo@ecosur.mx.

Jesús E. Maldonado. Editor asociado de artículos. Center for Conservation and Evolutionary Genetics. National Zoological Park. National Museum of Natural History. Smithsonian Institution. PO Box 37012 MRC 5503. Washington, DC 20013-7012. E-mail: maldonadoj@si.edu.

Jan Schipper. Editor asociado de artículos. Director, Global Mammal Assessment. IUCN/SSC-CI/CABS Biodiversity Assessment Unit. Center for Applied Biodiversity Science. Conservation International. 2011 Crystal Drive, Ste 500. Arlington, VA 22202, USA. E-mail: jan.schipper@iucn.org.

Gerardo R. Hernández García. Diseño Gráfico y Editorial. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste. Departamento de Extensión y Divulgación Científica. Mar Bermejo 195. La Paz, Baja California Sur, México 23090. E-mail: ggarcia04@cibnor.mx.

Editorial

Es indudable la importancia biológica de los lagomorfos (conejos y liebres) silvestres. A nivel ecológico, son parte fundamental de la cadena alimentaria como herbívoros que permiten el equilibrio en los ecosistemas y que regulan ciclos poblacionales de los carnívoros; tienen un papel importante con su actividad excavadora en la aeración, mezcla y reciclaje del suelo, además de que sus excretas proveen de nutrientes a los suelos, permitiendo el buen desarrollo de muchas especies de plantas. Son acarreadores de semillas y ayudan a la dispersión de éstas, debido a que su dieta incluye las partes reproductivas y vegetativas de pastos, hierbas, arbustos y hasta árboles.

El registro fósil de los lagomorfos data de hace más de 50 millones de años, lo que supone una amplia presencia en la historia, y que ha dado lugar a diferentes variaciones y adaptaciones a diferentes tipos de hábitats entre los que se incluyen los desiertos, matorrales, pastizales, bosques templados, bosques mesófilos, bosques templados, selvas, zonas de cultivo. Varias de las especies son de importancia económica desde tiempos prehistóricos, debido a que han sido fuente de alimento rico en proteínas, en la actualidad existen especies de importancia en la caza cinegética además de la alimenticia. Existen especies que son consideradas como plagas que afectan a la agricultura, pero en muchos casos es consecuencia de la introducción de especies o por la ausencia de depredación natural.

Por el número de especies de lagomorfos, México es considerado uno de los cinco países con mayor diversidad en todo el mundo, con aproximadamente el 55% de las especies que habitan en el Continente Americano y el mayor número de especies endémicas en dicho continente. En nuestro país existen 15 especies de lagomorfos, diez de las cuales son conejos (nueve *Sylvilagus* y *Romerolagus*) y cinco son liebres (*Lepus*). De estas especies, siete son exclusivas de este país, seis se localizan en áreas de distribución geográfica muy restringida a islas o a pequeñas áreas menores a 300 km², y diferentes aspectos de su biología básica son desconocidos. No obstante esta abundante diversidad de especies y endemismos, algunas de las poblaciones silvestres han estado disminuyendo a un ritmo acelerado. Aunque se les ha considerado también como símbolo de fertilidad, para algunas especies las tasas de mortalidad se pueden elevar al 90% anual. Estos altos valores se pueden atribuir a diferentes factores de riesgo, como la

introducción de especies exóticas como gatos domésticos y roedores. Los primeros las predan, mientras que los segundos compiten por espacio y recursos, sobre todo en las poblaciones insulares. La pérdida de su hábitat por el desarrollo de asentamientos humanos y actividades productivas como la ganadería y agricultura. Los incendios inducidos para el crecimiento de nuevos brotes de pasto para el ganado. Actividades humanas como la cacería y la presencia de perros ferales y depredadores silvestres (reptiles, aves y mamíferos carnívoros) que cazan y se alimentan de los conejos y liebres.

Por lo anterior, muchas especies y subespecies se encuentran catalogadas por el gobierno mexicano y de acuerdo con la Norma Oficial Mexicana (NOM-059-SEMARNAT-2010), como en peligro de extinción (*Romerolagus diazi*, *Lepus flavigularis*, *Sylvilagus bachmani cerrosensis*, *S. graysoni*, *S. insonus* y *S. mansuetus*) o sujetas a protección especial (*L. alleni tiburonensis*, *L. californicus magdalenae*, *L. c. sheldoni* y *L. insularis*). A nivel internacional, la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, por sus siglas en inglés) enlista en 2011, a las especies endémicas de México bajo alguna categoría: menor preocupación (*S. cunicularius*), cercana a la amenaza (*L. insularis*), en peligro (*L. flavigularis*, *S. graysoni*, *S. insonus* y *R. diazi*), y críticamente en peligro (*S. mansuetus*). Se incluye además, a *L. callotis* como cercana a la amenaza.

Esfuerzos recientes han generado conocimiento sobre estado de conservación de algunas especies de lagomorfos endémicos, como son: *L. insularis* en la Isla Espíritu Santo y *S. mansuetus* en la Isla San José, ambos en el Golfo de California, Baja California Sur; *L. flavigularis*, en la zona lagunar del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca; y *R. diazi* en el Eje Neovolcánico Transversal. Sin embargo, es necesario realizar mayor investigación para conocer el estado actual de conservación de *S. graysoni* en las Islas Marías y de *S. insonus* en Omiltemi, Guerrero, ya que este último se ha llegado a considerar incluso como casi extinto. Igualmente, es de gran importancia plantear alternativas de manejo y acciones urgentes de protección, conservación y recuperación de subespecies consideradas históricamente de amplia distribución, como por ejemplo, *S. bachmani peninsularis* y *S. b. exiguus* en la Península de Baja California, *S. floridanus yucatanicus* en la Península de Yucatán, *S. brasiliensis truei* en el Sureste mexicano y *S. cunicularius cunicularius* en el Centro y Occidente de México.

Con el fin de promover la investigación científica de los conejos y liebres mexicanos y de fomentar la conservación de las especies amenazadas, así como de su hábitat, además de realizar actividades de educación ambiental dirigidas a la protección del hábitat de estas especies, se creó en agosto de 1990, la Asociación Mexicana para la Conservación y Estudio de los Lagomorfos A. C. (AMCELA). Esta asociación civil está integrada por investigadores, profesionistas y estudiantes así como personas interesadas en el estudio y conservación de los conejos y liebres mexicanos.

AMCELA está dedicada a realizar y promover acciones a favor de la conservación y el conocimiento de este particular grupo, y su labor ha sido reconocida no sólo a nivel nacional sino también internacional por el Grupo de Especialistas en Lagomorfos (al que pertenecen varios investigadores mexicanos) de la *Species Survival Commission/ IUCN The World Conservation Union*, donde ha participado activamente en la actualización de la información sobre el estado de conservación que guardan los lagomorfos mexicanos por ejemplo para el *Global Mammal Assessment*. Así mismo, se ha reconocido por su trabajo en la inclusión del zacatuche o teporingo (*R. diazi*) en la campaña "21 species

in to the 21st century" ("21 especies para el siglo 21") a iniciativa de Roland Wirth de Alemania, y recientemente, en la implementación de los Programas de Acción para la Conservación de Especies para esta especie (CONANP), que tiene el objetivo de identificar e implementar acciones en las poblaciones silvestres del teporingo y su hábitat que fomenten su permanencia en el medio silvestre.

Se espera que este número especial de lagomorfos sirva como referencia para dar a conocer los diversos estudios llevados a cabo en la actualidad con este importante grupo desde diferentes enfoques como son su distribución, ecología, genética, taxonomía, reproducción, hábitos alimentarios, características del hábitat, fauna asociada y amenazas, así como para proponer prioridades de conservación de las especies de lagomorfos en algún estatus de riesgo y sujetas a protección especial o en peligro de extinción en México.

Consuelo Lorenzo y Adriana Romero

Uso de hábitat de la liebre en peligro de extinción, *Lepus flavigularis*: implicaciones para su conservación.

Arturo Carrillo-Reyes¹, Consuelo Lorenzo²,
Tamara Rioja-Paradela^{3*}, Eduardo Naranjo² y Marisela Pando⁴.

Abstract

The Tehuantepec jackrabbit (*Lepus flavigularis*) is an endemic species from southeastern Oaxaca, listed as “endangered” by Mexican law and IUCN Red List. It is closely linked to grassland ecosystems from the area. Currently, the risk is due to the intense fragmentation of habitat and poaching. In this study we determined the habitat use of the Tehuantepec jackrabbit in Santa Maria del Mar, Oaxaca. We captured and radio-collared 60 adult jackrabbits, which were monitored from May 2006 to July 2008, during two dry seasons and two rainy seasons. We registered that Tehuantepec jackrabbit prefers grassland followed by shrubs, and avoided the mangroves, human settlements, and areas without vegetation apparent, the beach and roads. Results were similar when analyzing the data on a seasonal basis. Probably the species find all its satisfiers in grassland ecosystems, but is also exposed to threats to these ecosystems. In all cases the jackrabbits used grasslands in which cattle was present, apparently without problems of space competition between them. However, this is a future research topic. Domestic dogs’ presence seems to be a major threat to the survival of the hare in this population. It is necessary to establish a management and conservation program for the species and its habitat to ensure the survival of the Tehuantepec jackrabbit.

Key words: habitat use, jackrabbit, *Lepus flavigularis*, Oaxaca, Tehuantepec.

Resumen

La liebre de Tehuantepec (*Lepus flavigularis*) es una especie endémica del sureste de Oaxaca, catalogada como “en peligro de extinción” por la legislación mexicana y por la lista roja de la UICN. Se encuentra estrechamente ligada a los ecosistemas de pastizal existentes en la zona. Actualmente su situación de riesgo se debe a la intensa fragmentación del hábitat y a la cacería ilegal. En esta investigación se determinó el uso

¹Oikos: Conservación y Desarrollo Sustentable, A.C. Bugambillas 5, Bismark, San Cristóbal de Las Casas, Chiapas 29000. E-mail: acarrillo@oikos.org.mx .

²Departamento de Ecología y Sistemática Terrestres, El Colegio de la Frontera Sur. Carretera Panamericana y Periférico Sur s/n. San Cristóbal de Las Casas, Chiapas 29290. E-mail: clorenzo@ecosur.mx (CL), enaranjo@ecosur.mx (EN).

³Sustentabilidad y Ecología Aplicada, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas. Libramiento Norte Poniente s/n. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas 29039.

⁴Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. Carretera Panamericana km 145 s/n, Linares, Nuevo León 67710. E-mail: mpando@fcf.uanl.mx.

*Corresponding author.

del hábitat de la liebre en Santa María del Mar, Oaxaca. Se capturaron y radiomarcaron 60 liebres adultas, que fueron monitoreadas de mayo del 2006 a julio de 2008, cubriendo dos temporadas secas y dos lluviosas. Se determinó que a lo largo de los dos años de estudio la liebre de Tehuantepec seleccionó el pastizal seguido por el matorral, y evitó el manglar, los asentamientos humanos, las áreas sin vegetación aparente, la playa y los caminos. Los resultados fueron similares al analizar los datos por temporada. Probablemente la especie encuentra todos sus satisfactores en los ecosistemas de pastizal, pero también está expuesta a las amenazas que afectan a dichos ecosistemas. En todos los casos la liebre utilizó áreas que son potreros en la localidad, aparentemente sin problemas de competencia por el espacio con el ganado. Los perros domésticos son una de las principales amenazas a la sobrevivencia de la población de liebre más aislada. Es necesario establecer un programa de manejo y conservación de la especie y su hábitat para asegurar la sobrevivencia de la especie.

Palabras clave: *Lepus flavigularis*, liebre, Oaxaca, Tehuantepec, uso de hábitat.

Introducción

La liebre de Tehuantepec (*Lepus flavigularis*), especie en peligro de extinción de acuerdo con la normatividad mexicana sobre especies bajo alguna categoría de riesgo (NOM-059-SEMARNAT-2010), es considerada una de las especies de lepórido en mayor peligro en el mundo (Chapman 1990; Flux y Angermann 1990; Baillie y Groombridge 1996; Cervantes *et al.* 2008). Esto se debe principalmente a la destrucción y fragmentación de su hábitat, así como a la caza ilegal, lo que ha repercutido en que su área de distribución se halla reducido a una pequeña región del Istmo de Tehuantepec en Oaxaca (Cervantes *et al.* 1996; Lorenzo *et al.* 2000), por lo que actualmente sólo existen cuatro poblaciones aisladas entre sí (Lorenzo *et al.* 2006). Con base en esto, el gobierno mexicano la declaró como especie prioritaria para la conservación (SEMARNAP 1997), y se considera “en peligro de extinción” dentro de la NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT 2010) y en la Lista Roja de la IUCN (Cervantes *et al.* 2008). Su presencia es importante tanto ecológica como evolutivamente; las liebres pueden regular las poblaciones de plantas influyendo en la diversidad y estructura de la vegetación, y dispersando sus semillas; al mismo tiempo, son presa de los depredadores del hábitat en que se distribuyen, por lo que su presencia contribuye a mantener la estabilidad, estructura y función de los ecosistemas en los que se encuentra (Cervantes 1993; Cervantes y González 1996; Farías 2004).

Lepus flavigularis se alimenta principalmente de especies de la familia Poaceae (Lorenzo *et al.* 2011), manteniendo una relación directa con los ecosistemas de pastizal. No obstante, dicha relación también la hace susceptible a los cambios que ocurren en estos últimos, tal y como sucede con los incendios provocados que afectan a la región, los que pueden afectar la densidad poblacional de esta especie de lepórido (Lorenzo *et al.* 2008). Los estudios realizados para determinar su uso de hábitat se han limitado a dos trabajos, ambos llevados a cabo en los alrededores de Montecillo Santa Cruz, Oaxaca (Farías 2004; Sántiz 2006; Farías y Fuller 2009).

La presente investigación se realizó con el propósito de identificar los patrones de uso de hábitat de *L. flavigularis* en la población de Santa María del Mar, Oaxaca y

contribuye con la generación de información básica para llevar a cabo planes de manejo, conservación y recuperación de la liebre de Tehuantepec. A diferencia de la única población estudiada hasta ahora, en Santa María del Mar no se presentan incendios anuales en la vegetación natural, y existe vigilancia moderada por parte de las autoridades locales para con los cazadores furtivos. Adicionalmente, de acuerdo a los resultados de Sántiz (2006), la estructura del pastizal es distinta a aquella encontrada para Santa María del Mar (Carrillo 2009), ya que en esta última, los pastizales son bajos y abiertos, mientras que en Montecillo Santa Cruz, la asociación de pastizal se caracteriza por pastos altos inmersos en manchones arbóreos de especies como el nanchal (*Byrsonima crassifolia*) o el morro (*Crescentia alata*); aunado a ello, en Montecillo Santa Cruz, existen áreas de vegetación riparia, y en cambio, en Santa María del Mar, esta asociación vegetal no está presente, pero si existe una pequeña zona cubierta por vegetación típica de manglar. Tales diferencias en los hábitats de ambas poblaciones, recalcan la importancia de llevar a cabo el presente estudio en un hábitat único y diferente al ya caracterizado por estudios previos.

Material y Métodos

Área de estudio: El área de estudio se encuentra ubicada al sur del Istmo de Tehuantepec, en el estado de Oaxaca, en la parte suroeste de la planicie Costera Ístmica-Chiapanea, colindando al norte con la Laguna Superior y al sur con el Golfo de Tehuantepec. La zona de trabajo tiene una superficie aproximada de 14.33 km², incluyendo la localidad Santa María del Mar, municipio Juchitán de Zaragoza, Oaxaca; entre las coordenadas extremas 16.23° N, 16.20° N, y -94.96° W y -94.76° W (Fig. 1), con una altitud promedio de 9 msnm. En el área se presenta el grupo climático cálido subhúmedo con lluvias en verano, con estaciones muy marcadas: la temporada húmeda (mayo a octubre) presenta intensas lluvias, mientras que entre noviembre y abril tiene lugar la temporada seca del año (Aw0, García y CONABIO 1998). La temperatura media anual es de 22° C y la precipitación total anual promedio es de 800 mm (INEGI 2006). Gran parte del área corresponde a zonas bajas inundables y a dunas con movimientos periódicos a lo largo del año (Vargas 2000).

Vegetación: Existen tres asociaciones vegetales principales, pastizal abierto, matorral espinoso, y manglar. Los pastizales son la vegetación dominante, caracterizados por la presencia del pasto de burro (*Jouvea pilosa*) y algunas zonas con matorral xerófito con predominancia de *Opuntia tehuantepecana* y *O. decumbens*. El matorral cubre una superficie menor, predominando especies arbustivas y arbóreas entre las que se encuentran la buba negra (*Cordia curassavica*), el huizache (*Acacia farnesiana*) y la nona (*Annona squamosa*). La asociación de manglar se limita a pequeñas zonas de la parte oriental del área, dominadas por el mangle rojo (*Rizophora mangle*) y el madresal (*Conocarpus erectus*, Vargas 2000; Pérez-García et al. 2001). La pesca artesanal en las lagunas costeras es la principal actividad, seguida por la ganadería extensiva; por último, la producción agrícola de temporal es la actividad menos importante, y se utiliza como medio de producción para autoconsumo, al igual que la cacería de subsistencia (Comisariado ejidal, I. Mateos, com. pers.).

Generación de mapa de vegetación y uso de suelo: Se generó un mapa de

vegetación y uso de suelo del área de estudio mediante la técnica de clasificación supervisada. En dicho mapa se muestran las características de uso de suelo (zonas agrícolas, de agostadero, poblados y caminos) y tipos de vegetación (principales asociaciones vegetales). Para ello se utilizó una imagen satelital tipo ASTER (VNIR, resolución espectral de 4 bandas, año 2005, resolución espacial 15x15 metros/pixel), y la información de registros tomados en campo sobre el tipo de asociación vegetal como sitios de control o entrenamiento, todo realizado mediante el software ERDAS IMAGINE® (Leica Geosystems Geospatial Imaging).

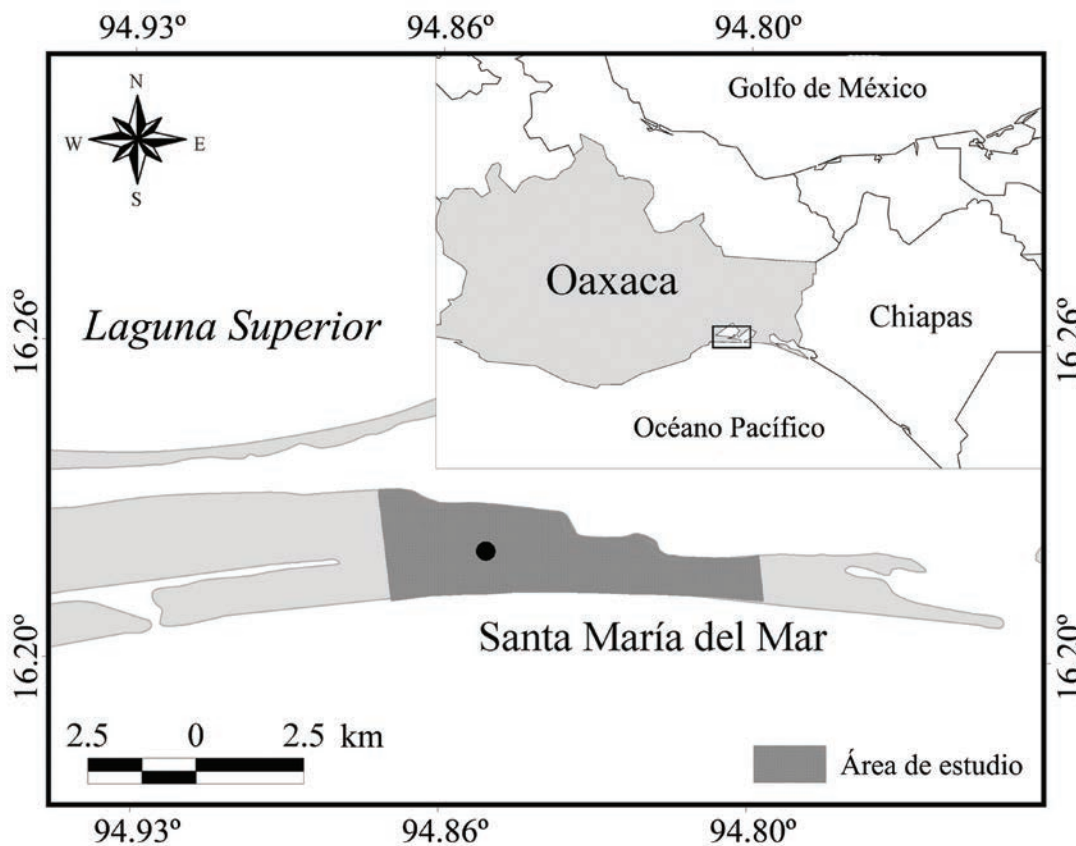


Figura 1. Área de estudio al sureste del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México.

Las clases obtenidas fueron: playa, cuerpos de agua, pastizal/potrero, manglar, matorral, y sin clasificar. El mapa generado se utilizó en el análisis de uso de hábitat de la liebre de Tehuantepec (Fig. 2).

Captura y radiomarcaje: Se capturaron y radiomarcaron 60 liebres adultas (26 machos y 34 hembras), entre mayo de 2006 y enero de 2007. Se consideraron liebres adultas o maduras a aquellas que tienen un peso aproximado de 1.8 kilogramos o más y una longitud de 55.6 centímetros en adelante (Vorhies y Taylor 1933). Las liebres fueron capturadas por dos métodos. Durante el día se realizaron capturas utilizando una red para pesca comúnmente llamada "manga" (40 m de largo y 1 m de altura), que era colocada en áreas de pastizal para que después un grupo de 10 personas rodeara la zona frente a la red y corriera hacia la misma con el propósito de asustar a las liebres y dirigir las a la red. Durante la noche las capturas se realizaron utilizando un vehículo pick-up, en el que se recorrió la zona mientras dos personas las buscaban con la ayuda de faros de halógeno de un millón de bujías de potencia

iluminando a cada lado del vehículo. Una vez que se encontraba una liebre ésta era deslumbrada con los faros, se le rodeaba y acorralaba a pie por varias personas y se capturaba arrojándole la red de pesca o “atarraya” modificada. Ambos métodos nos permitieron capturar a las liebres rápidamente y sin lastimarlas (Carrillo-Reyes et al. 2010; Rioja et al. 2011). A cada ejemplar capturado se le colocó en un saco de tela. Las liebres fueron pesadas, y se registraron sus medidas morfológicas básicas (longitud total, longitud de cola, longitud de pata, longitud de oreja), se determinó su sexo (por características morfológicas externas) y clase de edad. A cada liebre capturada se le colocó un radiotransmisor para telemetría (Telenax™, modelo TX-35/24, batería de 24 meses, 35 gr, frecuencia 150 Mhz, sensor de actividad/inactividad y mortalidad). Se liberaron en el mismo sitio de captura y hacia una dirección que no les presentara obstáculos directos con el propósito de facilitar su huída.

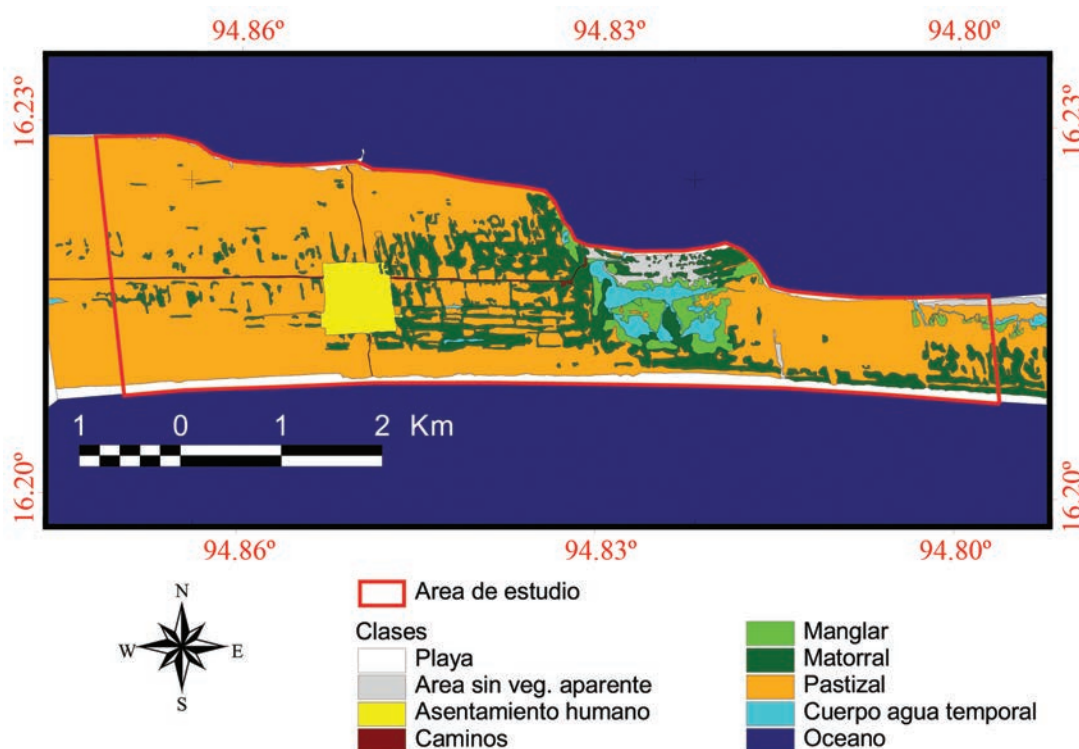


Figura 2. Mapa final de uso de suelo y vegetación para el área de estudio en Santa María del Mar, Oaxaca.

Monitoreo: Entre junio de 2006 y mayo de 2008 se realizaron 12 salidas, con 30 días de duración cada una, para monitorear a las liebres radiomarcadas (seis en temporada húmeda y seis en temporada seca). El monitoreo se realizó utilizando un receptor y una antena portátiles de telemetría (Telenax™, receptor RX-TLNX, antena Yagui portátil de tres elementos), y el registro de la posición de las liebres localizadas se hizo mediante un receptor manual del Sistema de Posicionamiento Global (eTrex Vista, 3-15 m de precisión, Garmin, Kansas). El monitoreo diurno se realizó entre las 6:00 y las 19:00 hr, mientras que el monitoreo nocturno se realizó entre las 19:00 y las 6:00 hr, registrando al menos una posición para cada periodo del día para cada liebre.

Uso de hábitat: Se determinó el nivel de preferencia de cada tipo de hábitat considerando como hábitat disponible a los polígonos del área utilizada estacionalmente

por todas las liebres radiomarcadas, y al hábitat utilizado como la proporción de las posiciones o registros de telemetría de cada liebre en cada tipo de vegetación (Hobbs 1982; Aebischer *et al.* 1993). Los datos de preferencia de hábitat fueron analizados por dos métodos utilizando pruebas chi-cuadrada (χ^2) de bondad de ajuste para determinar si hubo diferencias significativas ($P < 0.05$) en la ocurrencia de la liebre en los distintos tipos de hábitat y la ocurrencia esperada basada en la disponibilidad de cada tipo de hábitat en el área (Neu *et al.* 1974), y cuando existió un uso significativamente diferente, se analizó por medio de los intervalos de Bonferroni para determinar si existía o no selección del tipo de hábitat (Neu *et al.* 1974; Byers *et al.* 1984). El segundo método utiliza pruebas con el estadístico Hotelling T^2 y hace una comparación múltiple de Waller-Duncan (Waller y Duncan 1969; Johnson 1980; Alldredge y Ratti 1986). Se utilizaron los dos métodos para facilitar la comparación con estudios similares.

Resultados

De un total de 702 registros a lo largo de la temporada húmeda mayo-octubre de 2006, la mayor parte de las liebres (77.8%) se localizó en la asociación de pastizal, y una pequeña proporción (22.2%) en la zona de matorral. Estos datos incluyen los registros diurnos y nocturnos de las liebres radiomarcadas. En la temporada seca noviembre 2006-abril 2007 ($n = 864$), la mayor parte de las liebres (77.2%) se localizaron en zonas cubiertas por pastizal abierto, mientras que para la húmeda mayo-octubre 2007 ($n = 537$) la mayor parte se localizó en zonas cubiertas por pastizal (73.9%) y matorral (26.07%). En la temporada seca noviembre 2007-abril 2008 ($n = 747$) el 75.8% se registró en la zona de pastizal. La prueba de U de Mann-Whitney fue no significativa ($P < 0.05$) entre el pastizal y el matorral, en condiciones diurna y nocturna. Los registros de liebres radiomarcadas muestran que el polígono disponible para *L. flavigularis* en Santa María del Mar es de 1,400 ha.

Los métodos de Neu *et al.* (1974) y Johnson (1980) mostraron diferencias estadísticamente significativas en el uso de hábitat para cada tipo de uso de suelo dentro del área de estudio ($\chi^2 = 7.4768$, g. l. = 7, $P < 0.05$). Los tipos de uso de suelo y vegetación con más registros fueron el pastizal y el matorral, mostrando un uso observado mayor al uso esperado, aunque en el pastizal se tienen mayor cantidad de registros (Tabla 1).

Para determinar la posible influencia de la temporada sobre el uso de hábitat a nivel estacional, se realizó el mismo análisis sobre los registros estacionales para las liebres radiomarcadas. De acuerdo a los dos modelos utilizados, los resultados fueron similares para las cuatro temporadas monitoreadas, sugiriendo independencia entre la temporada del año y los tipos de uso de suelo y vegetación seleccionados. Sin embargo, el uso del hábitat continuó siendo selectivo, mostrando una evidente preferencia por las asociaciones vegetales pastizal y matorral, y un claro rechazo al asentamiento humano, las áreas sin vegetación aparente, y cuerpos de agua temporales (Tabla 2).

Discusión

La liebre de Tehuantepec de la población de Santa María del Mar se encontró mayormente asociada al pastizal a lo largo del año, seguida por el matorral. Es probable que en Santa María del Mar, *L. flavigularis* encuentre en esta asociación vegetal todos los requerimientos básicos para satisfacer sus necesidades de alimento (Lorenzo *et al.* 2011),

Tabla 1. Uso de hábitat de *Lepus flavigularis* en la población de Santa María del Mar, Oaxaca, a partir de datos de registros de telemetría. En el índice de Johnson (1980) los valores positivos implican preferencia, mientras que los negativos implican rechazo.

Nota: UE = uso esperado, UO = uso observado, % UE = proporción de uso esperado, % UO = proporción de uso observado, Conf.= intervalos de confianza de Bonferroni, Pref. 1=índice de preferencia de Neu et al. (1974), Pref. 2=índice de preferencia de Johnson (1980), E=Evitado, P=Preferido.

Uso de Suelo	UE	UO	% UE	% UO	Conf.	Pref. 1	g.l.	Sig.	Índice Johnson	Pref. 2
Área sin vegetación aparente	24.07	6.55	1.64	0.45	0.0022 - 0.0077	E	7	$P < 0.05$	0.48	E
Asentamiento humano	47.86	1.62	3.26	0.11	0.0002 - 0.0031	E	7	$P < 0.05$	1.26	E
Caminos	7.03	11.47	0.48	0.78	0.0047 - 0.0118	---	7	$P > 0.05$	0.00	---
Cuerpo agua temporal	35.99	0.31	2.45	0.02	0.0004 - 0.0015	E	7	$P < 0.05$	1.45	E
Manglar	52.22	5.46	3.56	0.37	0.0017 - 0.0067	E	7	$P < 0.05$	0.68	E
Matorral	251.19	354.25	17.10	24.12	0.223 - 0.2568	P	7	$P < 0.05$	-0.72	P
Pastizal	954.15	1084.18	64.97	73.83	0.7114 - 0.7466	P	7	$P < 0.05$	-0.93	P
Playa	96.02	18.42	6.54	1.25	0.0095 - 0.0189	E	7	$P < 0.05$	0.72	E

reproductivas y de cuidado parental (Rioja et al. 2008; Rioja et al. 2011), protección y sociabilización (Marin et al. 2003; Farías et al. 2006; Rioja 2008; Carrillo 2009).

El análisis de uso de hábitat demostró que las liebres evitaron el manglar, los asentamientos humanos, las áreas sin vegetación aparente, la playa y los caminos. Es posible que la liebre no utilice el manglar debido a que no existe suficiente cantidad de alimento (herbáceas y pastos), y a que su campo visual es muy limitado (Carrillo 2009), volviéndola susceptible a la depredación, tal y como reportaron para la población de Montecillo Santa Cruz, dado que la estructura de la vegetación impide a la especie correr libremente y con ello utilizar su estrategia más común de escape (Farías 2004; Farías y Fuller 2009).

Tabla 2. Uso de hábitat de *Lepus flavigularis* en la población de Santa María del Mar, Oaxaca, para las cuatro temporadas monitoreadas; a partir de datos de registros de telemetría. En el índice de Johnson (1980) los valores positivos implican preferencia, mientras que los negativos implican rechazo.

Temporada	Uso de Suelo	UE	UO	% UE	% UO	Conf.	Pref. 1	g.l.	Sig.	Índice Johnson	Pref. 2
Húmeda 2006	Área sin vegetación aparente	24.07	7.86	1.64	0.54	0.2230 - 0.2568	E	7	$P < 0.05$	0.66	E
	Asentamiento humano	47.86	0.80	3.26	0.05	0.2026 - 0.263	E	7	$P < 0.05$	1.49	E
	Caminos	7.03	3.64	0.48	0.25	0.0157 - 0.039	----	7	$P > 0.05$	0.16	---
	Cuerpo agua temporal	35.99	1.21	2.45	0.08	0.0043 - 0.0150	E	7	$P < 0.05$	1.50	E
	Manglar	52.22	3.76	3.56	0.26	0.146 - 0.2000	E	7	$P < 0.05$	0.98	E
	Matorral	251.19	298.54	17.10	20.33	0.2230 - 0.2568	P	7	$P < 0.05$	-0.52	P
	Pastizal	954.15	1141.38	64.97	77.72	0.7114 - 0.7466	P	7	$P < 0.05$	-0.74	P
	Playa	96.02	11.34	6.54	0.77	0.0022 - 0.0113	E	7	$P < 0.05$	0.63	E

Continúa ...

Continúa .. Tabla 2

Seca 2007	Área sin vegetación aparente	24.07	4.67	1.64	0.32	0.0004 - 0.0065	E	7	$P < 0.05$	0.50	E
	Asentamiento humano	47.86	1.20	3.26	0.08	0.0008 - 0.0025	E	7	$P < 0.05$	1.55	E
	Caminos	7.03	2.78	0.48	0.19	0.0022 - 0.0113	---	7	$P > 0.05$	0.03	---
	Cuerpo agua temporal	35.99	0.78	2.45	0.05	0.0008 - 0.0023	E	7	$P < 0.05$	1.17	E
	Manglar	52.22	3.06	3.56	0.21	0.0008 - 0.0023	E	7	$P < 0.05$	0.75	E
	Matorral	251.19	312.68	17.10	21.29	0.2248 - 0.2745	P	7	$P < 0.05$	-0.62	P
	Pastizal	954.15	1133.6	64.97	77.19	0.7035 - 0.7545	P	7	$P < 0.05$	-0.71	P
	Playa	96.02	9.76	6.54	0.66	0.0071 - 0.0203	E	7	$P < 0.05$	0.77	E
Húmeda 2007	Área sin vegetación aparente	24.07	2.52	1.64	0.17	0.0020 - 0.0106	E	7	$P < 0.05$	0.86	E
	Asentamiento humano	47.86	0.00	3.26	0.00	0.0000 - 0.0045	E	7	$P < 0.05$	1.65	E
	Caminos	7.03	5.14	0.48	0.35	0.0043 - 0.0150	----	7	$P > 0.05$	0.02	---
	Cuerpo agua temporal	35.99	1.86	2.45	0.13	0.0000 - 0.0015	E	7	$P < 0.05$	0.98	E
	Manglar	52.22	7.88	3.56	0.54	0.0025 - 0.0116	E	7	$P < 0.05$	0.52	E
	Matorral	251.19	352.36	17.10	23.99	0.2080 - 0.2539	P	7	$P < 0.05$	-0.71	P
	Pastizal	954.15	1086.4	64.97	73.98	0.7048 - 0.7532	P	7	$P < 0.05$	-0.68	P
	Playa	96.02	12.37	6.54	0.84	0.0081 - 0.0211	E	7	$P < 0.05$	0.70	E
Seca 2008	Área sin vegetación aparente	24.07	0.00	1.64	0.00	0.0027 - 0.0118	E	7	$P < 0.05$	1.63	E
	Asentamiento humano	47.86	0.00	3.26	0.00	0.0003 - 0.0057	E	7	$P < 0.05$	1.75	E
	Caminos	7.03	6.21	0.48	0.42	0.0050 - 0.0161	----	7	$P > 0.05$	0.00	---
	Cuerpo agua temporal	35.99	0.00	2.45	0.00	0.0007 - 0.0030	E	7	$P < 0.05$	1.68	E
	Manglar	52.22	2.64	3.56	0.18	0.0032 - 0.0128	E	7	$P < 0.05$	1.54	E
	Matorral	251.19	326.34	17.10	22.22	0.2082 - 0.2544	P	7	$P < 0.05$	-0.69	P
	Pastizal	954.15	1112.78	64.97	75.78	0.7039 - 0.7526	P	7	$P < 0.05$	-0.70	P
	Playa	96.02	16.56	6.54	1.13	0.0088 - 0.0223	E	7	$P < 0.05$	0.52	E

Nota: UE = uso esperado, UO = uso observado, % UE = proporción de uso esperado, % UO = proporción de uso observado, Conf. = intervalos de confianza de Bonferroni, Pref. 1 = Índice de preferencia de Neu *et al.* (1974), Pref. 2 = Índice de preferencia de Johnson (1980), E = Evitado, P = Preferido.

La ausencia de liebres en la zona de asentamientos humanos se puede atribuir a la fragmentación y destrucción del hábitat en los alrededores de la comunidad, así como el posible efecto de la presencia de jaurías de perros domésticos que buscan y cazan fauna silvestre, incluyendo a *L. flavigularis*. Este factor posiblemente está ocasionando que las liebres eviten establecerse en zonas aledañas a la población o las que se aproximen sean predadas. Esta es una de las amenazas de mayor importancia para la supervivencia de la liebre de Tehuantepec, siendo los perros domésticos el principal causante de mortandad en crías de esta especie de lepórido (Rioja *et al.* 2011).

Las áreas sin vegetación aparente, caminos y la playa no fueron caracterizadas

debido a que no poseen ningún tipo de vegetación o cobertura que ofrezca un recurso a la liebre; es probable que esta misma razón provocara que la especie no utilizara en ningún caso, al no tener acceso a fuentes de alimento o protección.

Debido a que los únicos dos trabajos existentes sobre el uso de hábitat de la especie fueron realizados en una zona con tipos de vegetación y uso de suelo diferentes a los encontrados en Santa María del Mar, es difícil establecer comparaciones directas. Sin embargo, es importante señalar algunas diferencias y similitudes entre dichos estudios y el presente. De acuerdo con Farías (2004), y Farías y Fuller (2009), en la población de Montecillo Santa Cruz, la liebre seleccionó en primer lugar zonas de "morro" (asociaciones vegetales de herbáceas y pastizales con presencia árboles de morro - *Crescentia alata*), seguidas por nanchales (asociaciones vegetales de herbáceas y pastizales dominados por árboles de nanche - *Byrsonima crassifolia*). Farías y Fuller (2009) mencionaron la posibilidad de que en las asociaciones vegetales de morro y nanchal la liebre encuentre el alimento suficiente y mantenga un amplio campo visual, lo que le permitiría permanecer alerta ante la presencia de depredadores, pero además le ofrecen cierta protección gracias a la cobertura proporcionada por esos árboles. En cambio, para la población de Santa María del Mar, el pastizal abierto fue la asociación vegetal con mayor frecuencia de ocurrencia. Las zonas de pastizal abierto en esta población están dominadas por la especie *Jouvea pilosa*, una especie de poca altura, lo que permite a la especie tener un amplio campo visual para detectar a otras liebres y a posibles depredadores, por lo que en esta asociación vegetal se cubren sus necesidades básicas de alimentación, reproducción y protección (Gray 1989; Kowicz et al. 1990; Daniel et al. 1993; Lorenzo et al. 2011). Otro estudio llevado a cabo en Montecillo Santa Cruz, indicó que la liebre mostró una preferencia por el nanchal por encima del pastizal (Sántiz 2006). Es probable que la diferencia entre este último estudio en Montecillo Santa Cruz (Sántiz 2006) y el presente, se deba al método utilizado, considerando que el primero fue realizado con registros indirectos (mediante la ubicación y conteo de excretas), teniendo con ello un sesgo debido a que no existe información sobre la tasa de defecación para esta especie (Sántiz 2006).

Respecto al uso de matorral en Santa María del Mar, es posible que los parches de este tipo de asociación fueran inevitablemente incluidos en el uso de la liebre al encontrarse adyacentes o en los bordes con la vegetación de pastizal (Garshelis 2000), y que probablemente le ofrezca protección contra depredadores (Farías 2004).

Implicaciones para la conservación. En Santa María del Mar, Oaxaca, toda el área cubierta por pastizal es utilizada como potreros. Como parte de las técnicas de manejo de dichos potreros, se practica la rotación de ganado. Sin embargo, no fue posible determinar si existía una relación entre los potreros con ganado pastando y el uso de hábitat de la liebre. No obstante, las liebres monitoreadas no parecían ser perturbadas por la presencia de vacas o caballos, debido a que se les observó pastando juntos en repetidas ocasiones. Esto nos da la pauta para sugerir un estudio a largo plazo sobre la dieta de la liebre y del ganado local, que permita determinar el nivel de competencia por recurso alimenticio entre estas especies, y con ello estimar el posible efecto de dicha competencia a mediano y largo plazo. Aunque se considera que posiblemente no exista competencia directa entre el ganado y la liebre de Tehuantepec (Farías et al. 2006), actualmente se desarrolla un proyecto de investigación dirigido a generar información

sobre este tema (T. Rioja-Paradela, *com. pers.*).

Por otro lado, es indudable la relación directa que existe entre el ecosistema de pastizal y la liebre de Tehuantepec. Esta relación también expone a la liebre a las amenazas que afectan a dicho ecosistema. La densidad poblacional de *L. flavigularis* es variable a lo largo de su distribución geográfica, por ejemplo, la población de Montecillo Santa Cruz, zona sujeta a incendios periódicos, presenta fluctuaciones poblacionales, mientras que la de San Francisco del Mar, donde hay ausencia de incendios, no presenta tales fluctuaciones (Lorenzo *et al.* 2008). Esto denota que el programa de conservación y manejo para la especie deberá incluir la protección de los ecosistemas de pastizal en particular el control de incendios provocados.

La información generada es indispensable para el desarrollo y establecimiento de programas de manejo y conservación de la liebre, incluyendo aquellos programas que contemplen tanto a la especie como a las actividades productivas llevadas a cabo en el ecosistema de pastizal (ganadería y agricultura). Se sabe que el hábitat de la especie está amenazado por la expansión de la agricultura, introducción de pastos exóticos, ganadería y los asentamientos humanos (Cervantes *et al.* 2008), por lo que el desarrollo de estudios como el presente son fundamentales para determinar el efecto de dichas amenazas sobre la liebre de Tehuantepec. Para el caso particular de la población de Santa María del Mar, al contrario de lo que afirman Cervantes *et al.* (2008), al momento de la realización de esta investigación se observó un interés permanente de las autoridades locales para la protección de la especie, lo que podría incrementar el potencial de éxito de un programa de conservación y manejo.

Agradecimientos

Este proyecto se realizó como parte del proyecto CONACYT-FOMIX Chiapas (CHIS-2005-C03-001). Agradecemos el apoyo de las autoridades municipales y comunales de Santa María del Mar, Oaxaca. De manera especial agradecemos a todas las personas de Montecillo Santa Cruz y Santa María del Mar por su ayuda durante el trabajo de campo. Finalmente agradecemos a los revisores anónimos que colaboraron en la mejora de este manuscrito.

Referencias

- AEBISCHER, N. J., P. A. ROBERTSON, Y R. E. KENWARD.** 1993. Compositional analysis of habitat use from animal radio-tracking data. *Ecology* 74:1313-1325.
- ALLDREDGE, J. R., Y J. T. RATTI.** 1986. Comparison of some statistical techniques for analysis of resource selection. *Journal of Wildlife Management* 50:157-165.
- BAILLIE, J., Y B. GROOMBRIDGE.** 1996. 1996 IUCN Red List of threatened animals, IUCN. Gland, Suiza.
- BYERS, C. R., R. K. STEINHORST, Y P. R. KRAUSMAN.** 1984. Clarification of a technique for analysis of utilization-availability data. *Journal of Wildlife Management* 48:1050-1052.
- CARRILLO R., A.** 2009. Uso de hábitat de la liebre de Tehuantepec (*Lepus flavigularis*) en Santa María del Mar, Oaxaca. Tesis de doctorado. El Colegio de la Frontera Sur. San Cristóbal de Las Casas, México.

- CARRILLO-REYES, A., C. LORENZO, E. J. NARANJO, M. PANDO, Y T. RIOJA.** 2010. Home range dynamics of the Tehuantepec Jackrabbit in Oaxaca, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 81:143-151.
- CERVANTES, F.** 1993. *Lepus flavigularis*. *Mammalian Species* 423:1-3.
- CERVANTES, F. A., Y F. GONZÁLEZ.** 1996. Los Conejos y Liebres Silvestres de México. *Ecología y Conservación del Conejo Zacatuche y su Hábitat*. Universidad Autónoma de México y Fondo de Cultura Económica. Ciudad de México, México.
- CERVANTES, F. A., B. VILLA RAMÍREZ, C. LORENZO, J. VARGAS, J. L. VILLASEÑOR, Y J. LÓPEZ BLANCO.** 1996. Búsqueda de poblaciones supervivientes de la liebre endémica *Lepus flavigularis*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Ciudad de México, México.
- CERVANTES, F. A., C. LORENZO, V. FARÍAS, Y J. VARGAS.** 2008. *Lepus flavigularis*. In IUCN 2011. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.2. <www.iucnredlist.org>. Consultada el 22 de febrero de 2012.
- CHAPMAN, J. A.** 1990. Conservation action needed for rabbits, hares and pikas. Pp. 154-168 in *Rabbits, hares and pikas. Status survey and Conservation Action Plan* (Chapman, J. A., y J. E. C. Flux, eds.). International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources, Gland, Suiza.
- DANIEL, A. J. HOLECHEK, R. VALDEZ, A. TEMPO, L. SAIWANA, M. FUSCO Y M. CÁRDENAS.** 1993. Jackrabbit densities on fair and good condition chihuahuan desert range. *Journal of Range Management* 46:524-528.
- FARÍAS, V.** 2004. Spatio-Temporal ecology and habitat selection of the critically endangered Tropical Hare (*Lepus flavigularis*) in Oaxaca, Mexico. Tesis Doctoral. University of Massachusetts. Amherst, EE.UU.
- FARÍAS, V., T. K. FULLER, F. A. CERVANTES, Y C. LORENZO.** 2006. Home Range and Social Behavior of the Endangered Tehuantepec jackrabbit (*Lepus flavigularis*) in Oaxaca, México. *Journal of Mammalogy* 87:748-756.
- FARÍAS, V., Y T. FULLER.** 2009. Native vegetation structure and persistence of endangered Tehuantepec jackrabbits in a neotropical savanna in Oaxaca, México. *Biodiversity and Conservation* 18:1963-1978.
- FLUX, J. E. C., Y R. ANGERMANN.** 1990. The hares and jackrabbits. Pp. 61-94 in *Rabbits, hares and pikas. Status survey and Conservation Action Plan* (Chapman, J. A., y J. E. C. Flux, eds.). International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources. Gland, Suiza.
- GARCÍA, E., Y COMISIÓN NACIONAL PARA EL CONOCIMIENTO Y USO DE LA BIODIVERSIDAD (CONABIO).** 1998. *Climas (Clasificación de Köppen, modificado por García)*. Escala 1:1000000. Ciudad de México, México.
- GARSHELIS, D. L.** 2000. Delusions in habitat evaluation: measuring use, selection, and importance. Pp. 111-164 in *Research techniques in animal ecology, controversies and consequences* (Boitani, L. y T. K. Fuller, eds.). Columbia University Press. New York, EE.UU.
- GRAY, D. R.** 1989. Reproductive Behavior of Arctic Hare (*Lepus arcticus*). *Symposium Sur les Stratégies du Comportement*. Dushesnay, Canadá.
- HOBBS, N. T.** 1982. Confidence intervals on food preference indices. *Journal of Wildlife Management* 46:505-507.

- INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA, GEOGRAFÍA E INFORMÁTICA (INEGI).** 2006. Aspectos geográficos de Oaxaca. Precipitación Total Anual. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Ciudad de México, México.
- JOHNSON, D. H.** 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology* 61:65-71.
- KOWICZ, A.B., T.H. HAMILTON, D.R. GRAY Y C. DOWNES.** 1990. Nursing Behavior of Arctic Hare (*Lepus arcticus*). Pp. 643-664 in *Canada's Missing Dimension: Science and History in Canadian Arctic Islands* (Harington, C. R., ed.). Canadian Museum of Nature. Ottawa, Canadá.
- LORENZO, C., F. A. CERVANTES, F. BARRAGÁN, Y J. VARGAS.** 2006. New records of the endangered Tehuantepec jackrabbit (*Lepus flavigularis*) from Oaxaca, Mexico. *Southwestern Naturalist* 51:116-119.
- LORENZO, C., O. RETANA-GUIASCÓN, F. A. CERVANTES, J. VARGAS, Y G. L. PORTALES.** 2000. Status survey of the critically endangered *Lepus flavigularis*. Final Report to the Chicago Zoological Society. El Colegio de la Frontera Sur. San Cristóbal de Las Casas, México.
- LORENZO, C., T. M. RIOJA, A. CARRILLO-REYES, Y F. A. CERVANTES.** 2008. Populations fluctuations of *Lepus flavigularis* (Lagomorpha: Leporidae) at Tehuantepec Isthmus, Oaxaca, Mexico. *Acta Zoológica Mexicana* (n. s.) 24:207-220.
- LORENZO, C., A. CARRILLO-REYES, M. GÓMEZ-SÁNCHEZ, A. VELÁZQUEZ, Y E. ESPINOZA.** 2011. Diet of the endangered Tehuantepec jackrabbit, *Lepus flavigularis*. *Therya* 2:67-76.
- NEU, C. W., C. R. BYERS, Y B. PEEK.** 1974. A technique for analysis of utilization-availability data. *Journal of Wildlife Management* 38:541-545.
- MARÍN, A. I., L. HERNÁNDEZ Y J. W. LAUNDRÉ.** 2003. Predation Risk and Food Quality in the Selection of Habitat by Black-Tailed Jackrabbit (*Lepus californicus*): An Optional Foraging Approach. *Journal of Arid Enviroments* 55:101-110.
- PÉREZ-GARCÍA, E. A., J. MEAVE, Y C. GALLARDO.** 2001. Vegetación y flora de la Región de Nizanda, Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México. *Acta Botánica Mexicana* 56:19-88.
- RIOJA P., T. M.** 2008. Comportamiento reproductivo de la liebre de Tehuantepec (*Lepus flavigularis*) en su hábitat. Tesis de doctorado. El Colegio de la Frontera Sur. San Cristóbal de Las Casas, México.
- RIOJA, T., C. LORENZO, E. NARANJO, L. SCOTT, Y A. CARRILLO-REYES.** 2008. Polygynous mating behavior in the endangered Tehuantepec jackrabbit (*Lepus flavigularis*). *Western North American Naturalist* 68:343-349.
- RIOJA, T., C. LORENZO, E. NARANJO, L. SCOTT, Y A. CARRILLO-REYES.** 2011. Breeding and parental care in the endangered Tehuantepec jackrabbit (*Lepus flavigularis*). *Western North American Naturalist* 71:56-66.
- SÁNTIZ, E.** 2006. Selección de hábitat y densidad de la liebre del Istmo *Lepus flavigularis* (Wagner 1844) en Oaxaca, México. Tesis de maestría. Instituto de Ecología, A.C. Xalapa, México.
- SECRETARÍA DE MEDIO AMBIENTE, RECURSOS NATURALES Y PESCA (SEMARNAP).** 1997. Programa de Conservación de la Vida Silvestre y Diversificación Productiva en el Sector Rural. 1997-2000. SEMARNAP, Instituto de Ecología, Ciudad de México, México.
- SECRETARÍA DEL MEDIO AMBIENTE, RECURSOS NATURALES Y PESCA (SEMARNAT).** 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección Ambiental - Especies de

flora y fauna silvestres en México - Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio, Lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación, Ciudad de México, México.

- VARGAS, C.** 2000. Distribución, Abundancia y Hábitat de la Liebre Endémica *Lepus flavigularis* (Mammalia: Lagomorpha). Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.
- VORHIES, C. T., y W. P. TAYLOR.** 1933. The life histories and ecology of jack rabbits *Lepus alleni* and *Lepus californicus* in relation to grazing in Arizona. University of Arizona Technical Bulletin 49:471-587.
- WALLER, R. A., y B. DUNCAN.** 1969. A Bayes rule for the symmetric multiple comparison problem. Journal of the American Statistical Association 64:1484-1499.

Sometido: 29 de marzo de 2012

Revisado: 10 de abril de 2012

Aceptado: 7 de mayo de 2012

Editor asociado: Juan Pablo Gallo

Diseño gráfico editorial: Gerardo Hernández

Uso y selección de asociaciones vegetales por la liebre de Tehuantepec (*Lepus flavigularis*) en Oaxaca, México

Eugenia C. Sántiz^{1*}, Alberto González-Romero², Consuelo Lorenzo¹,
Sonia Gallina-Tessaro² y Fernando A. Cervantes³

Abstract

In this work was determined the pattern of use and selection temporal and spatial of vegetal associations of the Tehuantepec jackrabbit (*Lepus flavigularis*), endemic species, and in risk of extinction. The data were obtained by the density by count of pellets and direct records of jackrabbits in different vegetal associations and the availability (area) of each one, and it was compared between dry and rainy seasons in Montecillo Santa Cruz, Oaxaca, Mexico. Four types of vegetal associations were determined: 1) savannah-morro, 2) savannah-nanchal, 3) thorny scrub, and 4) gallery forest. The savannah-nanchal was selected by the jackrabbit using the densities with the count of pellets ($\chi^2 = 202.35$, $P = 0.05$), and the savannah-morro was selected at night according to the records of jackrabbits observed ($\chi^2 = 6.98$, $P = 0.05$). The selection of vegetal associations does not differ between the dry and rainy seasons. The Tehuantepec jackrabbit probably selects opened areas with a low density of shrubs. When knowing the vegetal associations selected by the Tehuantepec jackrabbit, it will be possible to identify high-priority sites for its conservation.

Key words: density, habitat, *Lepus flavigularis*, Tehuantepec jackrabbit, selection, use.

Resumen

En este trabajo se determinó el patrón de uso y selección temporal y espacial de asociaciones vegetales de la liebre de Tehuantepec (*Lepus flavigularis*), especie endémica y en peligro de extinción. Los datos se obtuvieron con base en la densidad de liebres por conteo de excretas y registros directos en distintas asociaciones vegetales y la disponibilidad (área) de cada una, y se comparó entre estaciones seca y lluviosa en Montecillo Santa Cruz, Oaxaca, México. Se determinaron cuatro asociaciones vegetales: 1) sabana-morro, 2) sabana-nanchal, 3) matorral espinoso, y

¹Departamento de Ecología y Sistemática Terrestres, El Colegio de la Frontera Sur. Carretera Panamericana y Periférico Sur s/n, San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México 29290. E-mail: esantiz@ecosur.mx (ECS), clorenzo@ecosur.mx (CL).

²Departamento de Biodiversidad y Ecología Animal, Instituto de Ecología, A. C. Km. 2.5 Carretera Antigua a Coatepec 351, Jalapa, Veracruz, México 91070. E-mail: gonzalea@ecologia.edu.mx (AGR), sonia@ecologia.edu.mx (SGT).

³Colección Nacional de Mamíferos, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Avenida Universidad 3000, Distrito Federal, México 04510. E-mail: fac@ibilogia.unam.mx

*Corresponding author.

4) bosque de galería. La sabana-nanchal fue seleccionada por la liebre utilizando las densidades con el conteo de excretas ($\chi^2 = 202.35$, $P = 0.05$), y la sabana-morro fue seleccionada en la noche de acuerdo a los registros de liebres observadas ($\chi^2 = 6.98$, $P = 0.05$). La selección de asociaciones vegetales no difiere entre la época seca y lluviosa. La liebre de Tehuantepec probablemente selecciona áreas abiertas con una baja densidad de arbustos. Al conocer las asociaciones vegetales seleccionadas por la liebre de Tehuantepec, será posible identificar sitios prioritarios para su conservación.

Palabras clave: densidad, hábitat, *Lepus flavigularis*, liebre de Tehuantepec, selección, uso.

Introducción

La biodiversidad global está cambiando a una tasa sin precedentes, como una respuesta compleja de cambios inducidos por los humanos al ambiente global, como cambios en el bióxido de carbono atmosférico, clima, vegetación y la utilización del suelo. Para los ecosistemas terrestres, el cambio del uso del suelo tendrá probablemente el efecto más grande en cambios sobre la biodiversidad a largo plazo, seguido por el cambio del clima, la deposición del nitrógeno, el intercambio biótico, y la concentración elevada del bióxido de carbono (Sala *et al.* 2000).

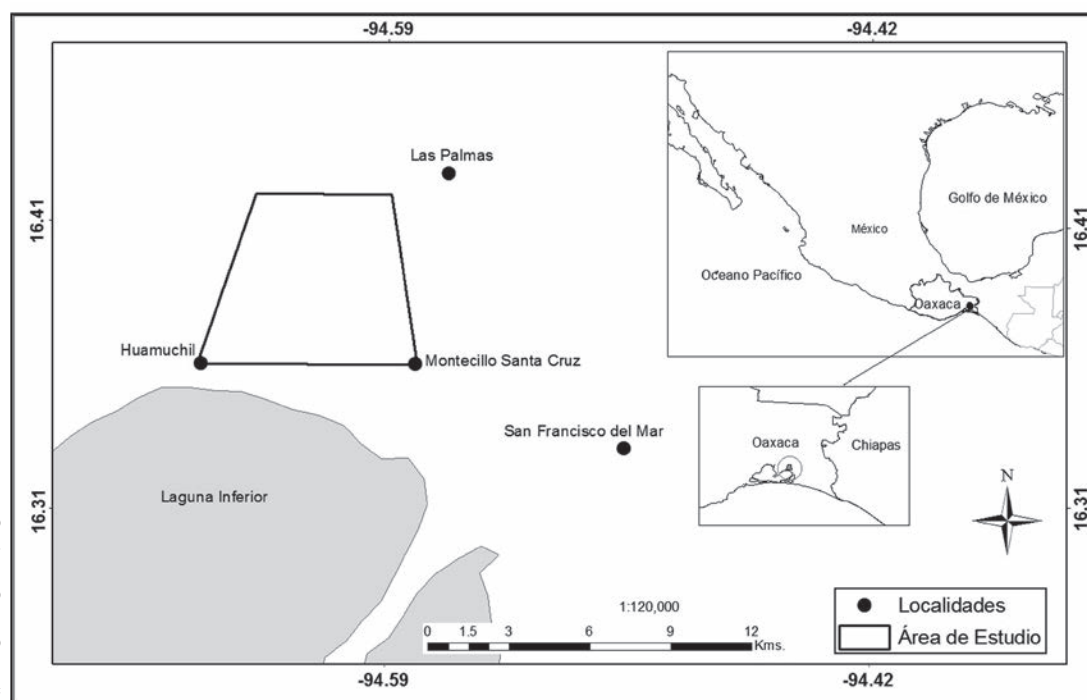
Los cambios de uso de suelo tienen como consecuencia la degradación y pérdida del hábitat que impactan en la diversidad de especies y poblaciones (Johnson 1980). El conocer como un organismo emplea los recursos físicos y biológicos (uso del hábitat), y las decisiones conductuales que le permiten elegirla (selección del hábitat) para ocuparla, supervivir y reproducirse, es esencial para la conservación y manejo de especies bajo protección especial (Krausman 1999, 2002). Tal es el caso de la liebre de Tehuantepec (*Lepus flavigularis*), especie en peligro de extinción y endémica del estado de Oaxaca (Flux y Angermann 1990), cuya amenaza principal es la pérdida de su hábitat (debido principalmente a las prácticas de agricultura y ganadería en la región; Lorenzo *et al.* 2008). Lo que ha provocado una reducción drástica de su área de distribución original (Nelson 1909). En la actualidad sólo se conocen cuatro poblaciones, localizadas al sur del Istmo de Tehuantepec, en Oaxaca (Cervantes y Yépez 1995; Lorenzo *et al.* 2006).

El hábitat implica más que el tipo de vegetación o la estructura de la vegetación, es la suma de recursos específicos (alimentación, cobertura de la vegetación, agua), que son necesarios para la supervivencia de los organismos (Krausman 1999). En el proceso de uso y selección del hábitat influyen factores como la abundancia de recursos (alimento, cobertura vegetal), el riesgo a la depredación, la presencia de competidores (Rosenzweig 1981; Longland 1991; Brown *et al.* 1999) y las condiciones del ambiente (humedad, temperatura, vegetación; Johnson 1980; Thomas y Taylor 1990). El objetivo de este estudio fue documentar los patrones de uso y selección temporal y espacial de *L. flavigularis* en las diversas asociaciones vegetales en las que se encuentra, y contar con una aproximación del uso y selección del hábitat que lleva a cabo en un ambiente específico. Se espera que los resultados de este estudio sean la base para proponer acciones específicas para la conservación de *L. flavigularis* y su hábitat.

Material y Métodos

Área de estudio. Comprende una superficie de 40 km², ubicada a los 16.423° N, -94.643° W y 16.366° N, -94.663° W (límites superior e inferior izquierdo, respectivamente); 16.423° N, -94.595° W; 16.366° N, -94.586° W (límites superior e inferior derecho, respectivamente). Corresponde a las localidades de Montecillo Santa Cruz, Municipio San Francisco del Mar y Huamuchil, Municipio San Dionisio del Mar, al sur del estado de Oaxaca, en el Istmo de Tehuantepec (Lorenzo *et al.* 2000; Fig. 1). El clima es cálido subhúmedo con lluvias en verano, con una temperatura promedio anual de 25 °C y precipitación total anual de 932.2 mm (García 1988). Las asociaciones vegetales se delimitaron en función de las especies vegetales dominantes y de la densidad de especies vegetales dentro de cada uno, y se categorizaron de acuerdo a Pérez-García *et al.* (2001). Los cuatro tipos de asociaciones vegetales identificadas, las áreas que ocupan y el porcentaje de su representación en relación con el área total de estudio (40 km²; entre paréntesis) fueron: 1) sabana-morro (27 km²; 67.7%), 2) sabana-nanchal (6 km²; 15%), 3) bosque de galería (4.5 km²; 11.2%), y 4) matorral espinoso (2.5 km²; 6.1%). Se realizaron siete salidas al campo de julio de 2004 a mayo de 2005, con una duración de 10 días cada una, abarcando tres salidas en época seca (noviembre-abril), y cuatro en época lluviosa (mayo-octubre).

Figura 1. Área de estudio entre las localidades Montecillo Santa Cruz, Municipio San Francisco del Mar y Huamuchil, Municipio San Dionisio del Mar, Oaxaca. Círculos sólidos = poblados.



Se elaboró un mapa de coberturas del suelo para la ubicación y delimitación de los tipos de asociaciones vegetales del área de estudio con base en una imagen de satélite Landsat ETM del 2003, resolución espacial de 30 metros por píxel y resolución espectral de 7 bandas, digitalizada con el programa ArcView 3.2. Se eligieron durante el mes de julio de 2004, varios puntos al azar dentro del área de estudio, para verificar en campo

la información sobre los tipos de asociaciones vegetales visualizada en la imagen de satélite. En cada punto se describió el tipo de asociación vegetal y se anotó la altitud y posición geográfica, con ayuda de un geoposicionador manual (GPS).

El patrón de uso espacial de las asociaciones vegetales se determinó en función de la densidad de la liebre de Tehuantepec obtenida previamente con el conteo de excrementos (Neff 1968) a través de un muestreo estratificado, de acuerdo al área de cada asociación vegetal. Se establecieron 39 transectos (27 ubicadas en sabana-morro, 6 en sabana-nanchal, 2 en matorral espinoso y 4 en bosque de galería) de 50 m, con parcelas circulares de 1m², ubicadas a cada 10 m sobre cada transecto. La longitud de los transectos (50 m) se determinó por la relativa facilidad de su instalación y para poder abarcar mayor área, ya que una gran cantidad de transectos pequeños permiten tomar una muestra más representativa (Neff 1968). Asimismo, el patrón de uso espacial de las asociaciones vegetales se determinó con registros directos de liebres durante el día y la noche mediante monitoreos con lámparas de halógeno dentro de los llanos en el área de estudio. El patrón de uso espacial y temporal (en época seca y lluviosa) de las asociaciones vegetales fue analizada con una prueba de χ^2 de bondad de ajuste y con los intervalos de Bonferroni (IB) cuando se observaron diferencias entre el uso observado (densidad de liebres estimada con el conteo de excrementos y registros de liebres observadas) y el uso esperado de una o varias asociaciones vegetales de acuerdo al área disponible de cada una (Neu *et al.* 1974).

Resultados

La sabana-morro está compuestas principalmente por pastos (*Aristida* sp. y *Trisetum* sp.) y hierbas (*Waltheria americana*), con árboles de morro (*Crescentia alata*), en una densidad lineal promedio de 2.7 ind/km, y arbustos (*Chamaecrista rufa*) con una densidad lineal de 12.2 ind/km, los cuales no superan los seis metros de altura. En la sabana-nanchal predominan los pastos (*Aristida* sp.) y hierbas (*Pithecellobium* sp.), con una mayor densidad de árboles de nanche (*Byrsonima crassifolia*; densidad lineal 186.1 ind/km). El bosque de galería se compone de vegetación densa que crece en los márgenes de los arroyos, formando franjas que no sobrepasan los 20 m de cada lado de los mismos. Este tipo de asociación vegetal se caracteriza principalmente por la presencia de árboles (*Gliricidia sepium*; densidad lineal 93.8 ind/km, *Coccoloba cozumelensis*; densidad lineal 43.8 ind/km) de gran tamaño (15 m de altura) y una gran cantidad de bejucos (*Stigmaphyllon ellipticum*; densidad lineal 37.5 ind/km, *Paullinia cururu*; densidad lineal 31.3 ind/km). El matorral espinoso presenta una vegetación densa espinosa, los árboles alcanzan alturas de cuatro metros y la mayoría de los arbustos (*Acacia cornigera*, *Acacia* sp.) presentan espinas. En este tipo de vegetación predominan los árboles *Casearia* sp. (densidad lineal 375 ind/km) y arbustos *Acacia* sp. a altas densidades (densidad lineal 450 ind/km) y el pasto *Aristida* sp.

Se observaron diferencias estadísticamente significativas en el patrón de uso espacial de las asociaciones vegetales a partir de los datos de densidad de liebres estimada con el conteo de excrementos ($\chi^2 = 202.35$, $P = 0.05$). La sabana-nanchal fue seleccionada debido a que la proporción de uso observado (P_i) es mayor al uso esperado (E) en proporción a la disponibilidad de este tipo de asociación vegetal ($E = 0.15$; $P_i = 0.62$; $IB = 0.51-0.74$); sin embargo, la sabana-morro, matorral espinoso y bosque de galería

fueron evitados (Tabla 1). De igual manera, se encontraron diferencias estadísticamente significativas en el patrón de uso espacial de los tipos de asociación vegetal en función de los registros de liebres observadas durante el día ($\chi^2 = 3.5$, $P = 0.05$) y la noche ($\chi^2 = 6.98$, $P = 0.05$) por separado.

Tabla 1. Uso espacial de las asociaciones vegetales de la liebre de Tehuantepec (*Lepus flavigularis*) en la población de Montecillo Santa Cruz, Oaxaca, México, a partir de datos de densidad de liebres estimada con el conteo de excretas. $P_i < E$ = proporción de uso observada menor que la proporción de uso esperado; $P_i > E$ = proporción de uso observada mayor a la proporción de uso esperado. * Valores cuyas diferencias son significativas; - = las liebres evitan el hábitat; + = la liebres seleccionan el hábitat. Uso observado (UO); Uso esperado (UE); Proporción de uso esperado (E); Proporción de uso observada (P_i); Intervalo de Bonferroni $P_i \pm Z_{0.05/2k} \sqrt{P_i(1-P_i)/n}$ (IB).

Asociación vegetal	UO	UE	E	P_i		IB		
Sabana-morro	40.46	76.62	0.68	0.36	0.25	0.47	$P_i < E^*$	-
Sabana-nanchal	70.35	16.85	0.15	0.62	0.51	0.74	$P_i > E^*$	+
Matorral espinoso	0.00	6.94	0.06	0.00	0.00	0.00	$P_i < E^*$	-
Bosque de galería	2.30	12.69	0.11	0.02	-0.01	0.05	$P_i < E^*$	-

En el día, las liebres evitan el matorral espinoso, al registrarse una proporción de uso observado (P_i) menor al esperado (E) en proporción a la disponibilidad de esta asociación vegetal ($E = 0.06$; $P_i = 0.0$; $IB = 0.0-0.0$) y los otros tipos de asociación vegetal los usan de acuerdo a su disponibilidad (Tabla 2), y durante la noche seleccionan la sabana-morro, al registrarse una proporción de uso observado (P_i) mayor al uso esperado (E) en proporción a la disponibilidad de este tipo de asociación vegetal ($E = 0.68$; $P_i = 0.95$; $IB = 0.83-0.95$) y los tres hábitats restantes los evitan (Tabla 2).

Tabla 2. Uso espacial de las asociaciones vegetales de la liebre de Tehuantepec, con los registros de las liebres observadas durante el día y la noche, en la población de Montecillo Santa Cruz, Oaxaca, México. * Valores cuyas diferencias son significativas; - = las liebres evitan el hábitat; + = la liebres seleccionan el hábitat. Uso observado (UO); Proporción de uso esperado (E); Proporción de uso observada (P_i); Intervalo de Bonferroni $P_i \pm Z_{0.05/2k} \sqrt{P_i(1-P_i)/n}$ (IB).

	Asociación vegetal	UO	E	P_i		IB		
Día	Sabana-morro	20	0.68	0.77	0.56	0.98	$P_i > E$	n.s.
	Sabana-nanchal	5	0.15	0.19	0.00	0.39	$P_i > E$	n.s.
	Matorral espinoso	0	0.06	0.00	0.00	0.00	$P_i < E^*$	-
	Bosque de galería	1	0.11	0.04	-0.06	0.13	$P_i < E$	n.s.
Noche	Sabana-morro	19	0.68	0.95	0.83	0.95	$P_i > E^*$	+
	Sabana-nanchal	1	0.15	0.05	-0.07	0.05	$P_i < E^*$	-
	Matorral espinoso	0	0.06	0.00	0.00	0.00	$P_i < E^*$	-
	Bosque de galería	0	0.11	0.00	0.00	0.00	$P_i < E^*$	-

Asimismo, existen diferencias significativas en el patrón de uso temporal de las asociaciones vegetales para la época seca ($\chi^2 = 237.49$, $P = 0.05$) y para la época lluviosa ($\chi^2 = 167.69$, $P = 0.05$) por separado. La sabana-nanchal también fue seleccionada por las liebres, ya que la proporción de uso observado (P_i) fue mayor al uso esperado (E) en proporción a la disponibilidad de este tipo de asociación vegetal ($E = 0.15$; $P_i = 0.63$; $IB = 0.52-0.74$), y la sabana-morro, matorral espinoso y bosque de galería fueron evitados en ambas épocas (Tabla 3). No existieron diferencias significativas al comparar las dos épocas ($t = 1.88$, $P > 0.06$).

Tabla 3. Uso temporal de las asociaciones vegetales la liebre de Tehuantepec (*Lepus flavigularis*) en la población de Montecillo Santa Cruz, Oaxaca, México, por época seca y lluviosa, a partir de datos de densidad de liebres estimada con el conteo de excretas. $P_i < E$ = proporción de uso observada menor que la proporción de uso esperado; $P_i > E$ = proporción de uso observada mayor a la proporción de uso esperado. * Valores cuyas diferencias son significativas; - = las liebres evitan el hábitat; + = las liebres seleccionan el hábitat. Proporción de uso esperado (E); Proporción de uso observada (P_i); Intervalo de Bonferroni $P_i \pm Z_{0.05/2k} \sqrt{P_i(1-P_i)/n}$ (IB).

Época	Asociación vegetal	E	P_i		IB		
Seca	Sabana-morro	0.68	0.36	0.25	0.46	$P_i < E^*$	-
	Sabana-nanchal	0.15	0.63	0.52	0.74	$P_i > E^*$	+
	Matorral espinoso	0.06	0.00	0.00	0.00	$P_i < E^*$	-
	Bosque de galería	0.11	0.01	-0.01	0.03	$P_i < E^*$	-
Lluviosa	Sabana-morro	0.68	0.36	0.24	0.48	$P_i < E^*$	-
	Sabana-nanchal	0.15	0.61	0.49	0.73	$P_i > E^*$	+
	Matorral espinoso	0.06	0.00	0.00	0.00	$P_i < E^*$	-
	Bosque de galería	0.11	0.03	-0.01	0.08	$P_i < E^*$	-

Discusión

La selección de la sabana-nanchal por parte de la liebre de Tehuantepec, puede estar influenciado por la disponibilidad de sitios de descanso, lo cual evita la pérdida innecesaria de energía durante el día y las protege de las condiciones climáticas y de depredadores (Lechleitner 1958; Shoemaker *et al.* 1976; Dunn *et al.* 1982; Sievert y Keith 1985; Farías 2004) al ocultarse entre los nanches, *B. crassifolia*. En la liebre cola negra (*L. californicus*) se ha observado que durante el forrajeo el riesgo a ser depredada es menor en pastizales con escasos arbustos, en comparación con los sitios con vegetación arbustiva más densa (Marin *et al.* 2003).

La liebre de Tehuantepec ocupa principalmente áreas planas abiertas con alguna forma escasa de cobertura arbórea o arbustiva (sabana-morro, 6% y sabana-nanche, 5%), debido a su adaptación a la locomoción cursorial, y como estrategia de escape que le permite evadir a sus enemigos naturales (Flux y Angermann 1990; Cervantes y González 1996). Si el depredador se acerca demasiado, su defensa es la velocidad, que alcanza hasta 80 km/hr con saltos de 2 a 3 m de longitud (Garland 1983).

Asimismo, las liebres dependen de su vista cuando forrajean durante la noche, para detectar a sus depredadores a grandes distancias, por lo que necesitan áreas abiertas para escapar (Lechleitner 1958) como la sabana-morro, tipo de asociación vegetal seleccionada por *L. flavigularis* durante la noche de acuerdo con los registros de liebres observadas.

Estos resultados concuerdan con un estudio anterior sobre el uso del hábitat por *L. flavigularis*, en donde se observa que las liebres adultas usan la sabana-nanchal para descansar durante el día y la sabana-morro para forrajear durante la noche (Farías 2004); sin embargo, difieren de los reportados por Carrillo et al. (2012) para la especie, la cual prefiere el pastizal abierto. Es probable que la diferencia entre este último estudio y el presente, se deba a que el anterior fue realizado en la población de liebres localizada en Santa María del Mar, cuya estructura vegetal difiere a la de Montecillo Santa Cruz, al existir pastizales con algunas zonas cubiertas por matorral xerófilo con predominancia de *Opuntia tehuantepecana* y *O. decumbens* (los pastizales o sabanas carecen de un estrato arbóreo o arbustivo), así como al método utilizado, ya que utilizaron telemetría, mientras que el presente estudio se realizó con registros indirectos (mediante la ubicación y conteo de excretas).

El uso diferenciado de las asociaciones vegetales (selección de la sabana-nanchal durante el día y la sabana-morro por la noche) por parte de la liebre de Tehuantepec, concuerda con lo registrado para otras especies como la liebre *L. timidus* en Escocia, que usa diferentes asociaciones vegetales durante el día comparada con la noche (Hulbert et al. 1996). Así también, se ha reportado que la liebre de piornal (*L. castroviejoi*) se alimenta por la noche en zonas de pastizal y matorral (Ballesteros 2000).

Los hábitos alimentarios de la liebre de Tehuantepec es rica en especies (18 especies), de las cuales el 66.7% está compuesto de pastos (Lorenzo et al. 2011). De acuerdo con lo observado en otras especies de su género, las liebres se alimentan de una gran variedad de pastos, hierbas y arbustos (Dunn et al. 1982). En todo un año el alimento de la liebre antílope (*L. alleni*) está compuesto de pastos (en un 45%) y de mezquite (en un 36%), comparado con 24% y 56%, respectivamente, para la liebre cola negra (*L. californicus*) en el sur de Arizona (Vorhies y Taylor 1933). Asimismo, la dieta de la liebre torda, *L. callotis* especie cercana a la liebre de Tehuantepec, se compone de pastos en un 99% (Flux y Angermann 1990). Debido a que las asociaciones sabana-morro y sabana-nanchal en Montecillo Santa Cruz se caracterizan por la presencia de una gran cantidad de hierbas y pastos, puede estar influyendo en el patrón de selección de *L. flavigularis* por estos dos tipos de asociación vegetal porque encuentra alimento disponible, en comparación con el matorral espinoso y el bosque de galería. De igual forma, *L. flavigularis* evita los sitios con gran densidad de árboles y arbustos como el matorral espinoso (árboles, densidad lineal 235 ind/km; arbustos, densidad lineal 200 ind/km) y el bosque de galería (árboles, densidad lineal 200 ind/km; arbustos, densidad lineal 102.5 ind/km).

La sabana-nanchal es la asociación vegetal que la liebre de Tehuantepec selecciona durante la época seca y lluviosa de acuerdo con el conteo de excrementos, con esto se pudo observar que las liebres usan y seleccionan los tipos de asociación vegetal en la misma proporción en ambas épocas (seca y lluviosa). Lo anterior puede estar influenciado por la disponibilidad de alimento y protección contra la depredación. En

Montecillo Santa Cruz los pobladores locales queman grandes extensiones de sabana-morro y sabana-nanchal durante la estación seca, para inducir el crecimiento de los pastos y proveer de forraje al ganado (Farías 2004). Sin embargo, los árboles y arbustos persisten después del fuego en la sabana-morro y sabana-nanchal, por lo que las liebres pueden permanecer en estos sitios en la época seca. Aunque el matorral espinoso y el bosque de galería representan mayor cobertura de protección contra las condiciones climáticas durante la época seca, el riesgo de depredación sigue siendo alto por la densa cobertura vegetal y el alimento escaso. Se ha demostrado la importancia de la cobertura vegetal como alimento y áreas de resguardo que disminuyen el riesgo a la depredación, indicando el papel de la cobertura en el uso y selección del hábitat (Dunn *et al.* 1982; Marín *et al.* 2003). La sabana-morro y la sabana-nanchal son las asociaciones vegetales más usadas por la liebre de Tehuantepec, las cuales deben considerarse áreas prioritarias de manejo y conservación de la liebre, que incluya el desarrollo de actividades humanas como la agricultura y la ganadería, de forma sustentable para que no superen la capacidad de carga y eviten la degradación del suelo y de la cobertura vegetal.

Agradecimientos

Agradecemos a R. Gutiérrez, J. Antonio, E. Antonio, R. G. Gutiérrez, B. Cruz, T. Rioja, A. Carrillo, F. Barragán y J. Bolaños por su ayuda en campo. Al CONACyT y al Instituto de Ecología, A.C. por la beca otorgada a E. C. Sántiz. Dos revisores anónimos aportaron valiosos comentarios y mejoraron en gran medida la calidad de este trabajo.

Referencias

- BALLESTEROS, F.** 2000. Técnicas aplicables para la estimación y monitorización de la abundancia de la liebre de piornal (*Lepus castroviejoï*). *Naturalia Cantabricae* 1:45-51.
- BROWN, J. S., J. W. LAUNDRE, Y M. GURUNG.** 1999. The ecology of fear: optimal foraging, game theory, and trophic interactions. *Journal of Mammalogy* 80:385-399.
- CARRILLO-REYES, A., C. LORENZO, T. RIOJA, E. NARANJO, Y M. PANDO.** 2012. Uso de hábitat de la liebre en peligro de extinción, *Lepus flavigularis*: implicaciones para su conservación. *Therya* 3:113-125.
- CERVANTES, F. A., Y L. YÉPEZ.** 1995. Species richness of mammals from the vicinity of Salina Cruz, coastal Oaxaca, México. *Anales del Instituto de Biología, serie zoología* 66:113-122.
- CERVANTES, F. A., Y F. X. GONZÁLEZ.** 1996. Los conejos y liebres silvestres de México. Pp. 17-25 in *Ecología y Conservación del Conejo Zacatuche y su Hábitat* (Velázquez, A., F. J. Romero, y J. López, compiladores). Universidad Nacional Autónoma de México y Fondo de Cultura Económica. Ciudad de México, México.
- DUNN, P. J., J. A. CHAPMAN, Y R. E. MARSH.** 1982. Jackrabbits (*Lepus californicus* and Allies). Pp. 124-145 in *Wild Mammals of North America* (Chapman J. A., y G. A. Feldhamer, eds). Johns Hopkins, Baltimore, EE.UU.
- FARIAS, V.** 2004. Spatio temporal ecology and habitat selection of the critically endangered tropical hare (*Lepus flavigularis*) in Oaxaca, México. Dissertation, University of Massachusetts Amherst, EE.UU.

- FLUX, J. E. C., y R. ANGERMANN.** 1990. The hares and jackrabbits. Pp. 61-94 in Rabbits, Hares and Pikas, Status Survey and Conservation Action Plan (Chapman, J. A., y J.E.C. Flux, compilators). IUCN-SSC Lagomorph Specialist Group. Switzerland.
- GARCÍA, E.** 1988. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana). Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.
- GARLAND, T.** 1983. The relations between maximal running speed and body mass in terrestrial mammals. *Journal of Zoology* 199:157-170.
- HULBERT, I. A. R., G. R. IASON, y P. A. RACEY.** 1996. Habitat utilization in a stratified upland landscape by two lagomorphs with different feeding strategies. *Journal of Applied Ecology* 33:315-324.
- JOHNSON, D. H.** 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology* 61:65-71.
- KRAUSMAN, P. R.** 1999. Some Basic Principles of Habitat Use. Pp. 85-90 in *Grazing Behavior of Livestock and Wildlife* (Launchbaugh, K. L., K. D. Sanders, y J. C. Mosley). Idaho Forest, Wildlife and Range Experiment Station Bulletin. 70. University of Idaho. Idaho, EE.UU.
- KRAUSMAN, P. R.** 2002. *Introduction to Wildlife Management. The Basics.* Prentice Hall. New Jersey, EE.UU.
- LECHLEITNER, R.** 1958. Movements, density and mortality in a black-tailed jackrabbit population. *Journal of Wildlife Management* 22:284-371.
- LONGLAND, W. S.** 1991. Risk of predation and food consumption by black-tailed jackrabbits. *Journal of Range Management* 44:447-450.
- LORENZO, C., O. RETANA, F. CERVANTES, J. VARGAS, y G. PORTALES.** 2000. Status survey of the critically endangered *Lepus flavigularis* (final report). Chicago Zoological Society.
- LORENZO, C., F. A. CERVANTES, F. BARRAGÁN, y J. VARGAS.** 2006. New Records of the Endangered Tehuantepec Jackrabbit (*Lepus flavigularis*) from Oaxaca, Mexico. *The Southwestern Naturalist* 1:116-119.
- LORENZO, C., T. M. RIOJA, A. CARRILLO, y F. A. CERVANTES.** 2008. Populations fluctuations of *Lepus flavigularis* (Lagomorpha: Leporidae) at Tehuantepec Isthmus, Oaxaca, Mexico. *Acta Zoológica Mexicana* (n.s.) 24:207-220.
- LORENZO, C., A. CARRILLO-REYES, M. GÓMEZ-SÁNCHEZ, A. VELÁZQUEZ, y E. MEDINILLA.** 2011. Diet of the endangered Tehuantepec jackrabbit, *Lepus flavigularis*. *Therya* 2:67-76.
- MARÍN, A. I., L. HERNÁNDEZ, y J. W. LAUNDRÉ.** 2003. Predation risk and food quantity in the selection of habitat by black-tailed jackrabbit (*Lepus californicus*): an optimal foraging approach. *Journal of Arid Environments* 55:101-110.
- NEFF, D. J.** 1968. The pellet-group count technique for big game trend, census, and distribution: a review. *Journal Wildlife Management* 32:579-614.
- NELSON, E. W.** 1909. The rabbits of North America. *North American Fauna* 29:9-287.
- NEU, C. W., L. C. R. BYERS, y J. M. PEEK.** 1974. A technique for analysis of utilization-availability data. *Journal Wildlife Management* 38:541-545.
- PÉREZ-GARCÍA, E. A., J. MEAVE, y C. GALLARDO.** 2001. Vegetación y Flora de la Región de Nizanda, Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México. *Acta Botánica Mexicana* 56:19-88.
- ROSENZWEIG, M. L.** 1981. A theory of habitat selection. *Ecology* 62:327-335.

- SALA, O., F. STUART, J.J. ARMESTO, E. BERLOW, J. BLOOMPELD, R. DIRZO, E. HUBER-SANWALD, L. F. HUENNEKE, R. B. JACKSON, A. KINZIG, R. LEEMANS, D. M. LODGE, H. A. MOONEY, M. OESTERHELD, N. L. POFF, M. T. SYKES, B. H. WALKER, M. WALKER, Y D. H. WALL. 2000. Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science* 287:1770-1774.
- SHOEMAKER, V. H., K. A. NAGY, Y W. R. COSTA. 1976. Energy utilization and temperature regulation by jack rabbits (*Lepus californicus*): in the Mohave Desert. *Physiological Zoology* 49:364-375.
- SIEVERT, P. R., Y L. B. KEITH. 1985. Survival of snowshoe hares at a geographic range boundary. *Journal of Wildlife Management* 49:854-866.
- THOMAS, D. L., Y E. J. TAYLOR. 1990. Study designs and tests for comparing resource use and availability. *Journal Wildlife Management* 54:322-330.
- VORHIES, C., Y W. TAYLOR. 1933. The life histories and ecology of the jackrabbits *Lepus alleni* and *Lepus californicus* in relation to grazing in Arizona. University Arizona Agriculture, Experiment Station Technical Bulletin 49:1-117.

Sometido: 16 de abril de 2012

Revisado: 21 de junio de 2012

Aceptado: 9 de Julio de 2012

Editor asociado: Juan Pablo Gallo

Diseño gráfico editorial: Gerardo Hernández

Análisis de población viable para determinar el riesgo de extinción de la liebre de Tehuantepec (*Lepus flavigularis*) en Santa María del Mar, Oaxaca

Tamara Rioja-Paradela¹, Arturo Carrillo-Reyes^{1,2*} y Consuelo Lorenzo³

Abstract

It has been recognized the need for studies to determine the long-term viability of populations of endangered species, such as the Tehuantepec jackrabbit (*Lepus flavigularis*) populations. Currently the total population is estimated at less than 1000 individuals. We developed a viable population analysis to determine the extinction risk of the Tehuantepec jackrabbit population of Santa Maria del Mar, Oaxaca. A total of 31 scenarios were modeled in order to test independent and combined effect of flooding, predation by domestic dogs and poaching; also we tested the effect of inbreeding depression and a hypothetical reintroduction program. The results show that the Tehuantepec jackrabbit population is at high risk of extinction. The population survived over the 500 years of simulation only in the model which involved the hunt, besides the base model. The effects of the three catastrophic scenarios in combination, as well as the inbreeding, increased the risk of extinction up to 100% and an average of 41.60 ± 25.88 years. Based on our results, we propose that conservation and management strategies should include the elimination of threats that affect the Tehuantepec jackrabbit, as well as improvement of habitat quality. Also, assess the relevance of a translocation program with individuals from other populations.

Key words: conservation, extinction, jackrabbit, Lagomorpha, *Lepus flavigularis*, Oaxaca, Tehuantepec, viable population.

Resumen

Se ha reconocido la necesidad de estudios que determinen la viabilidad a largo plazo de poblaciones en inminente riesgo de desaparecer. Tal es el caso de las poblaciones de la liebre de Tehuantepec (*Lepus flavigularis*), especie para la que se estima actualmente

¹ Sustentabilidad y Ecología Aplicada, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas. Libramiento Norte Poniente s/n, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México 29039. E-mail: tamararioja@gmail.com (TR), acarrillo@oikos.org.mx (ACR).

² Oikos: Conservación y Desarrollo Sustentable, A. C. Bugambillas 5, Bismark, San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México 29000.

³ Departamento de Ecología y Sistemática Terrestres, El Colegio de la Frontera Sur. Carretera Panamericana y Periférico Sur s/n, San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México 29290. E-mail: clorenzo@ecosur.mx (CL).

*Corresponding author.

existen menos de 1000 individuos. Se realizó un análisis de población viable para determinar el riesgo de extinción de la población de liebre de Tehuantepec de Santa María del Mar, Oaxaca. Se modelaron 31 escenarios que probaron el efecto independiente y combinado de inundaciones, depredación por perros domésticos y cacería furtiva, así como el efecto de la depresión endogámica y de un hipotético programa de reintroducción. Los resultados de los modelos determinaron en su mayoría que la población estudiada se encuentra en grave peligro de desaparecer. Se registró que de los modelos simulados, únicamente aquellos que incluyeron la cacería de forma independiente, además del modelo base, lograron sobrevivir a lo largo de los 500 años estimados. En los escenarios con las tres catástrofes de forma combinada así como con la endogamia, se incrementa el riesgo de extinción hasta el 100% y en un promedio de 41.60 ± 25.88 años. Con base en nuestros resultados, se propone que las estrategias de conservación y manejo deben incluir la eliminación de las amenazas que afectan a la liebre de Tehuantepec, así como la mejora en la calidad de hábitat y evaluar la pertinencia de implementar un programa de traslocación de individuos procedentes de otras poblaciones.

Palabras clave: conservación, extinción, Lagomorpha, *Lepus flavigularis*, liebre, Oaxaca, población viable, Tehuantepec.

Introducción

La necesidad de caracterizar cuantitativamente la viabilidad a largo plazo de pequeñas poblaciones en inminente riesgo de desaparecer ha sido un tema de investigación desde hace más de tres décadas (Soulé y Wilcox 1980). Una vez que se presenta la reducción en el tamaño poblacional y en la distribución geográfica, las poblaciones de flora y fauna silvestres enfrentan una elevada probabilidad de extinción (MacArthur y Wilson 1967). Una expresión de este fenómeno es el concepto de población mínima viable (PMV), definida como el número de individuos requeridos para tener una probabilidad específica de persistir en un período dado de tiempo (Shaffer 1981; Reed *et al.* 2003).

Análisis como el de Reed *et al.* (2003) basados en efectos demográficos, genéticos y variación ambiental, sugieren que la PMV puede variar entre 50 y 10,000 individuos, en función de la especie y sus parámetros demográficos particulares. Sin embargo, las estimaciones de PMV pueden ser inciertas y difíciles de generalizar, además, obtenerlas es costoso y requiere de datos abstractos y modelos complejos con ecuaciones difíciles de aplicar, particularmente para el caso de especies en peligro de extinción o de distribución restringida (Boyce 1992; Nunney y Campbell 1993; Brook *et al.* 2006).

Por ello, muchos autores utilizan el Análisis de Población Viable o APV (Soulé 1987; Boyce 1992; Cancino *et al.* 2010; Chilvers 2011), el cual también tiene la finalidad de calcular el riesgo de extinción, pero puede ser construido a partir de aquellos datos que se observaron directamente en campo, y no requiere de modelos con ecuaciones complicadas y datos abstractos, aunque también pueden ser introducidos al análisis. Adicionalmente, el análisis puede ser utilizado para estimar las probabilidades de sobrevivencia de una población bajo diferentes condiciones ambientales y de manejo, utilizando información sobre su historia de vida así como sobre la influencia de factores ambientales e incluso antropogénicos (Gamlimberti *et al.* 2001; Miller y Lacy 2005). De manera significativa, sus

resultados pueden ser utilizados para proponer estrategias de conservación y manejo para las especies o su hábitat, y actualmente se han utilizado con gran cantidad de especies (Miller y Lacy 2005; Cancino *et al.* 2010).

La liebre de Tehuantepec (*Lepus flavigularis*), endémica del Istmo de Tehuantepec en el sureste de México, está considerada en peligro de extinción debido a la pérdida y fragmentación de su hábitat, la caza excesiva, una tasa de reproducción por debajo del promedio para el género *Lepus*, y el aislamiento genético que sufren sus cuatro únicas poblaciones (Cervantes *et al.* 2008; Lorenzo *et al.* 2008; Rioja *et al.* 2008; Carrillo-Reyes *et al.* 2010; SEMARNAT 2010; Rioja *et al.* 2011). En los últimos veinte años se han llevado a cabo diferentes estudios sobre su biología y ecología (Cervantes 1993; Lorenzo *et al.* 2000; Vargas 2000; Lorenzo *et al.* 2001; Sántiz 2002; Lorenzo *et al.* 2004; Lorenzo *et al.* 2005; Farías *et al.* 2006; Lorenzo *et al.* 2006; Lorenzo *et al.* 2008; Rico *et al.* 2007; Rico *et al.* 2008; Rioja *et al.* 2008; Carrillo-Reyes *et al.* 2010; Lorenzo *et al.* 2011; Rioja *et al.* 2011), de los que se obtuvo la información utilizada en el análisis de población viable. Dicho análisis se realizó para la población de Santa María del Mar, Oaxaca, que de acuerdo a los estudios más recientes es la población de liebre de Tehuantepec con mayor aislamiento geográfico y genético, y presenta la mayor densidad poblacional (Vargas 2000). Además, cumple con los supuestos descritos por Coulson *et al.* (2001) y Reed *et al.* (2003), al contar con datos amplios y fiables, cuyos cambios poblacionales se pueden predecir con mayor exactitud.

Material y Métodos

Área de estudio. Santa María del Mar, Oaxaca, cuenta con la mayor densidad poblacional de liebres registrada para las cuatro poblaciones conocidas, con 11 ind/km². El área se encuentra entre las coordenadas extremas 16.23° N, -94.96° W y 16.20° N, -94.76° W (Fig. 1), con una altitud promedio de 9 msnm. El clima del área es del tipo Aw0, cálido subhúmedo con lluvias en verano con estaciones muy marcadas (García y CONABIO 1998), con una temperatura media anual de 22 °C y una precipitación total anual promedio de 800.4 mm (INEGI 2006). Se presentan tres asociaciones vegetales principales: pastizal abierto, matorral espinoso y manglar (Vargas 2000). La principal actividad de los habitantes de la zona es la pesca artesanal, seguida por la ganadería extensiva y por la actividad agrícola en menor proporción. También se desarrolla la cacería de subsistencia y ocasionalmente llegan cazadores desde otras localidades a capturar liebres para su venta en mercados regionales (Presidente del Comisariado Ejidal, Inocencio Mateos, *com. pers.*).

Se realizó un análisis de población viable (APV) utilizando el software Vortex 9.99b (Lacy *et al.* 2005; Miller y Lacy 2005), programa que analiza la viabilidad poblacional mediante la simulación estocástica de un proceso de extinción. La fuente de información biológica para las variables consideradas en el modelo fueron los estudios realizados para la especie (Cervantes 1993; Cervantes *et al.* 1999; Lorenzo *et al.* 2000; Vargas 2000; Lorenzo *et al.* 2001; Sántiz 2002; Sántiz 2006; Lorenzo *et al.* 2004; Lorenzo *et al.* 2005; Farías *et al.* 2006; Lorenzo *et al.* 2006; Lorenzo *et al.* 2008; Rico *et al.* 2007; Rico *et al.* 2008; Rioja 2008; Rioja *et al.* 2008; Carrillo 2009; Carrillo-Reyes *et al.* 2010; Lorenzo *et al.* 2011; Rioja *et al.* 2011). Los valores utilizados para probar el modelo así como los parámetros demográficos para la especie se muestran en la Tabla 1.

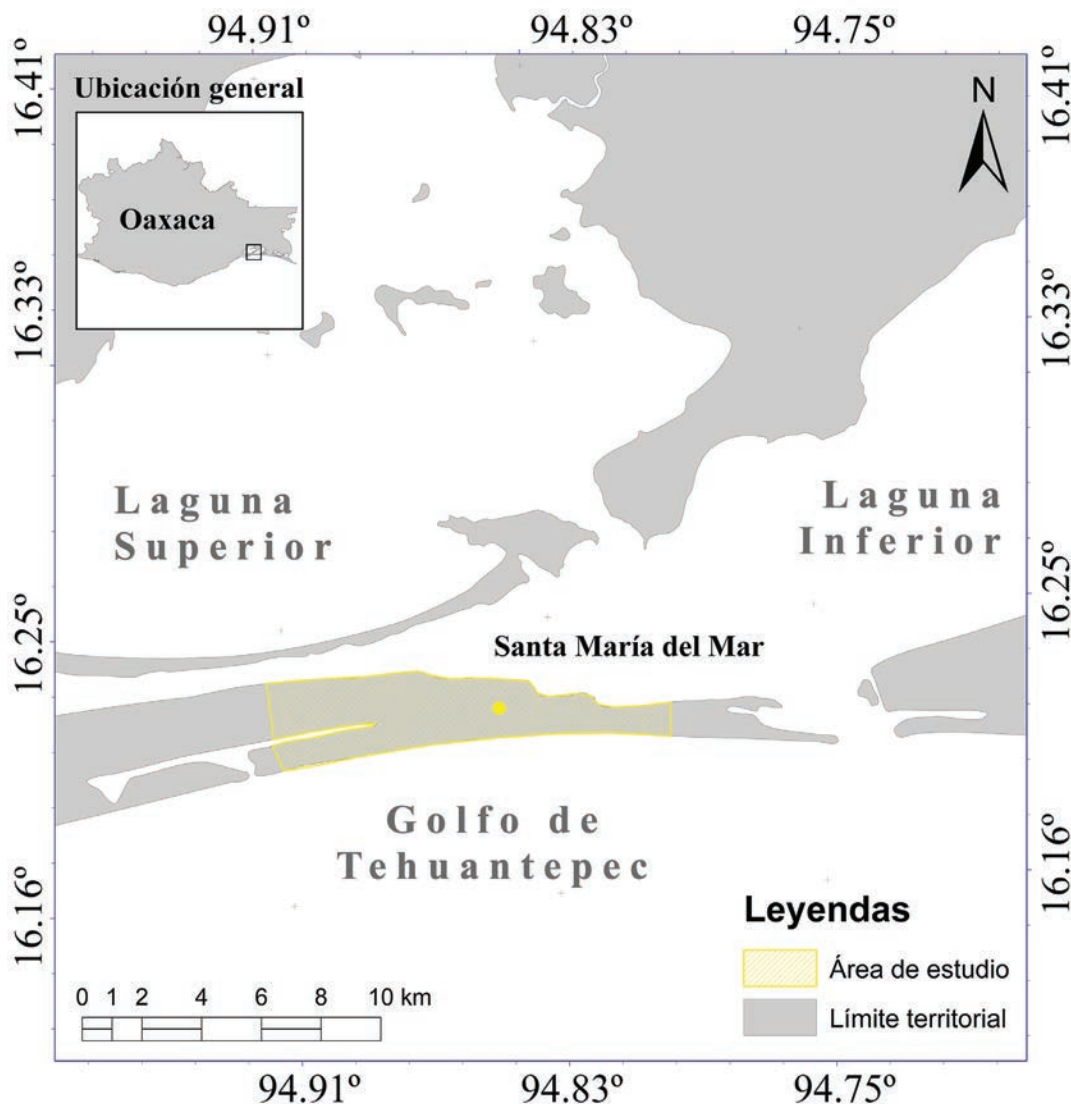


Figura 1. Ubicación general del área de estudio al sur del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca.

Las simulaciones de los escenarios fueron hechas para 500 años, con 10,000 iteraciones; se definió como extinción al momento en el que sobrevive únicamente uno de los sexos o ninguno (Miller y Lacy 2005). Tal y como sugieren Miller y Lacy (2005), se corrieron todos los modelos excluyendo los parámetros de depresión endogámica, al no tener datos específicos sobre alelos letales. Sin embargo, *L. flavigularis* presenta baja variabilidad genética, además de aislamiento geográfico y genético entre sus poblaciones, lo que puede estar generando problemas de endogamia (Cruz 2007; Rico *et al.* 2007; Lorenzo *com. pers.*). Por ello, se produjeron modelos adicionales para estimar el posible efecto de la depresión endogámica. En la categoría de depresión endogámica del modelo se utilizaron los valores de 3.14 equivalentes letales con 50% debido a alelos letales recesivos, en función del estudio de Ralls *et al.* (1988) que sugieren Miller y Lacy (2005). Se excluyeron del modelo las variables de extracción o cosecha de individuos, así como manejo genético, puesto que no tienen efecto sobre la población de Santa María del Mar; de la misma forma se excluyó la variable de dispersión al tratarse de una sola población.

Tabla 1. Valores demográficos y ambientales utilizados para el modelo probado en Vortex ver. 9.99b (Lacy et al. 2005).

Parámetro	Valor utilizado	Fuente
Parámetros del modelo		
Número de años	500	Miller y Lacy (2005)***
Número de iteraciones	10,000	Miller y Lacy (2005)***
Definición de extinción	Existencia de 1 sólo sexo o ninguno	Miller y Lacy (2005)***
Tamaño población inicial	108 adultos	Cervantes (1999), Vargas (2000)*
Catástrofes	3	Rioja (2008), Rioja et al. (2008), Carrillo (2009), Carrillo-Reyes et al. (2010), Rioja et al. (2011)
1.Inundaciones	Afectación de 0.06%, probabilidad del 100%	Carrillo-Reyes com. pers.*
2.Perros	Afectación de 0.06%, probabilidad del 100%	Rioja (2008), Rioja et al. (2008)*
3.Cacería furtiva	Afectación de 0.06%, probabilidad del 50%	Rioja (2008), Rioja et al. (2008)*
Capacidad de carga	178	Cervantes (1999), Vargas (2000)*
Parámetros demográficos		
Sistema reproductivo	Poliginia	Rioja et al. (2008)
Edad de primera camada de hembras	2	Best y Henry (1993), Nowak (1999), Rioja et al. (2011)**
Edad de primera camada de machos	4	Best y Henry (1993), Nowak (1999), Rioja et al. (2011)**
Edad máxima de reproducción	5	Egoscue et al. (1970)**
Número máximo de camadas al año	2	Rioja (2008), Rioja et al. (2008)
Número máximo de crías por camada	4	Rioja (2008), Rioja et al. (2008)
Radio sexual estimado	50%	Boyd (1985), Rogowitz y Wolfe (1991)**
Porcentaje de hembras adultas reproductivas	56.60%	Rioja (2008), Rioja et al. (2011)
Probabilidad de camadas al año		
0	10.78%	Rioja (2008)*
1	38.23%	Rioja (2008)*
2	50.99%	Rioja (2008)*
Mortalidad de hembras de 0 a 1 año de edad	49.30%	Rioja (2008)*
Mortalidad de hembras de 1 a 2 años	11.76%	Rioja (2008)*
Mortalidad de machos de 0 a 1 año de edad	49.30%	Rioja (2008)*
Mortalidad de machos de 1 a 4 años	15.38%	Rioja (2008)*
Porcentaje de machos en el pool reproductivo	20.00%	Rioja (2008)*

Nota: *Datos calculados con base en información de los autores citados.

**Estimaciones para especies emparentadas.

***Recomendación para el modelo de Miller y Lacy (2005).

Se probó el efecto independiente y combinado de tres factores externos, introducidos como catástrofes de acuerdo al modelo: a) inundaciones (debido al posible efecto sobre la sobrevivencia de crías, así como a la posible disminución de la superficie disponible para alimentarse en las zonas de pastizal; Lorenzo *et al.* 2011; Carrillo-Reyes *com. pers.*), b) presencia de perros ferales o domésticos (amenaza reportada como determinante para sobrevivencia de crías y con efecto sobre adultos, Rioja 2008; Rioja *et al.* 2008; Carrillo 2009; Rioja *et al.* 2011), y c) cacería furtiva (amenaza reportada para individuos adultos en Santa María del Mar; Vargas 2000; Rioja 2008; Rioja *et al.* 2008; Carrillo 2009).

Se estimó el porcentaje de afectación de las catástrofes en función de lo reportado por Rioja (2008), Rioja *et al.* (2008), Carrillo (2009), Carrillo *et al.* (2010), y Rioja *et al.* (2011). Se estableció una probabilidad de ocurrencia del 100% para inundaciones y para presencia de perros, dado que son catástrofes que ocurren año con año, mientras que se definió una probabilidad del 50% para cacería furtiva dado que de acuerdo a Rioja (2008) y Carrillo (2009) la presencia de cazadores furtivos no ocurre permanentemente. Se utilizaron los valores reportados por Cervantes *et al.* (1999) y Vargas (2000) para determinar el tamaño poblacional inicial y la capacidad de carga (K), definiendo como tamaño poblacional inicial al tamaño poblacional medio (N) de acuerdo a la densidad reportada por los autores, y a K como al tamaño poblacional máximo posible de acuerdo a la densidad máxima reportada para dicha población (Vargas 2000).

La mayor parte de los parámetros demográficos se obtuvieron o fueron estimados de los estudios con *L. flavigularis* para la misma población realizados por Rioja (2008), Rioja *et al.* (2008) y Rioja *et al.* (2011). Tal y como se señala en la Tabla 1, algunos parámetros para los que no existe información se estimaron a partir de información de las especies más emparentadas, como *L. alleni* y *L. townsendii* (Egoscue *et al.* 1970; Boyd 1985; Rogowitz y Wolfe 1991; Best y Henry 1993; Nowak 1999). El efecto de la variabilidad ambiental sobre la mortandad se consideró como el mismo para ambos sexos, pero independiente del efecto sobre la reproducción.

Se simularon un total de 31 modelos para la población de liebre de Tehuantepec de Santa María del Mar, Oaxaca. Se estableció un modelo base, en donde en el escenario no se introdujo el efecto de catástrofes o endogamia. Adicionalmente, se evaluó el efecto de un programa de reintroducción hipotético, en el que se introdujeron 10 ejemplares (5 hembras y 5 machos) a intervalos de 5 años durante 50 años, como medida para incrementar la diversidad genética y con ello disminuir el efecto de la endogamia. El modelo asumió que los ejemplares introducidos no tenían relación entre sí ni con la población a donde se introdujeron (Miller y Lacy 2005). Además se determinó para cuales de los modelos la población existente no alcanzó el tamaño mínimo viable, de acuerdo a la definición de Reed *et al.* (2003), quienes proponen que el tamaño de una población mínima viable es aquel que tiene un 99% de probabilidad de persistencia de 40 generaciones.

Resultados

Los resultados de las simulaciones para los 31 escenarios modelados se muestran en la Tabla 2. Para el modelo base, en el que no se simularon factores que disminuyeran o afectaran a la población, la tasa de crecimiento exponencial resultó en un valor positivo, con $r = 0.053 \pm 0.086$ (desviación estándar), con una probabilidad de extinción mínima

a los 500 años (PE = 0.0009). El tamaño medio poblacional se incrementó después del periodo mencionado, con un valor final de 161.65 ± 19.99 individuos.

Tabla 2. Descripción de los modelos y sus predicciones de acuerdo a las simulaciones probadas en Vortex ver. 9.99b (Lacy et al. 2005).

Modelo	Descripción	r	PE	N	TE (años)
1	Base	0.053 ± 0.086	0.0009	161.65 ± 19.99	150.8
2	Base+Inund.	-0.028 ± 0.184	1	0.00	62.0
3	Base+Caza	0.013 ± 0.124	0.6570	112.86 ± 45.55	230.7
4	Base+Perros	-0.028 ± 0.185	1	0.00	61.6
5	Base+Inund.+Reint.	-0.028 ± 0.185	1	0.00	61.7
6	Base+Caza+Reint.	0.013 ± 0.125	0.6620	110.82 ± 46.89	229.1
7	Base+Perros+Reint.	-0.028 ± 0.184	1	0.00	61.9
8	Base+Caza+Inund.	-0.068 ± 0.213	1	0.00	34.0
9	Base+Perros+Inund.	-0.109 ± 0.222	1	0.00	24.4
10	Base+Caza+Perros	-0.068 ± 0.213	1	0.00	34.1
11	Base+Caza+Inund+Reint.	-0.068 ± 0.213	1	0.00	34.0
12	Base+Perros+Inund+Reint.	-0.109 ± 0.222	1	0.00	24.5
13	Base+Caza+Perros+Reint.	-0.068 ± 0.212	1	0.00	34.0
14	Base+Cat	-0.148 ± 0.233	1	0.00	19.3
15	Base+Cat+Reint.	-0.148 ± 0.233	1	0.00	19.3
16	Base+Endogamia	0.053 ± 0.141	1	0.00	116.3
17	Base+Reint+Endogamia	0.053 ± 0.141	1	0.00	116.4
18	Base+Inund+Endogamia	-0.028 ± 0.191	1	0.00	37.8
19	Base+Caza+Endogamia	0.013 ± 0.173	1	0.00	60.4
20	Base+Perros+Endogamia	-0.028 ± 0.191	1	0.00	37.8
21	Base+Inund+Reint+ Endogamia	-0.028 ± 0.191	1	0.00	37.8
22	Base+Caza+Reint+ Endogamia	0.013 ± 0.173	1	0.00	60.3
23	Base+Perros+Reint+ Endogamia	-0.028 ± 0.191	1	0.00	37.6
24	Base+Caza+Inund+ Endogamia	-0.068 ± 0.210	1	0.00	27.4
25	Base+Perros+Inund+ Endogamia	-0.109 ± 0.217	1	0.00	21.7
26	Base+Caza+Perros+ Endogamia	-0.068 ± 0.209	1	0.00	27.4
27	Base+Caza+Inund.+Reint.+ Endogamia	-0.068 ± 0.209	1	0.00	27.4
28	Base+Perros+Inund+Reint+ Endogamia	-0.109 ± 0.209	1	0.00	21.7
29	Base+Caza+Perros+Reint+ Endogamia	-0.068 ± 0.210	1	0.00	27.3
30	Base+Cat+Endogamia	-0.148 ± 0.229	1	0.00	18.0
31	Base+Cat+Reint+ Endogamia	-0.148 ± 0.228	1	0.00	18.0

Nota: r = Tasa de crecimiento exponencial; PE = probabilidad de extinción; N = tamaño medio de población existente al final de la simulación; TE = tiempo promedio a extinción de la población cuando la probabilidad de extinción es del 100%; Inund. = efecto de inundaciones; Caza = efecto de cacería furtiva; Perros = efecto de perros ferales y domésticos; Reint. = efecto de programa de reintroducción; Endogamia = efecto de depresión endogámica.

Cuando se agregaron las catástrofes de manera individual o combinada, únicamente seis escenarios resultaron con tasas de crecimiento positivas, de modo que en el 77.42% de

los casos la población tuvo una reducción a lo largo de la simulación, para terminar con una extinción total al final del periodo de 500 años ($PE = 1$). Además del modelo base, las tasas de crecimiento más altas se presentaron en los escenarios de los modelos 16 y 17.

Respecto al riesgo de extinción, además del modelo base únicamente los modelos tres y seis resultaron con un riesgo menor a uno para el periodo de la simulación ($PE = 0.6570$ y 0.6620 , respectivamente). Para el resto de los modelos, la población resultó extinta al término de los 500 años. Esto se ve evidenciado en el tamaño medio poblacional (N) para el total del periodo de la simulación, para el que el 90.32% de los modelos resultó en cero (Fig. 2).

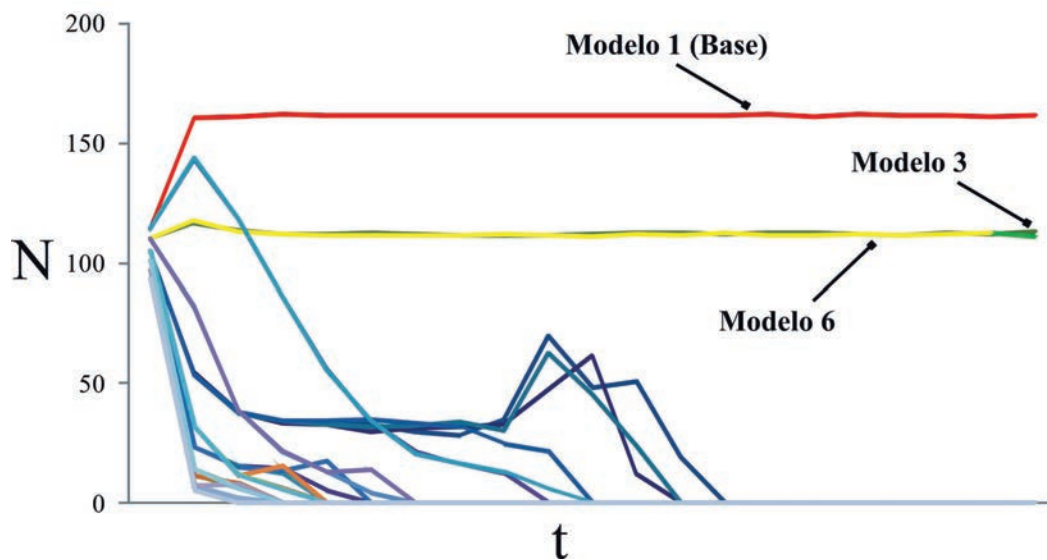


Figura 2. Comportamiento del número promedio de individuos (N) a lo largo del periodo simulado de 500 años (t) para los 31 escenarios. Se indican los tres escenarios que no resultan con extinción total para el periodo completo.

El tiempo promedio para la primera extinción (TE) fue muy variable, observándose una media de 41.6 ± 25.88 años. Siguiendo el criterio descrito por Reed *et al.* (2003), que dice que el tamaño de una población mínima viable es aquel que tiene un 99% de probabilidad de persistencia de 40 generaciones, la población mínima viable de *L. flavigularis*, debería subsistir un tiempo aproximado de 81 años, criterio que ninguno de los modelos anteriormente descritos alcanza.

Discusión

No obstante las limitaciones propias de la simulación, estos resultados indicaron que la liebre de Tehuantepec se encuentra en grave peligro de desaparecer, con un alto riesgo de extinción. Cervantes *et al.* (2008) reportó como tamaño poblacional estimado para la especie menos de 1,000 individuos para todas las poblaciones conocidas, valor por debajo de lo que se ha propuesto que debe existir, siendo mayor a 2,000 individuos para que una población tenga capacidad de adaptarse y mantener bajos niveles de endogamia (Reed 2005).

Para el caso de la tasa de crecimiento exponencial, los valores más altos ($r = 0.053$) se concentraron en el modelo base, así como en los modelos 16 y 17. En los tres casos se trató de escenarios que excluyeron el efecto de las tres catástrofes consideradas para el resto de los escenarios. De manera notable, los dos últimos modelos sí incluyeron el efecto

de la depresión endogámica y mantuvieron un nivel alto en su tasa de crecimiento. Esto podría estar reflejando que el crecimiento de la población de liebres fue notablemente afectado por factores como las inundaciones, cacería furtiva y presencia de perros ferales y domésticos. La presencia de dichos factores externos, así como el efecto negativo de los mismos, han sido previamente reportados como amenazas a la especie (Vargas 2000; Rioja *et al.* 2008; Rioja *et al.* 2011), y Carrillo-Reyes (*com. pers.*) sugiere que las inundaciones reducen drásticamente la superficie disponible para alimentarse, e incluso puede ser una amenaza para crías recién nacidas que se encuentren en las frecuentes zonas de inundación características de la zona (Vargas 2000; Carrillo-Reyes *et al.* 2010). No obstante, los dos modelos que incluyeron la depresión endogámica tuvieron una probabilidad de extinción del 100% para el año 161 de la simulación.

Esto indica que la situación de la liebre de Tehuantepec es extremadamente frágil. En diversos escenarios simulados, incluso cuando se excluyen las amenazas más comunes a la especie, dada la baja tasa reproductiva de la especie (Rioja *et al.* 2008; Rioja *et al.* 2011), así como sus problemas de endogamia (Cruz 2007; Rico *et al.* 2007) la población se extingue invariablemente. Sabemos que las poblaciones aisladas y pequeñas, tal y como ocurre con la liebre de Tehuantepec en Santa María del Mar Oaxaca, sufren de endogamia acelerada, y pueden acumular mutaciones deletéreas y sufrir una reducción de heterocigotos, teniendo como consecuencia una reducción en la capacidad de la población por adaptarse a cambios ambientales (Esparza-Olguín 2004; Frankham *et al.* 2004).

Los resultados encontrados enfatizan la necesidad de implementar medidas inmediatas de manejo y conservación que, además de disminuir o eliminar el efecto de las amenazas directas a la especie, también incluyan a su hábitat, así como la posibilidad de establecer un programa de reintroducción de organismos, como una medida para incrementar la diversidad genética de la población y el número total de organismos en la población, tal y como describen Miller y Lacy (2005). Debemos mencionar que esta última sugerencia debe tomarse con cautela, pues debe incluir previamente un análisis demográfico detallado para el total de las poblaciones conocidas, que asegure que la población fuente no se verá afectada. También deberá considerarse que de acuerdo a los criterios planteados en el modelo, la estrategia de reintroducción no parece tener un efecto positivo en la sobrevivencia de la población de Santa María del Mar. Se simuló reintroducciones de apenas 10 ejemplares cada 5 años, y como se observa para el modelo 17, esta no tuvo un efecto evidente, pues el riesgo de extinción es similar al modelo 16, en el que no se incluyó un programa de reintroducción. En este sentido, deben tomarse en cuenta aspectos reportados por Fischer y Lindenmayer (2000), como que las reintroducciones exitosas han provenido de poblaciones silvestres, que consideran números importantes a reintroducir, y que incluyen la eliminación de las amenazas que en un principio afectan a la zona o población original. También deben considerarse otros factores como mejorar la calidad actual del hábitat, y disminuir la presencia de competidores y depredadores (Gilad 2006).

De los escenarios utilizados, los que tienen el valor más alto en la tasa de crecimiento ($r = 0.013$) son todos los que incluyen únicamente a la caza como catástrofe. En estos casos, de nuevo, hay una clara diferencia entre los escenarios 3 y 6, contra los escenarios 19 y 22, que incluyen el efecto de la endogamia. De acuerdo a las simulaciones, la

cacería tiene un efecto directo sobre la población de liebres, pues no solo limita sino disminuye su tasa de crecimiento y por tanto aumenta el riesgo de extinción a más del 60%; sin embargo, es de llamar la atención que la población permanece a lo largo del periodo de 500 años. De acuerdo a Rioja (2008), en la población de Santa María del Mar existe el interés por parte de autoridades locales en el sentido de disminuir el efecto de cazadores furtivos sobre la especie, de modo que asumimos que es factible eliminar tal amenaza para la población en cuestión. No obstante, no debe considerarse a la cacería como una amenaza menor, pues existen diversas evidencias de sus efectos sobre las poblaciones silvestres. Se ha reportado el efecto negativo de la cacería sobre la variabilidad genética de diversas poblaciones, al reducir el tamaño poblacional de las mismas y con ello limitar su capacidad de respuesta ante cambios ambientales o presiones antrópicas (Harris *et al.* 2002).

Para el resto de los modelos, la tasa de crecimiento resultó en valores negativos, es decir, el tamaño poblacional se redujo constantemente desde el inicio de las simulaciones, y trajo como consecuencia una extinción total de la población, con una media para el tiempo de extinción de 41.6 ± 25.88 años.

Respecto al tiempo de extinción, los tiempos más cortos se presentaron para los modelos en los que se incluyeron los tres tipos de catástrofes (TE = 19.3), además del efecto de la endogamia (TE = 18.0). Debemos señalar que en la población de liebres de Santa María del Mar actualmente se presentan las tres amenazas consideradas como catástrofes, así como problemas de poca variabilidad genética. Tal y como menciona Boyce (1992), este análisis nos permite determinar cómo la presencia de ciertos factores y su combinación influyen sobre el tiempo de extinción de la población. Todo esto pone de manifiesto, una vez más, la delicada situación de la población de liebres de Santa María del Mar, así como la necesidad de implementar medidas de conservación y manejo urgentes, mismos que busquen eliminar las amenazas a la población, además de involucrar la mejora de la calidad del hábitat. Incluso, es posible considerar la posibilidad de la traslocación de ejemplares procedentes de otras poblaciones. Adicionalmente, es posible que las estrategias de conservación para esta especie, puedan ser de utilidad para la conservación de los ecosistemas de pastizal del área de estudio, considerando que es una especie representativa de dichos ecosistemas, y que su conservación podría beneficiar a otras especies relacionadas con los mismos (Akçakaya y Sjögren-Gulve 2000).

Agradecimientos

Este trabajo fue posible gracias a las diversas investigaciones realizadas para la especie. Agradecemos el apoyo de las autoridades municipales y comunales de Santa María del Mar, Oaxaca. De manera especial agradecemos a todas las personas de Montecillo Santa Cruz y Santa María del Mar por su ayuda durante el trabajo de campo en todos los proyectos realizados en la zona. Finalmente agradecemos a los revisores anónimos que colaboraron en la mejora de este manuscrito.

Referencias

AKÇAKAYA, H. R., Y P. SJÖGREN-GULVE. 2000. Population viability analysis in conservation planning: an overview. *Ecological Bulletins* 48:9-21.

- BEST, T., Y T. HENRY.** 1993. *Lepus alleni*. Mammalian Species 424:1-8.
- BOYCE, M. S.** 1992. Population Viability Analysis. Annual Review Ecology Systematic 23:481-506.
- BROOK, B. W., W. LOCHRAN, Y J. A. COREY.** 2006. Minimum Viable Population Sizes and Global Extinction Risk are Unrelated. Ecology Letters 9:375-382.
- BOYD, I. L.** 1985. Investment in growth by pregnant wild rabbits in relation to litter size and sex of the offspring. Journal of Animal Ecology 54:137-147.
- CANCINO, J., R. RODRÍGUEZ-ESTRELLA, Y P. MILLER.** 2010. Using population viability analysis for management recommendations of the endangered endemic peninsular pronghorn. Acta Zoológica Mexicana (n.s.) 26:173-189.
- CARRILLO, R. A.** 2009. Uso de hábitat de la liebre de Tehuantepec (*Lepus flavigularis*) en Santa María del Mar, Oaxaca. Tesis de doctorado. El Colegio de la Frontera Sur. San Cristóbal de Las Casas, México.
- CARRILLO-REYES, A., C. LORENZO, E. J. NARANJO, M. PANDO, Y T. RIOJA.** 2010. Home range dynamics of the Tehuantepec Jackrabbit in Oaxaca, Mexico. Revista Mexicana de Biodiversidad 81:143-151.
- CERVANTES, F. A.** 1993. *Lepus flavigularis*. Mammalian Species 423:1-3.
- CERVANTES, F. A., B. VILLA RAMÍREZ, C. LORENZO, J. VARGAS, J. L. VILLASEÑOR, Y J. LÓPEZ BLANCO.** 1999. Búsqueda de poblaciones supervivientes de la liebre endémica *Lepus flavigularis*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Ciudad de México, México.
- CERVANTES, F. A., C. LORENZO, V. FARIÁS, Y J. VARGAS.** 2008. *Lepus flavigularis* IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.2
- COULSON, T., G. M. MACE, E. HUDSON, Y H. POSSINGHAM.** 2001. The use and abuse of population viability analysis. Trends in Ecology and Evolution 16:219-221.
- CHILVERS, B. L.** 2011. Population viability analysis of New Zealand sea lions, Auckland Islands, New Zealand's sub-Antarctics: assessing relative impacts and uncertainty. Polar Biology 1-9.
- CRUZ, B.** 2007. Variación genética intrapoblacional de la liebre del Istmo (*Lepus flavigularis*), en Montecillo Santa Cruz, Oaxaca, México. Tesis de licenciatura. Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas. Tuxtla Gutiérrez, México.
- EGOSCUE, H. J., J. G. BITTMENN, Y J. A. PETROVICH.** 1970. Some fecundity and longevity records for captive small mammals. Journal of Mammalogy 51:622-623.
- ESPARZA-OLGUÍN, L.** 2004. ¿Qué sabemos de la rareza en especies vegetales? Un enfoque genético-demográfico. Boletín de la Sociedad Botánica de México 75:17-32.
- FARIÁS, V., T. K. FULLER, F. A. CERVANTES, Y C. LORENZO.** 2006. Home Range and Social Behavior of the Endangered Tehuantepec jackrabbit (*Lepus flavigularis*) in Oaxaca, México. Journal of Mammalogy 87:748-756.
- FISCHER, J., Y D. B. LINDENMAYER.** 2000. An assessment of the published results of animal relocations. Biological Conservation 96:1-11.
- FRANKHAM, R., J. BALLOU, Y D. BRISCOE.** 2004. Primer of Conservation Genetics. Cambridge University Press, Reino Unido.
- GAMLIMBERTI, F., S. SANVITO, L. BOITANI, Y A. FABIANI.** 2001. Viability of the southern elephant seal population of the Falkland Islands. Animal Conservation 4:81-88.

- GARCÍA, E., Y COMISIÓN NACIONAL PARA EL CONOCIMIENTO Y USO DE LA BIODIVERSIDAD (CONABIO).** 1998. Climas (Clasificación de Köppen, modificado por García). Escala 1:1000000. Ciudad de México, México.
- GILAD, O.** 2006. Behavioral ecology and conservation of large mammals: historical distribution, reintroductions, and the effects of fragmented habitat. Tesis de doctorado. Texas A & M University. College Station, EE.UU.
- HARRIS, R. B., W. A. WALL, Y F. W. ALLENDORF.** 2002. Genetic Consequences of Hunting: What Do We Know and What Should We Do? *Wildlife Society Bulletin* 30:634-643.
- INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA, GEOGRAFÍA E INFORMÁTICA (INEGI).** 2006. Aspectos geográficos de Oaxaca. Precipitación Total Anual. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Ciudad de México, México.
- LACY, R. C., M. BORBAT, Y J. P. POLLAK.** 2005. Vortex: A Stochastic Simulation of the Extinction Process. Version 9.99b. Chicago Zoological Society, Brookfield, EE.UU.
- LORENZO, C., O. RETANA GUIASCÓN, F. A. CERVANTES, J. VARGAS, Y G. L. PORTALES.** 2000. Status Survey of the Critically Endangered *Lepus flavigularis*. Final Report to the Chicago Zoological Society. El Colegio de la Frontera Sur. San Cristóbal de Las Casas, México.
- LORENZO, C., F. A. CERVANTES, J. VARGAS, Y F. X. GONZÁLEZ.** 2001. Conservation of the Critically Endangered *Lepus flavigularis*. Final Report to the Lincoln Park Zoo Neotropic Fund. El Colegio de la Frontera Sur. San Cristóbal de Las Casas, México.
- LORENZO, C., L. CUAUTLE, Y F. BARRAGÁN.** 2004. Variación Morfométrica a Escala Temporal en la Liebre del Istmo, *Lepus flavigularis* de México. *Anales del Instituto de Biología* 75:207-228.
- LORENZO, C., F. A. CERVANTES, Y J. VARGAS.** 2005. Conservación de la Liebre *Lepus flavigularis* En Peligro de Extinción. Informe Final al Fondo Sectorial CONACyT-SEMARNAT. El Colegio de la Frontera Sur. San Cristóbal de Las Casas, México.
- LORENZO C, F. A. CERVANTES, F. BARRAGÁN, Y J. VARGAS.** 2006. New Records of the Endangered Tehuantepec Jackrabbit (*Lepus flavigularis*) from Oaxaca, Mexico. *The Southwestern Naturalist* 1:116-119.
- LORENZO, C., T. RIOJA, A. CARRILLO, Y F. CERVANTES.** 2008. Population Fluctuations of *Lepus flavigularis* (Lagomorpha: Leporidae) at Tehuantepec Isthmus, Oaxaca, Mexico. *Acta Zoológica Mexicana* 24:207-220.
- LORENZO, C., A. CARRILLO-REYES, M. GÓMEZ-SÁNCHEZ, A. VELÁZQUEZ, Y E. ESPINOZA.** 2011. Diet of the endangered Tehuantepec jackrabbit, *Lepus flavigularis*. *Therya* 2:67-76.
- MACARTHUR, R. H., Y E. O. WILSON.** 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, Princeton, EE.UU.
- MILLER, P. S., Y R. C. LACY.** 2005. VORTEX: A Stochastic Simulation of the Extinction Process. Version 9.5 User's Manual. Apple Valley, EE.UU.
- NOWAK, R. M.** 1999. *Walker's Mammals of the World Sixth Edition*. The Johns Hopkins University Press, EE.UU.
- NUNNEY, L., Y K. A. CAMPBELL.** 1993. Assessing Minimum Viable Population Size – Demography Meets Population Genetics Trends. *Ecological Evolution* 8:234-239.
- RALLS, K., J. D. BALLOU, Y A. R. TEMPLETON.** 1988. Estimates of lethal equivalents and the cost of inbreeding in mammals. *Conservation Biology* 2:185-93.

- REED, D. H. 2005. Relationship between population size and fitness. *Conservation Biology* 19:563-568.
- REED, D. H., J. J. O'GRADY, B. W. BROOK, J. D. BALLOU, Y R. FRANKHAM. 2003. Estimates of Minimum Viable Population Sizes for Vertebrates and Factors Influencing those Estimates. *Biology Conservation* 113:23-34.
- RICO, Y., C. LORENZO, F. X. GONZÁLEZ-CÓZATL, Y E. ESPINOZA. 2007. Phylogeography and population structure of the endangered Tehuantepec jackrabbit *Lepus flavigularis*: implications for conservation. *Conservation Genetics* 9:1467-1477.
- RICO, Y., C. LORENZO, Y S. LÓPEZ. 2008. Diferenciación poblacional en la talla corporal de la liebre de Tehuantepec (*Lepus flavigularis*). *Acta Zoológica Mexicana* (n.s.) 24:179-189.
- RIOJA, T., C. LORENZO, E. NARANJO, L. SCOTT, Y A. CARRILLO-REYES. 2008. Polygynous mating behavior in the endangered Tehuantepec jackrabbit (*Lepus flavigularis*). *Western North American Naturalist* 68:343-349.
- RIOJA P., T. M. 2008. Comportamiento reproductivo de la liebre de Tehuantepec (*Lepus flavigularis*) en su hábitat. Tesis de doctorado. El Colegio de La Frontera Sur. San Cristóbal de Las Casas, México.
- RIOJA, T. C. LORENZO, E. NARANJO, L. SCOTT, Y A. CARRILLO-REYES. 2011. Breeding and parental care in the endangered Tehuantepec jackrabbit (*Lepus flavigularis*). *Western North American Naturalist* 71:56-66.
- ROGOWITZ, G. L., Y M. L. WOLFE. 1991. Intraespecific variation in life history traits of the white tailed jackrabbit (*Lepus townsendii*). *Journal of Mammalogy* 72:796-806.
- SÁNTIZ, E. 2002. Distribución y Abundancia de la Liebre Endémica *Lepus flavigularis* y el Conejo Castellano *Sylvilagus floridanus* (Mammalia:Lagomorpha) en el Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México. Tesis de Licenciatura. Escuela de Biología, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Tuxtla Gutiérrez, México.
- SÁNTIZ, E. 2006. Selección de hábitat y densidad de la liebre del istmo *Lepus flavigularis* (Wagner 1844) en Oaxaca, México. Tesis de maestría. Instituto de Ecología, A.C. Xalapa, México.
- SECRETARÍA DE MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES (SEMARNAT). 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010. Protección ambiental-especies nativas de México de flora y fauna silvestres-categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-lista de especies en riesgo. *Diario Oficial de la Federación*, México 1:1-22.
- SHAFFER, M. L. 1981. Minimum Population Sizes for Species Conservation. *BioScience* 31:131-134.
- SOULÉ, M. E. 1987. *Viable Populations for Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge, EE.UU.
- SOULÉ, M. E., Y B. A. WILCOX. 1980. *Conservation Biology: An Evolutionary-Ecological Perspective*. Sinauer, Sunderland, EE.UU.
- VARGAS, C. 2000. Distribución, Abundancia y Hábitat de la Liebre Endémica *Lepus flavigularis* (Mammalia: Lagomorpha). Tesis de maestría. Facultad de Ciencias, UNAM. Ciudad de México, México.

Sometido: 31 de Marzo de 2012

Revisado: 13 de julio de 2012

Aceptado: 9 de agosto de 2012

Editor asociado: Juan Pablo Gallo

Diseño gráfico editorial: Gerardo Hernández

Efecto genético del aislamiento geográfico de la liebre negra (*Lepus insularis*), endémica de Isla Espíritu Santo, Baja California Sur, México

Fernando A. Cervantes^{1*} y Mario Castañeda^{1,2}

Abstract

This research assessed the degree of genetic divergence between *Lepus insularis* and *L. californicus xanti* from the Baja California Peninsula as a consequence of the geographical isolation of the former using allozymic analyses. Results were compared and contrasted with the similar biogeographical condition for the taxon pair *L. c. sheldoni*, from Carmen Island, and *L. c. martirensis*, from the northern range of the Peninsula. Heart and kidney tissues were used to obtain 26 loci by the conventional protein electrophoresis technique with starch gels. Estimations of genetic variability with the software BIOSYS showed that *L. c. xanti* was the most variable population while in contrast *L. insularis* was poorly variable. Research data confirmed a clear genetic divergence between *L. insularis* and *L. c. xanti* supporting the notion that geographical isolation in Baja California islands may slow or limit gene flow contributing to losses of genetic variation that leads to genetic differentiation.

Key words: allozymes, biogeography, genetics, Lagomorpha, Leporidae, Mammalia, speciation.

Resumen

Este estudio evaluó la magnitud de la divergencia genética entre *Lepus insularis* y *L. californicus xanti* de la Península de Baja California causada por el aislamiento geográfico de *L. insularis* efectuando un análisis de aloenzimas. Los resultados se compararon con un sistema biogeográfico similar que se presenta entre *L. c. sheldoni* de Isla Carmen y *L. c. martirensis* con distribución de la región norte de la Península. Se examinaron 26 loci con muestras de tejido de corazón y riñón mediante la técnica convencional de electroforesis en geles de almidón. Los parámetros de variabilidad genética fueron estimados con el programa BIOSYS y mostraron que *L. c. xanti* es la población más variable, mientras que *L. insularis* es la menos variable. Se identificó una clara divergencia genética entre *L. insularis* y *L. c. xanti*, lo que apoya la propuesta de que

¹Colección Nacional de Mamíferos, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Avenida Universidad 3000, Distrito Federal, México 04510. E-mail: fac@ibiologia.unam.mx

²Dirección actual: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Liga Periférico - Insurgentes Sur 4903, Distrito Federal, México 14010. E-mail: mcasta@xolo.conabio.gob.mx

* Corresponding author.

el aislamiento geográfico en islas de Baja California retrasa o impide el flujo genético. Esta condición puede ocasionar pérdidas de variación genética que pueden conducir a la diferenciación genética de los taxa.

Palabras clave: aloenzimas, biogeografía, especiación, genética, Lagomorpha, Leporidae, Mammalia.

Introducción

Dos especies de liebres habitan las zonas áridas de la península de Baja California, México. La liebre cola negra (*Lepus californicus*), en gran parte del territorio peninsular e islas por seis subespecies (*L. c. xanti*, *L. c. martirensis*, *L. c. sheldoni*, *L. c. benneti*, *L. c. deserticola* y *L. c. magdalenae*; Best 1996), y la liebre negra (*L. insularis*), taxón monotípico y endémico de la Isla Espíritu Santo (Cervantes *et al.* 1996), en Baja California Sur, México. Este esquema biogeográfico indica que las áreas de distribución de estas especies de liebres son alopátricas, separadas por un canal de mar de cerca de 5 km (Fig. 1).

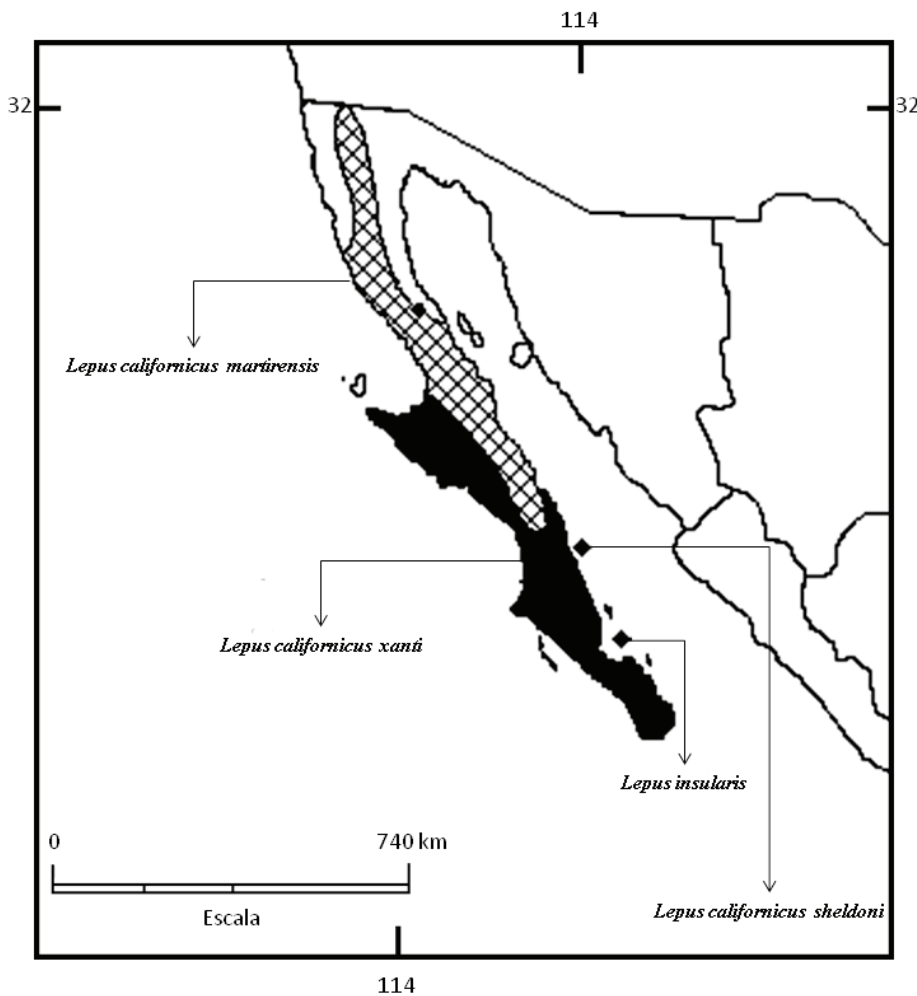


Figura 1. Distribución geográfica de las liebres *Lepus insularis*, *Lepus californicus xanti*, *L. c. sheldoni* y *L. c. martirensis* en la Península de Baja California, México.

El origen evolutivo de la liebre negra, especie de interés por encontrarse en una categoría de riesgo de extinción decretada por el gobierno mexicano (Arita y Ceballos 1997),

deriva de un ancestro común de liebre cola negra. Según esta hipótesis, *L. insularis* surgió como consecuencia de un evento vicariante de una población de *L. c. xanti* (Nelson 1909; Orr 1960), cuando la fracción de tierra que dio origen al Archipiélago de Espíritu Santo (con un área de 112 km²) se separó de la península de Baja California aislando a una población de liebre cola negra hace aproximadamente entre 5,000 y 12,000 años (Durham y Allison 1960; Gastil *et al.* 1983; Moctezuma y Serrato 1988; Thomas y Best 1994). Desde entonces, este proceso fue determinante en la divergencia evolutiva entre ambas taxa hasta llegar a la diferenciación específica de la liebre negra en condiciones de aislamiento geográfico en dicha isla.

Sin embargo, se ha cuestionado el nivel de divergencia entre ambas taxa, de modo que la liebre negra ha sido considerada como una subespecie melánica de *L. californicus* (Orr 1960). No obstante, se reconocen diferencias entre ambas taxa que se atribuyen a una especiación incipiente en concordancia con el efecto del aislamiento espacial.

Para explorar la veracidad de estas afirmaciones, un análisis de taxonomía numérica basado en 12 caracteres craneales (Dixon *et al.* 1983) comparó 16 subespecies de *L. californicus* con *L. insularis*, reportó diferencias importantes entre ellas y las consideró especies distintas. De hecho, el clásico estudio monográfico sobre liebres y conejos del Nuevo Mundo (Nelson 1909) evaluó variables somáticas y algunas craneales de cinco ejemplares de *L. insularis* y 13 subespecies de *L. californicus* y concluyó que la liebre negra es de tamaño ligeramente mayor que *L. c. magdalenae*, *L. c. sheldoni* y *L. c. xanti*, y de dimensiones similares a *L. c. martirensis*. Por otro lado, otro estudio examinó diferencias cariotípicas entre ambas especies (Cervantes *et al.* 1999b) y encontró que, aunque el número cromosómico diploide es el mismo ($2n = 48$), existen diferencias en el número fundamental de su complemento cromosómico (*L. insularis* = 80, *L. c. xanti* = 82). Sin embargo, se requieren análisis más finos que no solamente corroboren o refuten los argumentos taxonómicos mencionados, sino que aporten evidencias del proceso evolutivo que condujo a los niveles de diferenciación entre ambas taxa. De hecho, recientemente se ha reportado que *L. californicus* y *L. insularis* son taxa hermanos, aunque *L. californicus* es parafilético en relación a *L. insularis* (Ramírez-Silva *et al.* 2010).

La situación biogeográfica de estas especies de liebres y su indiscutible parentesco filogenético representan un modelo interesante para poner a prueba hipótesis sobre variación genética en poblaciones aisladas de mamíferos como roedores y otros lagomorfos (Avice 1974; Best y Janecek 1992). Entre los resultados empíricos de estos esfuerzos, destaca el que las interrupciones del flujo genético entre poblaciones de islas continentales y oceánicas generan divergencias genéticas significativas como consecuencia de su aislamiento geográfico.

Los niveles de variabilidad genética en poblaciones continentales permanecen relativamente estables, mientras que los de sus contrapartes en islas, poblaciones pequeñas con mayor probabilidad de entrecruzamiento, se reducen por efecto de la deriva genética, efecto fundador (Berry 1986) y de cuello de botella (Gallardo *et al.* 1995). Dichos procesos representan fuerzas microevolutivas de importancia en las especies de mamíferos terrestres insulares del Golfo de California (Lawlor 1983). Consecuentemente, se esperaría que los taxa de islas mostraran una reducción del promedio de alelos por locus, del porcentaje de loci polimórficos y del promedio

observado de heterocigidad individual (Awise 1974). Esta condición pudo haber caracterizado la especiación incipiente de *L. insularis* hasta sus niveles de diferenciación genética actuales.

Inclusive, es factible que este proceso también se haya presentado en otras poblaciones de liebres de cola negra reconocidas actualmente como subespecies distintas (Best 1996). Tal es el caso de *L. c. martirensis*, subespecie peninsular y *L. c. sheldoni*, endémica de Isla Carmen, de un área de 151 km² y separada de la Península hace 35,000 años; Case 1978), localizadas en la misma región del Golfo de California (Fig. 1). Al parecer estas subespecies presentan una historia evolutiva semejante a la de *L. insularis* y *L. c. xanti*, pues *L. c. martirensis* se distribuye en el territorio adyacente a la Isla Carmen.

Sin embargo, el grado de divergencia entre ellas aparentemente es menor que entre *L. insularis* – *L. c. xanti*, ya que únicamente se consideran distintas a nivel infraespecífico (Best 1996) y sus niveles de divergencia genética deberían ser mínimos.

El escenario biológico en donde se ha desarrollado el marco evolutivo de las poblaciones peninsulares e insulares de liebres de la península de Baja California corresponde al matorral espinoso de zonas áridas donde abundan plantas adaptadas a la escasez de agua y a las altas temperaturas. Estas condiciones se identifican como el tipo de ambiente característico de la Península y de las islas del Golfo de California (Moctezuma y Serrato 1988). Estos ecosistemas de abundante riqueza biológica son de interés primario para su conservación y aprovechamiento sustentable, particularmente por su fauna insular y niveles de endemismo (Flux y Angermann 1990).

De modo que si el aislamiento geográfico ha retardado o impedido el flujo genético entre las poblaciones insulares y sus contrapartes peninsulares, se deben haber fijado diferencias genéticas entre ellas. Se esperaría, por tanto, que dichas diferencias se manifiesten en los estimadores de variación genética. El objetivo de este estudio es evaluar la magnitud de la divergencia genética producida por efecto del aislamiento geográfico en *L. insularis* mediante el análisis de su variación aloenzimática y comparar los resultados con los que se obtengan de *L. c. martirensis* - *L. c. sheldoni*.

Material y Métodos

Obtención de muestras. *Lepus insularis* fue colectada en 1996 en la porción sureste de Isla Espíritu Santo, localizada en el extremo oriental de la Bahía de La Paz (24.453276° N, -110.342676° W), a 5 km de tierra firme peninsular. A su vez, *L. c. xanti* fue colectada en 1996 en una localidad peninsular ubicada a 82 km NW La Paz (24.223087° N, -110.948782° W); ambas localidades pertenecen al Municipio La Paz, Baja California Sur, México. Adicionalmente, *L. c. sheldoni*, fue colectada entre 1999 y 2000 a 4 km N Bahía Salinas (26.035633° N, -111.107534° W), punta norte de Isla Carmen, que se localiza a 15 km E Loreto, 11 km SE Isla Coronado, y a 6 km de la costa de la Península. Su contraparte, *L. c. martirensis* fue colectada en las localidades San Lucas, Volcán La Virgen y Alfredo Bonfil en la Reserva de la Biosfera "Vizcaíno" (27.233399° N y -112.216667° W; 27.383333° N y -112.483333° W, 27.333333° N y -112.700000° W, respectivamente) entre 1999 y 2000. Para comparar con otros lagomorfos, se colectaron también ejemplares de *L. c. texianus* de Durango (Reserva de la Biosfera Mapimí, 140 km NE Gómez Palacio, Municipio Mapimí, 26.67513° N, -103.74986° W), y *L. callotis* y *Sylvilagus floridanus* de Jalisco (8 km N, 6.5 km

E Mazamitla, Municipio Mazamitla, 2100 m, 19.9879104° N, -102.9606553° W), México.

Obtención de genotipos. Las muestras utilizadas fueron tejidos de corazón y riñón de ejemplares de *L. insularis* ($n = 10$), *L. c. xanti* ($n = 10$), *L. c. sheldoni* ($n = 10$), *L. c. martirensis* ($n = 10$), *L. c. texianus* ($n = 10$), *L. callotis* ($n = 3$) y *S. floridanus* ($n = 3$). Las muestras fueron homogeneizadas en una solución amortiguadora 0.01 Tris-0.001 EDTA pH. 6.8, en proporción 1:1, y se centrifugaron a 4000 rpm, a 5 °C, durante 25 minutos; el sobrenadante se almacenó a -80 °C y después se sometió a electroforesis horizontal en geles de almidón (Harris y Hopkinson 1976). Se elaboraron 35 geles en concentraciones de 10 y 12%, usando almidón de papa (Sigma Chemical) con diferentes diluciones de solución amortiguadora, dependiendo del locus a examinar. La mezcla de la solución amortiguadora-almidón se homogenizó para evitar la formación de grumos calentándola durante 3 minutos y posteriormente se conectó a una bomba de vacío para extraer las burbujas de aire. Se dejó enfriar a temperatura ambiente para la solidificación del gel, que posteriormente se dividió longitudinalmente insertando entre las dos porciones rectángulos de papel filtro (*Whatman filter paper* no. 3) de un centímetro de longitud previamente humedecidos con la muestra (sobrenadante) correspondiente al tejido de cada individuo. El gel con las muestras se colocó en una cámara de electroforesis horizontal y se mantuvo en contacto en cada uno de sus extremos con el buffer iónico, sometiénolo a un campo eléctrico generado por una fuente de poder. En promedio se utilizaron 150 voltios y el tiempo varió de 12 a 18 hrs. de acuerdo con la solución amortiguadora empleada.

Posteriormente, cada gel se cortó en rebanadas y en cada una se tiñó una enzima colocándola en una charola con una solución conteniendo un sustrato específico para la enzima, con un colorante que precipita donde la reacción enzimática se lleva a cabo (Murphy *et al.* 1990). Finalmente, cada gel fue fotografiado con una película para impresión en color. El registro de la movilidad de las enzimas se realizó considerando la migración anodal observada después de someter a un campo eléctrico los geles con las muestras de tejidos en la cámara de electroforesis; de tal forma que aquellos loci con migración más anodal fueron considerados como el alelo "A", los siguientes como el alelo "B" y así sucesivamente. Estos registros son ejemplificados con el zimograma del locus MDH (Fig. 2) a partir de donde se construyó la matriz de datos.

Se evaluaron 26 loci en cada individuo de las poblaciones estudiadas, los que se identificaron individualmente de acuerdo con su abreviatura y número correspondientes según la *International Union of Biochemistry* y la *Enzyme Commission* (Tabla 1). El tamaño de muestra por locus no representó el total de los individuos en ningún taxón estudiado debido a que en algunos geles no se observaron bandas por dificultades técnicas.

Análisis genético. Se determinó la cantidad de alelos exclusivos (aquellos que únicamente se encontraban presentes en uno de los taxones) y la cantidad de alelos fijos (aquellos que se encontraban presentes en uno de los taxones y con una frecuencia del 100%). Asimismo, se estimó el número promedio de alelos por locus, el porcentaje de loci polimórficos y la heterocigosidad observada y esperada por el equilibrio de Hardy-Weinberg, presentes en cada una de las enzimas con el programa BIOSYS (Swofford y Selander 1989). Posteriormente, en cada uno de los taxones se examinaron los alelos que correspondían a cada locus tomando en cuenta aquellos que fueron homocigotos

y heterocigotos a fin de determinar los valores de variabilidad genética y divergencia genética (F_{st}).

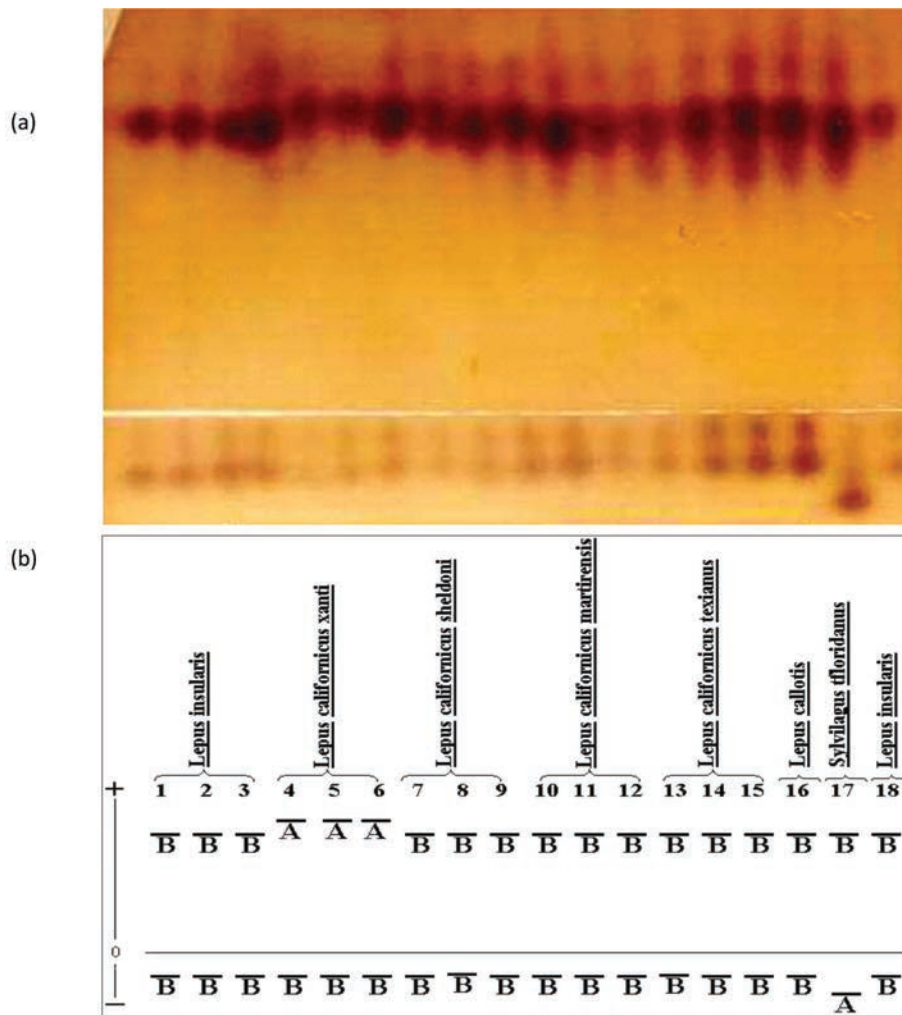


Figura 2. Zimograma realizado con la fotografía de la enzima MDH (a). Los números representan muestras de tejido homogenizado de corazón y riñón de individuos de cada uno de los taxones (b). La letra A representa el alelo de aquellos individuos que migraron más, tanto anodalmente (+) como catódicamente (-), mientras que la letra B representa al alelo de aquellos individuos que migraron menos, con relación al punto de partida que está representado por la línea horizontal (0).

Se construyeron dos fenogramas mediante el método UPGMA (*Unweigh Pair-Group Method with Arithmetic Averaging*; Swofford y Selander 1989) para representar las distancias genéticas entre las poblaciones de liebres del presente estudio, a partir de una matriz construida con los índices de distancia genética de Nei (1978) y de Cavalli-Sforza y Edwards (1967). En dichos índices se pueden utilizar tamaños de muestras pequeños y se pueden comparar con otros estudios de lagomorfos. De igual manera, se construyó un fenograma de distancias genéticas con el algoritmo de Wagner (Farris 1972; Swofford y Selander 1989), debido a que asume que las tasas de substitución de aminoácidos no son constantes en todas las poblaciones y se representa gráficamente con las diversas longitudes de las ramas del fenograma resultante.

Resultados

La evaluación de 26 loci en 35 geles indicó la existencia de un total de 16 loci polimórficos (Tablas 2 y 3). Al considerar exclusivamente a las poblaciones de *L. insularis*, *L. c. xanti*, *L. c. sheldoni*, *L. c. martirensis* y *L. c. texianus*, el valor más alto de polimorfismo fue de tres alelos por locus. El cual se presentó en los loci: ME-1, PGM-2, SOD-2, 6 PGD

y ALB. El locus polimórfico con el mayor número de alelos, al considerar a todos los taxones, fue 6 PGD con cuatro. El resultado de este mismo análisis hecho por taxón indicó que el número más alto de alelos por locus fue tres y se presentó en los loci: de *L. insularis*, PGM-2 y 6PGD; de *L. c. xanti*, ME-1 y SOD-2; de *L. c. sheldoni*, ALB; de *L. c. martirensis*, PGM-2, SOD-2 y 6PGD, y de *L. c. texianus*, PGM-2.

Tabla 1. Enzimas utilizadas en la evaluación aloenzimática de lepóridos (*Lepus insularis*, *L. californicus xanti*, *L. c. sheldoni*, *L. c. martirensis*, *L. c. texianus*, *L. callotis* y *Sylvilagus floridanus*) de la Península de Baja California, Durango y Jalisco, México. Se incluyen el número de cada enzima según la Unión Internacional de Bioquímica y la Comisión de Enzimas (E.C.) así como su forma molecular y soluciones amortiguadoras correspondientes.

Soluciones Amortiguadoras	Enzima	E. C.	Formas Molecular
Tris-citrato I pH 6.7/6.3 Proporción 1:7	Lactato Deshidrogenasa (LDH 1,2)	1.1.1.27	Tetramero
	Malato Deshidrogenasa (MDH 1,2)	1.1.1.37	Dímero
	Enzima Mállica (ME 1,2)	1.1.1.40	Tetramero
	Fosfoglucomutasa (PGM 1,2)	5.4.2.2	Monómero
	Glucosa-6-fosfato Isomerasa (GP1)	5.3.1.9	Dímero
Tris-citrato II pH 8.0 Proporción 1:29	Superóxido dismutasa (SOD 1,2)	1.15.1.1	Dímero
	-Fosfogluconato Deshidrogenasa (6-PGD)	1.1.1.44	Dímero o Tetramero
	Glucosa Deshidrogenasa (GDH)	1.1.1.118	Dímero
	Purina Nucleosido Fosforilasa (NP)	2.4.2.1	Dímero
PGI-Fosfato de Potasio pH 6.7 Proporción 1:19	Glutamato-Oxaloacetato Transaminasa (GOT 1,2)	2.6.1.1	Dímero
	Sorbitol Deshidrogenasa (SDH)	1.1.1.14	Dímero
	Glicerol-3-Fosfato Deshidrogenasa (α GPD)	1.1.1.8	Dímero
Tris-Malato-EDTA pH 7.4 Proporción 1:9	Glucosa-6-Fosfato Deshidrogenasa (G-6-PDH)	1.1.1.49	Dímero
	Hexoquinasa (HK)	2.7.1.1	Monómero
	Creatinoquinasa (CK 1,2)	2.7.3.2	Dímero
Hidróxido de Litio (A+B), pH 8.1/8.4 10% sol. A 90% sol. B	Peptidasas (LA, PAP y LGG)	3.4.13	
	Albumina (Alb)	No específico	Monómero

El mayor porcentaje (34.6) de polimorfismo promedio lo presentó *L. c. texianus* (Tabla 3), mientras que el menor porcentaje (19.2) correspondió a *L. insularis*. Referente al promedio de alelos por locus, el mayor promedio (1.4) lo presentaron *L. c. xanti*, *L. c. martirensis* y *L. c. texianus*, mientras que el valor más bajo (1.3) se encontró en *L. insularis* y *L. c. sheldoni*. Por otra parte, los loci monomórficos registrados en las poblaciones de *L. insularis*, *L. c. xanti*, *L. c. sheldoni*, *L. c. martirensis* y *L. c. texianus* fueron: MDH-1, GPI, GOT-2, PGM-1, SOD-1, GDH, GOT-1, SDH, α GPD y CK-1; al considerar también a *L. callotis* y a *S. floridanus*, los loci monomórficos fueron únicamente MDH-1, GPI y GOT-2.

La heterocigosidad observada por locus (Tabla 3) indicó que los valores más altos de individuos heterocigotos, sin considerar a *L. callotis* ni a *S. floridanus*, fueron los de *L. insularis*, seguido de *L. c. xanti* y *L. c. martirensis*; los más bajos se encontraron en

	Aloenzimas analizada																										
	LDH-1	LDH-2	MDH-1	MDH-2	ME-1	ME-2	PGM-1	PGM-2	GPI	SOD-1	SOD-2	6PGD	GDH	NP	GOT-1	GOT-2	SDH	αGPD	G6PDH	HK	CK1	CK2	ALB	LA	PAP	LCG	
BCS <i>L. insularis</i>																											
00598 IESN	AA	AA	AA	AA	AA	BB	AA	AA	AA	BB	AA	BC	AA	AA	BB	AA	AA	AA	AA	AA	AA	BB	CC	BB	BB	BB	BB
00582 IESN	AA	AA	AA	AA	AA	BB	AA	AA	AA	BB	AA	BC	AA	AA	BB	AA	AA	AA	AA	AA	AA	BB	BB	BB	BB	BB	BB
00706 IESN	AA	AA	AA	AA	AA	BB	AA	AA	AA	BB	BB	00	AA	AA	00	AA	AA	00	AA	AA	00	00	BB	BB	BB	BB	BB
00720 IESN	AA	AA	AA	AA	AA	BB	AA	AA	AA	BB	BB	AA	AA	00	00	AA	00	00	AA	AA	00	00	BB	BB	BB	BB	BB
00772 IESN	AA	AA	AA	AA	AA	BB	AA	BB	00	BB	AA	AA	AA	AA	BB	AA	AA	AA	AA	BB	00	00	BB	BB	BB	BB	BB
00699 IESN	AA	AA	AA	AA	AA	BB	AA	00	00	BB	AA	AA	AA	AA	BB	AA	AA	AA	AA	BB	AA	00	BB	BB	BB	BB	BB
00771 IESN	AA	AA	AA	AA	AA	BB	00	CC	00	BB	AA	AA	AA	AA	BB	AA	AA	AA	AA	AA	AA	00	BB	BB	BB	BB	BB
00785 IESN	AA	AA	AA	AA	AA	BB	00	BB	00	BB	AA	AA	AA	AA	BB	AA	AA	AA	AA	AA	AA	00	BB	BB	BB	BB	BB
00700 IESN	AA	AA	AA	AA	AA	BB	00	BB	00	BB	AA	AA	AA	AA	BB	AA	AA	AA	AA	AA	AA	00	BB	BB	BB	BB	BB
BCS <i>L. c. xanti</i>																											
00866 LPAZ	AA	AA	AA	AA	AA	BB	AA	BB	AA	BB	BB	BB	AA	AA	BB	AA	AA	AA	AA	AA	AA	BB	BB	BB	BB	BB	BB
00799 LPAZ	AA	AA	AA	AA	AA	BB	AA	AA	AA	BB	CC	BB	AA	AA	BB	AA	AA	AA	AA	AA	AA	BB	BB	BB	BB	BB	BB
00804 LPAZ	AA	AA	AA	AA	AA	BB	AA	AA	AA	BB	BB	BB	AA	AA	BB	AA	AA	AA	AA	AA	AA	BB	BB	BB	BB	BB	BB
00543 LPAZ	AA	AA	AA	AA	AA	BB	AA	AA	AA	BB	BB	00	AA	AA	00	AA	AA	00	AA	AA	00	00	BB	BB	BB	BB	BB
00541 LPAZ	AA	AA	AA	AA	AA	BB	AA	AA	AA	BB	BB	AA	AA	00	00	AA	00	00	AA	AA	00	00	BB	BB	CC	BB	BB
00693 LPAZ	AA	AA	AA	AA	AA	BB	AA	AA	AA	BB	BB	AA	AA	00	00	AA	00	00	AA	AA	00	00	BB	BB	CC	AB	BB
00608 LPAZ	AA	AA	AA	AA	BB	BB	AA	AA	00	BB	AA	AA	AA	AA	BB	AA	AA	AA	AA	AA	AA	00	BB	BB	CC	BB	BB
00542 LPAZ	AA	BB	AA	AA	BB	BB	00	BB	00	BB	AA	AA	AA	AA	BB	AA	AA	AA	AA	AA	AA	00	BB	BB	BB	BB	BB
00805 LPAZ	AA	BB	AA	AA	CC	BB	00	BB	00	BB	AA	AA	AA	AA	BB	AA	AA	AA	AA	AA	AA	00	BB	BB	BB	BB	BB
00917 LPAZ	AA	BB	AA	BB	BB	BB	00	BB	00	BB	AA	AA	AA	AA	BB	AA	AA	AA	AA	AA	AA	00	BB	BB	BB	BB	BB
BCS <i>L. c. sheldoni</i>																											
01607 ICAR	AA	AA	AA	AA	AA	BB	AA	AA	AA	BB	AA	BB	AA	AA	BB	AA	AA	AA	AA	AA	AA	BB	BB	BB	BB	BB	BB
01608 ICAR	AA	AA	AA	AA	AA	BB	AA	AA	AA	BB	BB	00	AA	AA	BB	AA	AA	AA	AA	AA	AA	BB	BB	BB	BB	BB	BB
01609 ICAR	AA	AA	AA	AA	AA	BB	AA	AA	AA	BB	AA	BB	AA	AA	BB	AA	AA	AA	AA	AA	AA	BB	BB	BB	BB	BB	BB
01610 ICAR	AA	AA	AA	AA	AA	BB	AA	BB	AA	BB	BB	00	AA	AA	00	AA	AA	00	AA	AA	00	00	CC	BB	BB	BB	BB
01606 ICAR	AA	AA	AA	AA	AA	BB	AA	AA	AA	BB	BB	AA	AA	00	00	AA	00	00	AA	AA	00	00	CC	BB	AA	BB	BB
01628 ICAR	AA	AA	AA	AA	BB	BB	AA	AA	00	BB	AA	BB	AA	AA	BB	AA	AA	AA	AA	AA	AA	00	00	AA	BB	AA	BB
01627 ICAR	AA	AA	AA	AA	BB	BB	AA	AA	00	BB	AA	BB	AA	AA	BB	AA	AA	AA	AA	AA	AA	00	AA	BB	AA	AA	BB
01626 ICAR	AA	AA	AA	AA	AA	BB	00	BB	00	BB	AA	AA	AA	AA	BB	AA	AA	AA	AA	AA	AA	00	AA	BB	BB	BB	BB
01623 ICAR	AA	AA	AA	AA	AA	BB	00	BB	00	BB	AA	AA	AA	AA	BB	AA	AA	AA	AA	AA	AA	00	AA	BB	BB	BB	BB
01622 ICAR	AA	AA	AA	AA	AA	AA	00	AA	00	BB	AA	BB	AA	AA	BB	AA	AA	AA	AA	AA	AA	00	AA	BB	BB	BB	BB
BCS <i>L. c. martirensis</i>																											
01613 DVIZ	AA	AA	AA	AA	AA	BB	AA	AA	AA	BB	AA	BB	AA	AA	BB	AA	AA	AA	AA	BB	AA	AA	BB	BB	BB	BB	BB
01616 DVIZ	AA	AA	AA	AA	AA	BB	AA	AA	AA	BB	AA	BC	AA	AA	BB	AA	AA	AA	BB	AA	AA	AA	BB	BB	BB	BB	BB
01615 DVIZ	AA	AA	AA	AA	AA	BB	AA	AA	AA	BB	AA	BB	AA	AA	BB	AA	AA	AA	AA	AA	AA	BB	BB	BB	BB	BB	BB
01617 DVIZ	AA	AA	AA	AA	AA	BB	AA	AA	AA	BB	CC	00	AA	AA	00	AA	AA	00	AA	AA	00	00	BB	BB	BB	BB	BB
01612 DVIZ	BB	AA	AA	AA	AA	BB	AA	AA	AA	BB	BB	BB	AA	00	00	AA	00	00	AA	AA	00	00	BB	BB	BB	BB	BB
01611 DVIZ	BB	AA	AA	AA	AA	BB	AA	AA	AA	BB	BB	BB	AA	00	00	AA	00	00	AA	AA	00	00	BB	BB	BB	BB	BB
01614 DVIZ	BB	AA	AA	AA	AA	BB	AA	AA	00	BB	AA	BB	AA	AA	BB	AA	AA	AA	AA	AA	AA	00	BB	BB	BB	BB	BB
01619 DVIZ	AA	BB	AA	AA	AA	BB	00	BB	00	BB	AA	BB	AA	AA	BB	AA	AA	AA	AA	AA	AA	00	BB	BB	BB	BB	BB
01620 DVIZ	AA	BB	AA	AA	AA	BB	00	BB	00	BB	AA	AA	AA	AA	BB	AA	AA	AA	AA	AA	AA	00	BB	BB	BB	BB	BB
01621 DVIZ	AA	BB	AA	AA	AA	BB	00	CC	00	BB	AA	AA	AA	AA	BB	AA	AA	AA	AA	AA	AA	00	BB	BB	BB	BB	BB
DGO <i>L. c. texianus</i>																											
01124 MAPM	AA	AA	AA	AA	AA	BB	AA	AA	AA	BB	AA	BB	AA	AA	BB	AA	AA	AA	AA	AA	AA	BB	BB	BB	BB	BB	BB
01128 MAPM	AA	AA	AA	AA	AA	BB	AA	BB	AA	BB	AA	BB	AA	AA	BB	AA	AA	AA	AA	AA	AA	BB	BB	BB	BB	AA	BB
01129 MAPM	AA	AA	AA	AA	AA	BB	AA	AA	AA	BB	AA	BB	AA	AA	BB	AA	AA	AA	AA	AA	AA	AA	BB	BB	BB	BB	BB
01081 MAPM	AA	AA	AA	AA	AA	BB	AA	AA	AA	BB	BB	00	AA	AA	00	AA	AA	00	AA	AA	00	00	BB	AA	AA	AA	BB
01072 MAPM	AA	AA	AA	AA	AA	BB	AA	AA	AA	BB	BB	BB	AA	00	00	AA	00	00	AA	AA	00	00	BB	BB	BB	BB	BB
01080 MAPM	AA	AA	AA	AA	AA	BB	AA	AA	AA	BB	BB	BB	AA	00	00	AA	00	00	AA	AA	00	00	BB	BB	BB	BB	BB
01082 MAPM	AA	BB	AA	AA	AA	BB	AA	AA	00	BB	AA	BB	AA	AA	BB	AA	AA	AA	AA	AA	AA	00	BB	BB	BB	BB	BB
01074 MAPM	AA	AA	AA	AA	AA	CC	00	CC	00	BB	AA	AA	AA	AA	BB	AA	AA	AA	AA	AA	AA	00	BB	BB	BB	BB	BB
01069 MAPM	AA	AA	AA	AA	AA	BB	00	BB	00	BB	AA	AA	AA	AA	BB	BB	AA	AA	AA	AA	AA	00	BB	BB	BB	BB	BB
01065 MAPM	AA	AA	AA	AA	AA	CC	00	CC	00	BB	AA	AA	AA	AA	BB	AA	AA	AA	AA	AA	AA	00	CC	BB	BB	BB	BB
JAL <i>L. callotis</i>																											
00063 DESC	AA	AA	AA	AA	AA	CC	AA	AA	AA	BB	AA	AD	AA	BB	BB	AA	AA	AA	AA	AA	AA	BB	CC	BB	AA	BB	BB
00062 DESC	AA	AA	AA	AA	AA	BB	AA	AA	AA	BB	BB	BB	AA	00	00	AA	00	00	AA	AA	00	00	BB	BB	AA	BB	BB
00064 DESC	AA	AA	AA	AA	AA	BB	00	BB	00	AA	BB	AA	AA	CC	BB	AA	BB	AA	AA	AA	AA	00	BB	BB	BB	BB	BB
JAL <i>Sylvilagus floridanus</i>																											
00272 FLOR	BB	CC	AA	BB	AA	BC	BB	AA	AA	AA	BB	BB	BB	BB	BB	AA	BB	BB	AA	BB	BB	BB	AA	BB	AA	CC	CC
00300 FLOR	CC	AA	AA	BB	AA	AA	AA	BB	AA	CC	AA	BB	BB	BB	00	00	AA	00	00	AA	BB	00	00	BB	AA	CC	CC
00285 FLOR	BB	CC	AA	CC	CC	CC	00	DD	00	BB	AA	AA	BB	AA	AA	AA	CC	BB	AA	BB	BB	00	BB	BB	BB	CC	CC

Tabla 2. Matriz de genotipos por locus obtenidos de lepóridos (*Lepus insularis*, *L. californicus xanti*, *L. c. sheldoni*, *L. c. martirensis*, *L. c. texianus*, *L. callotis* y *Sylvilagus floridanus*) de la Península de Baja California (BCS), Durango (DGO) y Jalisco (JAL), México. Los individuos homocigotos están representados por aquellas parejas de un sólo tipo de letra, mientras que los individuos heterocigotos están representados por parejas de letras diferentes; 00 corresponde a los loci que no pudieron ser obtenidos. El código de las aloenzimas está en la Tabla 1.

L. c. sheldoni y *L. c. texianus*. Asimismo, estas estimaciones resultaron menores a sus correspondientes valores de heterocigosidad esperada. No se detectaron alelos fijos en las especies de liebre bajacalifornianas, pero si se identificaron 11 alelos exclusivos: uno en *L. insularis* (HK); cuatro en *L. c. xanti* (MDH-2, ME-1, PAP y LGG); dos en *L. c. sheldoni* (ME-2 y ALB); dos en *L. c. martirensis* (LDH-1 y G6PDH); y dos en *L. c. texianus* (ME-2 y LA). Por su parte, *L. callotis* y *S. floridanus* presentaron diversos alelos fijos (Tabla 3).

El valor promedio del índice de fijación de Wright's (Fst) para los taxones estudiados fue de 0.449 (Tabla 4), mientras que el Fst calculado únicamente con las subespecies de *L. californicus* y *L. insularis* fue notablemente menor (0.192). Del total de los 26 loci, el valor de chi-cuadrada del Fst para 22 de ellos resultó ser estadísticamente significativo ($P < 0.05$). Los otros cuatro loci (SOD-2, MDH-1, GPI y GOT-2) no mostraron diferencias significativas (Tabla 4).

La matriz de distancias genéticas de las liebres de la península de Baja California basada en el índice de Cavalli-Sforza y Edwards (1967), indicó que el menor valor de distancia genética correspondió a las poblaciones de *L. insularis* y *L. c. texianus*, seguido

Tabla 3. Alelos (a-d), número de individuos (*n*), frecuencias alélicas, alelos exclusivos (☼), número total de alelos exclusivos por población estudiada (ALE EXCL), promedios de alelos por locus (PROM), porcentaje de loci polimórficos (% POLI), promedios observados de heterocigosidad individual (conteo directo; H OBS), promedios esperados de heterocigosidad individual (equilibrio de Hardy-Weinberg; H ESP) y promedios del tamaño de la muestra por locus (TAMAÑO) de *Lepus insularis* (Li), *L. californicus xanti* (Lcx), *L. c. sheldoni* (Lcs), *L. c. martirensis* (Lcm), *L. c. texianus* (Lct), *L. callotis* (Lc) y *Sylvilagus floridanus* (Sf) de la Península de Baja California, Durango y Jalisco, México. Sólo están incluidos los loci polimórficos (23 de 26 loci); los loci monomórficos fueron MDH-1, GPI y GOT-2. El símbolo * representa a las especies con una deficiencia significativa ($P < 0.05$) de heterocigotos, mientras que ☼ representa a los alelos exclusivos. Las estimaciones de % POLI incluyen sólo aquellos loci para los cuales el alelo dominante tuvo una frecuencia menor a 0.95. La Tabla 1 indica las abreviaturas para cada enzima.

Locus	Li	Lcx	Lcs	Lcm	Lct	Lc	Sf
LDH-1				*			
n =	10	10	10	10	10	3	3
a	a	a	a	a 0.7	a	a	
b				b 0.3 ☼			b 0.667
c							c 0.333 ☼
LDH-2		*		*	*		
n =	10	10	10	10	10	3	3
a	a	a 0.7	a	a 0.7	a 0.9	a	a 0.333
b		b 0.3		b 0.3	b 0.1		
c							c 0.667 ☼
MDH-2		*					
n =	10	10	10	10	10	3	3
a	a	a 0.9	a	a	a	a	a 0.667
b		b 0.1 ☼					
c							c 0.333 ☼
ME-1		*	*				
n =	10	10	10	10	10	3	3
a	a	a 0.6	a 0.8	a	a	a	a 0.667
b		b 0.3	b 0.2				
c		c 0.1 ☼					c 0.333
ME-2			*		*		
n =	10	10	10	10	10	3	3
a			a 0.1 ☼				a 0.333
b	b	b	b 0.9	b	b 0.8	b 0.667	b 0.167
c					c 0.2 ☼	c 0.333	c 0.5

continúa...

continúa...

PGM-1							
n =	7	7	7	7	7	2	2
a	a	a	a	a	a	a	a 0.5
b							b 0.5 ☼
PGM-2	*	*	*	*	*		
n =	9	10	10	10	10	3	3
a	a 0.556	a 0.6	a 0.7	a 0.7	a 0.6	a 0.667	a 0.333
b	b 0.333	b 0.4	b 0.3	b 0.2	b 0.2	b 0.333	b 0.333
c	c 0.111			c 0.1	c 0.2		
d							d 0.333 ☼
SOD-1							
n =	10	10	10	10	10	3	3
a						a 0.333 ☼	a 0.333
b	b	b	b	b	b	b 0.667	b 0.333
c							c 0.333 ☼
SOD-2	*	*	*	*	*		
n =	10	10	10	10	10	3	3
a	a 0.7	a 0.4	a 0.7	a 0.7	a 0.7	a 0.667	a 0.667
b	b 0.3	b 0.5	b 0.3	b 0.2	b 0.3	b 0.333	b 0.333
c		c 0.1		c 0.1			
6PGD	*	*	*	*	*		
n =	9	9	8	9	9	3	3
a	a 0.778	a 0.667	a 0.375	a 0.222	a 0.333	a 0.5	a 0.333
b	b 0.111	b 0.333	b 0.625	b 0.722	b 0.667	b 0.333	b 0.667
c	c 0.111			c 0.056			
d						d 0.167 ☼	
GDH							
n =	10	10	10	10	10	3	3
a	a	a	a	a	a	a	
b							b ☼
NP					*		
n =	9	8	9	8	8	2	2
a	a	a	a	a	a 0.5		a 0.5
b					b 0.5	b 0.5	b 0.5
c						c 0.5 ☼	
GOT-1							
n =	8	7	8	7	7	2	2
a							a 0.5 ☼
b	b	b	b	b	b	b	b 0.5
SDH							
n =	9	8	9	8	8	2	2
a	a	a	a	a	a	a 0.5	
b						b 0.5 ☼	b 0.5
c							c 0.5 ☼
α GPD							
n =	8	7	8	7	7	2	2
a	a	a	a	a	a	a	
b							b ☼
G6PDH				*			
n =	10	10	10	10	10	3	3
a	a	a	a	a 0.8	a	a	a
b				b 0.2 ☼			

continúa...

HK	*						
n =	10	10	10	10	10	3	3
a	a 0.8	a	a	a	a	a	
b	b 0.2 ☼						b
CK1							
n =	7	7	7	7	7	2	2
a	a	a	a	a	a	a	
b							b ☼
CK2							
n =	3	3	3	3	3	1	1
a			a 0.333	a 0.667			
b	b	b	b 0.667	b 0.333	b	b	b
ALB	*		*		*		
n =	10	10	10	10	10	3	3
a			a 0.5 ☼				a 0.333
b	b 0.9	b	b 0.3	b	b 0.9	b 0.667	b 0.667
c	c 0.1		c 0.2		c 0.1	c 0.333	
LA					*		
n =	10	10	10	10	10	3	3
a					a 0.1 ☼		a 0.333
b	b	b	b	b	b 0.9	b	b 0.667
PAP		*	*		*		
n =	10	10	10	10	10	3	3
a			a 0.3		a 0.2	a 0.667	a 0.333
b	b	b 0.7	b 0.7	b	b 0.8	b 0.333	b 0.333
c		c 0.3 ☼					c 0.333
LGG							
n =	10	10	10	10	10	3	3
a		a 0.05 ☼					
b	b	b 0.95	b	b	b	b	
c							c ☼
ALE EXCL	1	4	2	2	2	4	12
PROM	1.3	1.4	1.3	1.4	1.4	1.4	1.8
% POLI	19.2	30.8	30.8	26.9	34.6	34.6	61.5
H OBS	0.009	0.004	0.000	0.004	0.000	0.013	0.013
H ESP	0.075	0.128	0.136	0.122	0.126	0.203	0.387
TAMAÑO	9.0	8.9	9.0	8.9	8.9	2.7	2.7

por el de *L. insularis* y *L. c. xanti* (Tabla 5). Mientras tanto, las especies menos parecidas, de acuerdo con el mismo índice, fueron *L. c. texianus* y *L. c. martirensis*, y *L. c. xanti* y *L. c. sheldoni*, ya que presentaron el valor más alto de todas las liebres del presente estudio. De igual manera, fue construida una matriz de distancia genética empleando el índice de Nei (1978), la que muestra que las especies con mayor similitud genética fueron *L. insularis* y *L. c. xanti*, seguidas por *L. insularis* y *L. c. texianus*. Los taxa más distantes, de acuerdo con los valores resultantes de dicho índice fueron *L. c. martirensis* y *L. c. xanti* (Tabla 5).

Con base en la matriz de distancia genética de Cavalli-Sforza y Edwards (1967) se construyó un fenograma basado en un UPGMA, cuyo coeficiente de correlación cofenética fue de 0.993 (Fig. 3A). La topología de dicho fenograma muestra que la relación más estrecha correspondió a *L. insularis* y *L. c. texianus*. Destaca la inclusión de este último en el grupo compacto formado por las *L. californicus* de la Península con *L. insularis* y la separación de *L. callotis*, así como la mayor distancia entre todas las liebres con el conejo *Sylvilagus floridanus*.

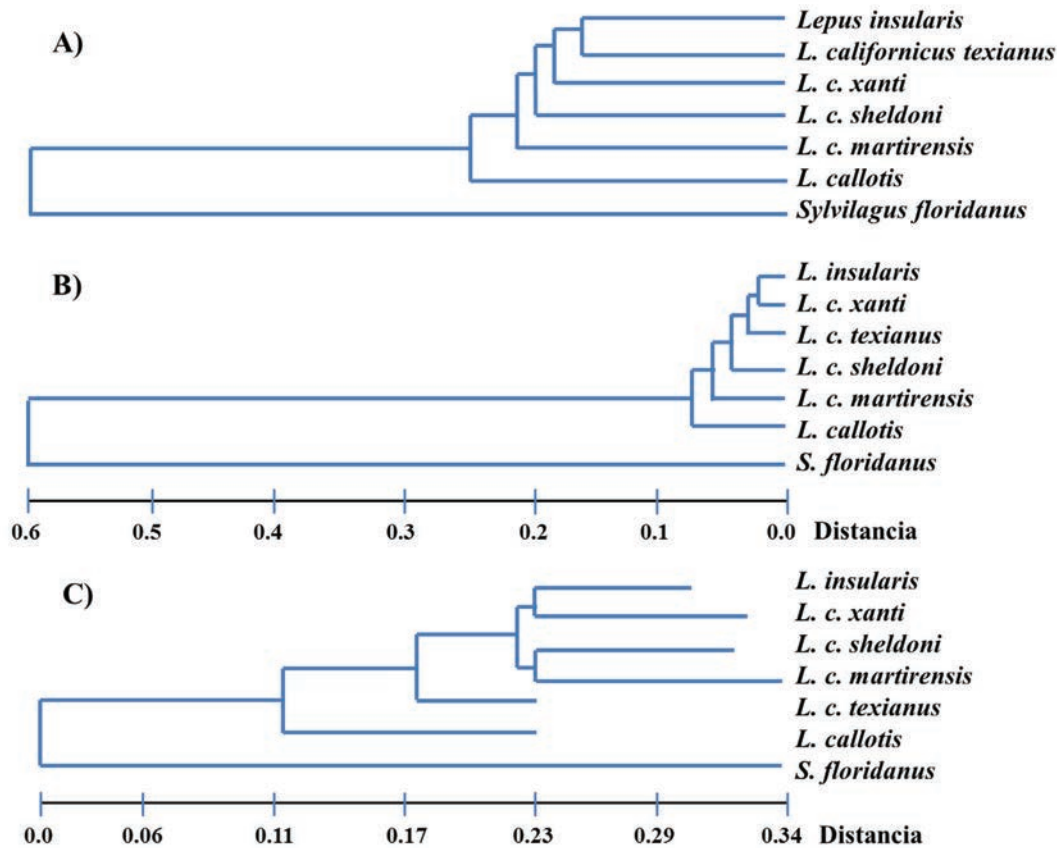


Figura 3. Fenogramas de distancia genética (Tabla 5) entre *Lepus insularis*, *L. californicus xanti*, *L. c. sheldoni*, *L. c. martirensis*, *L. c. texianus*, *L. callotis* y *Sylvilagus floridanus* de la Península de Baja California, Durango y Jalisco, México. A) UPGMA de Cavalli-Sforza y Edwards (1967; correlación cofenética = 0.993); B) UPGMA utilizando el índice de Nei (1978; correlación cofenética = 0.997); C) procedimiento de Wagner mediante el índice de Cavalli-Sforza y Edwards (1967; correlación cofenética = 0.998 y longitud total del árbol = 1.137).

Además, con la matriz de distancia genética de Nei (1978) se construyó otro fenograma empleando el método de UPGMA (Fig. 3B), el cual presentó un coeficiente de correlación cofenética de 0.998. La topología obtenida difiere ligeramente del fenograma construido con el índice de Cavalli-Sforza y Edwards (1967). En este fenograma se hace evidente la estrecha relación entre *L. insularis* y *L. c. xanti* por una parte y de *L. c. sheldoni* con *L. c. martirensis* por la otra, entre las que destaca la inclusión de *L. c. texianus*. Es notorio que no hay una correspondencia absoluta con el fenograma construido con el otro índice debido a que la rama de *L. c. texianus* se mueve. Sin embargo, se conservan los grupos formados por las subespecies de *L. californicus* y *L. insularis* por un lado y *L. callotis* ligeramente más separado, así como el conejo *S. floridanus*, formando una rama completamente separada de todas las liebres.

Finalmente, se elaboró un fenograma con el algoritmo de Wagner (Fig. 3C) empleando la matriz de distancia genética de Cavalli-Sforza y Edwards (1967), cuya topología no es concordante con el fenograma realizado con el método UPGMA. En dicho fenograma

se identifican dos grupos de liebres de la Península, uno de ellos formado por *L. insularis* y *L. c. xanti* y el otro formado por *L. c. sheldoni* y *L. c. martirensis*. Además, fuera de este grupo y con sus correspondientes ramas más cortas se desprenden *L. c. texianus* y *L. callotis*. *Sylvilagus floridanus* es la rama basal del fenograma y muestra una amplia separación del grupo de liebres.

Tabla 4. Índice de fijación (Fst de Wright's) de 23 loci polimórficos de *Lepus insularis*, *L. californicus xanti*, *L. c. sheldoni*, *L. c. martirensis*, *L. c. texianus*, *L. callotis* y *Sylvilagus floridanus* de la Península de Baja California, Durango y Jalisco, México. El símbolo * representa diferencia significativa ($P < 0.05$) según la prueba de chi-cuadrada.

LOCUS	Todos los taxa	Sin <i>L. callotis</i> ni <i>Sylvilagus</i>	Sin <i>L. californicus</i>
* LDH-1	0.609	0.255	0.700
* LDH-2	0.372	0.153	0.571
* MDH-2	0.676	0.082	0.700
* ME-1	0.223	0.201	0.250
* ME-2	0.364	0.126	0.345
* PGM-1	0.462		0.400
* PGM-2	0.068	0.030	0.077
* SOD-1	0.375		0.250
* SOD-2	0.091	0.054	0.112
* 6PGD	0.158	0.190	0.166
* GDH	1		1.00
* NP	0.512	0.444	0.455
* GOT-1	0.462		0.400
* SDH	0.6		0.455
* α GPD	1		1.00
* G6PDH	0.176	0.167	
* HK	0.839	0.167	0.778
* CK1	1		1.00
* CK2	0.481	0.444	
* ALB	0.283	0.370	0.136
* LA	0.232	0.082	0.250
* PAP	0.299	0.174	0.348
* LGG	0.947	0.04	1.00
Promedio	0.449	0.192	0.495

Discusión

Los cambios climáticos acontecidos desde finales del terciario, el desarrollo del desierto de Norteamérica de principios del Plioceno y la formación geológica del Golfo de California (Lawlor 1983), han provocado la formación de un complejo sistema de islas. Estos procesos produjeron relictos de poblaciones de mamíferos de gran interés científico (Orr 1960), de los cuales las poblaciones de lagomorfos insulares han sido poco estudiadas (Chapman *et al.* 1983). El aislamiento geográfico, los cuellos de botella

y la deriva genética pudieron haber sido responsables en gran parte de cambios en la variabilidad genética de estas taxa. En la mayoría de los casos, los cambios se pudieron haber dirigido hacia la reducción de la variabilidad genética. Este proceso ha sido documentado en otras especies de lagomorfos mexicanos (Lorenzo 1996) y en eventos de cuello de botella en poblaciones de roedores de la Cordillera de los Andes (Gallardo *et al.* 1995).

En este estudio, por ejemplo, el análisis de las frecuencias génicas, sin considerar a *S. floridanus* ni *L. callotis*, mostró que *L. c. xanti* fue la población con más alelos exclusivos (cuatro alelos), por lo que se considera la población más variable de acuerdo con este estimador. En contraste, la especie de Isla Espíritu Santo, *L. insularis*, fue la menos variable debido a que sólo presentó un alelo exclusivo. Esto es congruente con datos encontrados en otras poblaciones de liebres (Hartl *et al.* 1993; Lorenzo 1996) y heterómidos (Best y Janecek 1992), donde se obtuvieron más alelos exclusivos en poblaciones continentales de amplia distribución geográfica como *L. callotis*, *L. californicus*, *Dipodomys nitratoides* y *D. merriami*, que en especies aisladas o de distribución restringida como *L. flavigularis* y *D. insularis*. Se sabe que poblaciones de mamíferos de distribución restringida, probablemente fundadas por un pequeño número de individuos y de crecimiento lento, experimentan pérdida de alelos y la reducción en la heterocigosidad (Glover y Barret 1987). Lo anterior coincide con la distribución geográfica de *L. insularis* y *L. c. sheldoni*, ya que al igual que *L. flavigularis*, son poblaciones restringidas a un área geográfica relativamente pequeña (menor a 150 km²) y aisladas de sus poblaciones ancestrales por una barrera geográfica (Best 1996).

Población	<i>L. insularis</i>	<i>L. c. xanti</i>	<i>L. c. sheldoni</i>	<i>L. c. martirensis</i>	<i>L. c. texianus</i>	<i>L. callotis</i>	<i>S. floridanus</i>
<i>L. insularis</i>	-	0.015	0.028	0.040	0.022	0.064	0.576
<i>L. c. xanti</i>	0.178	-	0.031	0.041	0.027	0.064	0.583
<i>L. c. sheldoni</i>	0.194	0.211	-	0.030	0.027	0.060	0.602
<i>L. c. martirensis</i>	0.201	0.209	0.210	-	0.036	0.103	0.617
<i>L. c. texianus</i>	0.172	0.205	0.201	0.211	-	0.026	0.549
<i>L. callotis</i>	0.282	0.305	0.281	0.331	0.220	-	0.528
<i>S. floridanus</i>	0.595	0.592	0.595	0.607	0.579	0.578	-

Tabla 5. Matriz de distancia genética entre *Lepus insularis*, *L. californicus xanti*, *L. c. sheldoni*, *L. c. martirensis*, *L. c. texianus*, *L. callotis* y *Sylvilagus floridanus* de la Península de Baja California, Durango y Jalisco, México. Las cifras debajo de la diagonal corresponden a la distancia genética de Cavalli-Sforza y Edwards (1967) y arriba de dicha diagonal a la distancia genética de Nei (1978).

Por otra parte, las cantidades de alelos exclusivos en las demás poblaciones de liebres, *L. c. martirensis*, *L. c. sheldoni* (dos alelos, respectivamente) y *L. c. texianus* (tres alelos) también son bajas, lo cual es consistente con resultados de cariotipos de varias especies de liebres del género *Lepus* en el mundo (Lorenzo 1996). Lo anterior indica que el género *Lepus* es bastante conservador en su genoma, ya que presenta un mismo número

cromosómico diploide ($2n = 48$) y las diferencias se limitan al número fundamental.

En relación con el promedio de alelos por locus, los valores más altos se presentaron en *L. c. xanti*, *L. c. martirensis*, *L. c. texianus* (1.4 alelos por población), sin considerar a *L. callotis* ni a *S. floridanus*. Por el contrario, *L. insularis* y *L. c. sheldoni* nuevamente presentaron los promedios más bajos (1.3 alelos por población) con este estimador de variación genética. Lo anterior coincide con estudios realizados con roedores de los géneros *Peromyscus*, *Neotoma* (Awise et al. 1974), *Dipodomys* (Best y Janecek 1992) y *Ctenomys* (Gallardo et al. 1995). Los que han demostrado que las poblaciones aisladas, o remanentes de poblaciones grandes, que se han fragmentado por un efecto vicariante, presentan promedios de alelos por locus más bajos que sus respectivas contrapartes.

Por lo tanto, este patrón se repite con los valores de alelos por locus encontrados en el presente estudio en las poblaciones de liebres insulares, lo cual podría atribuirse al efecto del aislamiento geográfico. El tamaño de la población y a la interrupción del flujo genético, tal como lo reportó Gallardo et al. (1995) en su estudio sobre *Ctenomys* de América del Sur. Cervantes y Castañeda (obs. pers.) han observado que los lepóridos de islas del Golfo de California presentan poblaciones relativamente pequeñas y habitan en extensiones territoriales pequeñas (ver en este volumen el artículo de Lorenzo et al. 2012), lo que se confirma en el Archipiélago Espíritu Santo, de 112 km² y en Isla Carmen, con 151 km² (Gastil et al. 1983; Moctezuma y Serrato 1988). En ambas islas las condiciones orográficas con montañas escarpadas limitan el establecimiento de poblaciones de liebres. Estas islas no podrían mantener poblaciones grandes de estos mamíferos, lo cual se corrobora con la ausencia de mamíferos grandes como carnívoros. La disminución del promedio de alelos por locus se ha descubierto también en relictos de poblaciones de plantas fundadas por poblaciones pequeñas, como ocurrió con los lirios acuáticos brasileños (*Eichornia paniculata*) introducidas en Jamaica (Glover y Barrett 1987) y podría estar ocurriendo un proceso similar en la península de Baja California.

En relación con el promedio porcentual de loci polimórficos, sin considerar a *L. callotis* ni a *S. floridanus*, se encontró un valor más alto (61%) que en trabajos anteriores con lepóridos (Lorenzo 1996; Scribner y Warren 1986), lo cual se reflejó ligeramente en cada población, donde los porcentajes relativamente más altos (31 a 35%) se presentaron en *L. c. texianus*, *L. c. xanti* y *L. c. sheldoni*. Dichos porcentajes son similares a otros encontrados en poblaciones silvestres de lepóridos (Scribner y Warren 1986; Cervantes et al. 1999a; Lorenzo 1996) y de roedores del género *Ctenomys* (Gallardo et al. 1995). Por su parte, *L. insularis* presentó nuevamente el valor más bajo en cuanto al promedio porcentual de loci polimórficos de las poblaciones de liebres del presente estudio (19.2%), el cual es semejante al encontrado anteriormente en la liebre tropical *L. flavigularis* (22.6%) del Istmo de Tehuantepec (Lorenzo 1996), pero mayor al de *S. mansuetus* (8.7%) de Isla San José (Cervantes et al. 1999b). Este bajo polimorfismo de *L. insularis* se debe probablemente al aislamiento geográfico (Lawlor 1983), a la escasa amplitud de su distribución geográfica (Berry 1986) y a la influencia de estos factores abióticos sobre el tamaño de la población.

El promedio más alto de heterocigosidad media por conteo directo (0.009), sin contemplar a *S. floridanus* ni a *L. callotis*, se presentó en *L. insularis*. Este valor es alto en comparación con otros trabajos, y resulta poco común, ya que se ha documentado con *Peromyscus leucopus* y *Oryzomys palustris* que las frecuencias de heterocigotos

de poblaciones aisladas son más bajas que los de poblaciones de distribución amplia (Loxterman 1995). Estas frecuencias tienen una relación proporcional con el tamaño poblacional. De manera que se esperaba que *L. insularis* de distribución más restringida, presentara la población más pequeña y en consecuencia las frecuencias de heterocigotos más bajas, como ocurrió con la población de *L. c. sheldoni* (con valor de cero). Permanece por corroborar o refutar si en este caso existe selección a favor de heterocigotos o que el tiempo de aislamiento ha sido relativamente corto y no ha permitido la fijación de los loci estudiados.

Las demás poblaciones de liebres del presente estudio presentan una deficiencia de heterocigotos, la cual resulta poco común en poblaciones de mamíferos, si consideramos su amplia distribución geográfica, niveles de flujo genético y tamaño poblacional grande. Los valores de polimorfismo y heterocigosidad, de manera general, demostraron que existe una cantidad alta de alelos por locus y una deficiencia de heterocigotos en las poblaciones estudiadas. Como se ha observado en poblaciones de *L. europaeus*, la deficiencia en heterocigotos puede deberse también a la ocurrencia de alelos nulos no identificados (Hartl *et al.* 1993).

Por lo tanto, por presentar mayor número de alelos exclusivos, alelos por locus y mayor porcentaje de loci polimórficos, *L. c. xanti*, *L. c. texianus* y *L. c. martirensis* se consideran como las poblaciones genéticamente más variables del presente estudio. Asimismo, *L. insularis* y *L. c. sheldoni* son las menos variables por no presentar alelos fijos, así como por presentar niveles bajos de alelos por locus y porcentajes de loci polimórficos con respecto a las demás poblaciones. El hallazgo de que *L. insularis* y *L. c. sheldoni* presentan menor variación genética puede ser consecuencia del aislamiento geográfico a lo largo de su evolución en dos pequeñas islas localizadas en el Golfo de California. Ahí el flujo génico se cortó y pudieron estar sometidas a los efectos de deriva genética, como se ha observado en poblaciones de *Oryctolagus cuniculus* en Australia (Richardson *et al.* 1980) y en *L. flavigularis* en el Istmo de Tehuantepec (Lorenzo 1996), o a efectos relacionados con el proceso fundador, cuello de botella (Berry 1986; Wayne *et al.* 1991; Gallardo *et al.* 1995) o a su combinación. En relación con las demás poblaciones de *L. californicus*, su distribución amplia y fragmentada pudo ocasionar que cada una de ellas estuviera sujeta a presiones de selección particulares y, por lo mismo, que las diferencias genéticas se acentúen al habitar en localidades diferentes manteniendo niveles más altos de variación genética.

Los fenogramas derivados de las matrices de distancia genética de Cavalli-Sforza y Edwards (1967) y de distancia genética de Nei (1978), demostraron que las especies de liebres más similares son *L. insularis* y *L. c. xanti*, de acuerdo con lo que se esperaba por información de trabajos anteriores, ya que al parecer, *L. insularis* surgió como consecuencia de un evento vicariante de una población de *L. c. xanti* (Nelson 1909; Orr 1960), cuando la fracción de tierra que dio origen a la Isla Espíritu Santo se separó de la Península, llevándose un relicto de la población de liebres cola negra (Thomas y Best 1994). Asimismo, *L. c. sheldoni* y *L. c. martirensis* resultaron ser muy similares en los fenogramas derivados de las matrices de distancia genética, lo cual puede ser indicio de que la subespecie insular surge de una población relicta de *L. c. martirensis*. Por otra parte, destaca la inclusión de la rama de *L. c. texianus*; sin embargo, su similitud genética con *L. insularis* puede corresponder a un evento de evolución paralela, pues

se distribuyen en regiones alejadas en la Península de California. Otros marcadores moleculares y análisis detallados permitirán comprender mejor este escenario evolutivo. Por otra parte, como era de esperarse, los taxones menos relacionados entre sí fueron *L. callotis* y *S. floridanus*, debido a que pertenecen a géneros diferentes. Por ejemplo, la diferenciación genética ocurrida entre géneros fue alta ($F_{st} = 0.449$) comparada con otros lepóridos y roedores (Loxterman 1995).

Los valores obtenidos de los alelos exclusivos, alelos por locus, polimorfismo y heterocigosidad entre *L. c. xanti* y *L. insularis*, indican que existe una reducción en la variabilidad genética de la especie insular, la cual pudo ser causada por el aislamiento geográfico, aunado al tiempo de aislamiento y a la interrupción del flujo genético entre ambas poblaciones. Por otra parte, la reducción de la variabilidad genética medida con los mismos estimadores, entre *L. c. martirensis* y *L. c. sheldoni* es poco contundente, ya que se limita a la disminución en el promedio de alelos por locus y a la heterocigosidad. Isla Carmen (151 km²) es de mayor tamaño que Isla Espíritu Santo (99 km²) y el tiempo de aislamiento entre *L. c. martirensis* y *L. c. sheldoni* (35,000 años) es mayor que entre *L. c. xanti* y *L. insularis* (5,000 a 12,000 años).

En suma, los resultados del análisis aloenzimático de 26 loci exhibe divergencia genética entre las liebres peninsulares e insulares del presente estudio, lo que aunado a estudios previos sobre evolución cromosómica (Cervantes *et al.* 1999b) refuerza la idea de que el género de liebres *Lepus* es conservador en los cambios de su genoma. Asimismo, destaca que *L. insularis* es más parecida genéticamente a *L. c. xanti* que a cualquier otra población de liebres de cola negra, además de que su nivel de diferenciación genética es mínimo. Estudios de genética molecular del tipo de los microsatélites y la secuenciación ayudarían a evaluar esta diferenciación. Las distancias genéticas confirman que las muestras evaluadas de *L. c. sheldoni* y *L. c. martirensis* son aloenzimáticamente más similares entre sí que lo que cualquiera de éstas es con las demás poblaciones de liebres examinadas. Por lo tanto, estos resultados apoyan la propuesta original de que el aislamiento geográfico en islas influye en la diferenciación de especies insulares, y que *L. insularis* se diferenció de una población peninsular de *L. californicus*.

Agradecimientos

Diversas personas e instituciones auxiliaron a este proyecto con ayuda de campo, laboratorio, gabinete y financiamiento. Destacan J. Vargas Cuenca, Y. Hortelano Moncada, S. T. Álvarez Castañeda, A. Montiel, C. Lorenzo Monterrubio, G. Portales Betancourt, J. Martínez Vázquez, R. M. González y A. I. Montesinos Laffont, así como la Organización de Vida Silvestre A.C. y la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. La Universidad Nacional Autónoma de México apoyó parcialmente este proyecto al través del programa PAPIIT y el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, México, brindó una beca de posgrado al segundo autor. Dos revisores anónimos revisaron críticamente este escrito.

Referencias

- ARITA, H. T., Y G. CEBALLOS.** 1997. Los mamíferos de México: distribución y estado de conservación. *Revista Mexicana de Mastozoología* 2:33-71.
- AVISE, J. C.** 1974. Systematic value of electrophoretic data. *Systematic Zoology* 23:465-481.
- AVISE, J. C., M. H. SMITH, Y R. K. SELANDER.** 1974. Biochemical polymorphism and systematics in the genus *Peromyscus*. VI. The *boylei* species group. *Journal of Mammalogy* 55:751-763.
- BERRY, R. J.** 1986. Genetics of insular populations of mammals, with particular reference to differentiation and founder effects in British small mammals. *Biological Journal of the Linnean Society* 28:205-230.
- BEST, T. L., Y L. L. JANECEK.** 1992. Allozymic and morphologic variation among *Dipodomys insularis*, *Dipodomys nitratoides* and two populations of *Dipodomys merriami* (Rodentia: Heteromyidae). *The Southwestern Naturalist* 37:1-8.
- BEST, T. L.** 1996. *Lepus californicus*. *Mammalian Species* 530:1-10.
- CASE, J. T.** 1978. A general explanation for insular body size trends in terrestrial vertebrates. *Ecology* 59:1-18.
- CAVALLI-SFORZA, L. L., Y W. F. EDWARDS.** 1967. Phylogenetic analysis: models and estimation procedures. *Evolution* 21:550-570.
- CERVANTES, F. A., S. T. ÁLVAREZ-CASTAÑEDA, B. VILLA-R., C. LORENZO, Y J. VARGAS.** 1996. Natural history of the black jackrabbit (*Lepus insularis*) from Espíritu Santo Island, Baja California Sur, Mexico. *The Southwestern Naturalist* 41:186-189.
- CERVANTES, F. A., J. P. RAMÍREZ, A. MARÍN, Y B. G. PORTALES.** 1999a. Allozyme variation of cottontail rabbits (*Sylvilagus*) from Mexico. *International Journal of Mammalian Biology* 64:356-362.
- CERVANTES, F. A., A. ROJAS, C. LORENZO, Y S. T. ÁLVAREZ-CASTAÑEDA.** 1999b. Chromosomal differentiation between the jackrabbits *Lepus insularis* and *L. californicus* from Baja California Sur, Mexico. *Revista Mexicana de Mastozoología* 4:63-71.
- CHAPMAN, J. A., K. R. DIXON, W. LOPEZ-FORMENT, Y D. E. WILSON.** 1983. The New World jackrabbits and hares (genus *Lepus*). 1. Taxonomic history and populations status. *Acta Zoologica Fennica* 174:49-51.
- DIXON, K. R., J. A. CHAPMAN, G. R. WILLNER, D. E. WILSON, Y W. LOPEZ-FORMENT.** 1983. The New World jackrabbits and hares (genus *Lepus*). 2. Numerical taxonomic analysis. *Acta Zoologica Fennica* 174: 53-56.
- DURHAM, J. W., Y E. C. ALLISON.** 1960. The geologic history of the Baja California and its marine faunas. *Systematic Zoology* 9:47-90.
- FARRIS, J. S.** 1972. Estimating phylogenetics trees from distance matrices. *The American Naturalist* 106:645-667.
- FLUX, J. E. C., Y R. ANGERMANN.** 1990. The hares and jackrabbits. Pp. 61-94 in *Rabbits, Hares and Pikas: Status Survey and Conservation Action Plan* (Chapman, J. A., y J. E. C. Flux, eds.). International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources, Gland, Suiza.

- GALLARDO, M. H., N. KÖHLER, Y C. ARANEDA.** 1995. Bottleneck effects in local populations of fossorial *Ctenomys* (Rodentia, Ctenomyidae) affected by vulcanism. *Heredity* 74:638-646.
- GASTIL, G., J. MINCH, Y R. P. PHILLIPS.** 1983. The Geology and ages of the Islands. Pp. 13-25 in *Island Biogeography in the Sea of Cortez* (Case, T. J., y M. L. Cody, eds.). University of California Press. Berkeley, EE.UU.
- GLOVER, D. E., Y S. C. H. BARRETT.** 1987. Genetic variation in continental and island populations of *Eichhornia paniculata* (Pontederiaceae). *Heredity* 59:7-17.
- HARRIS, H., Y D. A. HOPKINSON.** 1976. Handbook of enzyme electrophoresis in humans genetics. American Elsevier Publishing Company, Inc. New York, EE.UU.
- HARTL, G. B., F. SUCHENTRUNK, K. NADLINGER, Y R. WILLING.** 1993. An integrative analysis of genetic differentiation in the brown hare *Lepus europaeus* based on morfology, allozymes, and mitochondrial DNA. *Acta Theriologica* 38:33-57.
- LAWLOR, T. E.** 1983. **THE MAMMALS.** Pp. 265-287 in *Island Biogeography in the Sea of Cortez* (Case, T. J., y M. L. Cody, eds.). University of California Press. Berkeley, EE.UU.
- LORENZO, C.** 1996. Estudio sistemático de lagomorfos de México. Tesis Doctoral. Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.
- LORENZO, C., A. CARRILLO-REYES, T. RIOJA-PARADELA, Y M. DE LA PAZ-CUEVAS.** 2012. Estado actual de conservación de liebres insulares en Baja California Sur, México. *Therya* 3:185-206.
- LOXTERMAN, J. L.** 1995. Allozymic variation in the marsh rice rat, *Oryzomys palustris*, and the white-footed mouse, *Peromyscus leucopus*, on the Virginia barrier islands and southern Delmarva Peninsula. M.S. thesis. Virginia Commonwealth University. Richmond, Virginia.
- MOCTEZUMA, B., Y M. SERRATO (EDS.).** 1988. Islas del Golfo de California. Secretaría de Gobernación y Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.
- MURPHY, R. W., J. W. SITES, JR., D. G. BUTH, Y CH. H. HAUFLE.** 1990. Proteins I: Isozime Electrophoresis. Pp. 45-126 in *Molecular Systematics* (Hillis, D. M., y C. Moritz, eds.). Sinauer Associates, Inc. Publishers. Massachusetts, EE.UU.
- NEI, M.** 1978. Estimation of average heterozygosity and genetic distance from a small number of individuals. *Genetics* 89:583-590.
- NELSON, E. W.** 1909. The rabbits of North America. *North American Fauna* 29:1-314.
- ORR, T. R.** 1960. An analysis of the recent land mammals. *Systematic Zoology* 9:47-90.
- RAMÍREZ-SILVA, J. P., F. X. GONZÁLEZ-CÓZATL, E. VÁZQUEZ-DOMÍNGUEZ, Y F. A. CERVANTES.** 2010. Phylogenetic position of Mexican jackrabbits within the genus *Lepus* (Mammalia: Lagomorpha): a molecular perspective. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 81:721-731.
- RICHARDSON, B. J., P. M. ROGERS, Y G. M. HEWITT.** 1980. Ecological genetics of the wild rabbit in Australia. II. Protein variation in British, French and Australian rabbits and the geographical distribution of the variation in Australia. *Australian Journal of Biological Sciences* 33:371-383.

- SCRIBNER, K. T., Y R. J. WARREN.** 1986. Electrophoretic and morphologic comparisons of *Sylvilagus floridanus* and *S. audubonii* in Texas. *The Southwestern Naturalist* 31:65-71.
- SWOFFORD, D. L., Y R. B. SELANDER.** 1989. BIOSYS-1. A computer program for the analysis of allelic variation in population genetics and biochemical systematics. Release 1.7. Department of Genetics and Development. University of Illinois. Illinois, EE.UU.
- THOMAS, H. H., Y T. L. BEST.** 1994. *Lepus insularis*. *Mammalian Species* 465:1-3.
- WAYNE, R. K., S. B. GEORGE, D. GILBERT, P. W. COLLINS, S. D. KOVACH, D. GIRMAN, Y N. LEHMAN.** 1991. A morphologic and genetic study of the island fox, *Urocyon littoralis*. *Evolution* 45:1849-1868.

Sometido: 27 de abril de 2012
Revisado: 28 de mayo de 2012
Aceptado: 15 de agosto de 2012
Editor asociado: Consuelo Lorenzo
Diseño gráfico editorial: Gerardo Hernández

Reproducción y densidad de la liebre cola-negra (*Lepus californicus*) en relación a factores ambientales, en la Reserva de la Biosfera Mapimí, Desierto Chihuahuense

Gloria L. Portales-Betancourt^{1*}, Lucina Hernández Laundré²,
John W. Laundré² y Fernando A. Cervantes³

Abstract

The knowledge on the reproduction of wildlife species is necessary for an appropriate conservation or management program. Currently, very few studies have been carried out on the reproductive biology and demography of *Lepus californicus* in the Chihuahuan Desert; and the role of environmental factors in these processes. Also, the information on their population densities and the factors that determine their growth or decrease are of great relevance for to know the patterns in the reproduction of the species. The objective of this study was to describe the reproductive patterns of *L. californicus* in relation to temperature, precipitation, evaporation and photoperiod, and the relative abundance of the species at the Mapimí Biosphere Reserve (RBM). Testicular weight was positively correlated with photoperiod ($R = 0.80$, $P = 0.01$). Ovary weight was correlate with photoperiod ($R = 0.92$, $P = 0.0001$), average environmental temperature ($R = 0.71$, $P = 0.037$) and precipitation ($R = 0.82$, $P = 0.015$). Results indicate that photoperiod is the main factor that promotes the beginning of the reproductive cycle, although females may need multiple factors to respond to the high annual variability in the production of plants. Different response between males and females to environmental stimuli may be due to different reproductive strategies. For females, reproductive cost is greater that for males, they respond to a complex series of environmental cues, as a strategy to maximize its reproductive success.

Key words: DISTANCE, Lagomorpha, Mexico, photoperiod, reproduction.

Resumen

El conocimiento de la reproducción de las especies silvestres es indispensable para

¹Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Distrito Federal, México 04510. E-mail: gportalesb@yahoo.com

²Rice Creek Field Station. Department of Biological Science. SUNY-Oswego, Nueva York, 14048, EE.UU. E-mail: lucina.hernandez@oswego.edu (LHL), john.laundre@oswego.edu (JWL).

³Colección Nacional de Mamíferos, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Avenida Universidad 3000, Distrito Federal, México 04510. E-mail: fac@ibilogia.unam.mx

* Corresponding author

cualquier estudio encaminado a su manejo o conservación. A la fecha, en México existen muy pocos trabajos de investigación sobre la manera en que influyen los factores ambientales en la biología reproductora de *Lepus californicus* en el Desierto Chihuahuense. Asimismo, la información sobre sus densidades poblacionales y sobre los factores que determinan su crecimiento o decrecimiento son de gran relevancia para conocer los patrones en la reproducción de la especie. El objetivo de este trabajo fue describir el patrón reproductivo de *L. californicus* en relación a los factores ambientales como la temperatura, precipitación, evaporación y el fotoperiodo, y su abundancia relativa en la Reserva de la Biosfera Mapimí (RBM). El peso de los testículos se correlacionó positiva y significativamente con el fotoperiodo ($R = 0.80$, $P = 0.01$). Mientras que el peso de los ovarios con el fotoperiodo ($R = 0.92$, $P = 0.0001$), la temperatura promedio ($R = 0.71$, $P = 0.037$) y la precipitación ($R = 0.82$, $P = 0.015$). Los resultados indican que el fotoperiodo es el principal factor que favorece el inicio de la estación reproductiva, aunque las hembras pueden requerir de múltiples factores para responder mejor a la alta variabilidad anual en la producción de plantas. Se concluyó que las diferencias en las respuestas entre machos y hembras están relacionadas con las diferentes estrategias reproductoras de esta especie. Para las hembras, el costo reproductor es mayor, por lo que responden a una compleja serie de claves ambientales, siendo probablemente, de esta manera, como aumentan su éxito reproductivo.

Palabras clave: DISTANCE, fotoperiodo, Lagomorpha, México, reproducción.

Introducción

Los factores ambientales como la precipitación, la temperatura, y la disponibilidad de alimento regulan de manera significativa la actividad gonadal de los mamíferos (Martinet y Demarne 1984). La cantidad y calidad de vegetación disponible es una señal importante para el inicio de estación reproductiva, ya que en varios herbívoros el consumo de plantas puede modificar el ciclo gonadal (Pévet 1987). Concretamente, la reproducción de los lagomorfos (conejos y liebres silvestres) está relacionada con diferentes aspectos como: el estado fisiológico de las hembras (con folículos maduros a lo largo de todo el año), y con factores climáticos (vinculados a condiciones ambientales favorables para el nacimiento de las crías). Esto a su vez implica cantidad y calidad de alimento disponible (Flux 1981; Wallage-Drees 1983; Martinet y Demarne 1984).

Los lagomorfos son especies poliéstricas estacionales, esto significa que presentan varios ciclos estrales en la misma estación reproductiva. En muchos mamíferos de zonas templadas, se ha observado un efecto combinado entre la longitud del día (fotoperiodo) con la temperatura en el inicio del ciclo anual de su reproducción. Lo que significa que hay una sincronización entre el periodo de reproducción con los cambios climáticos estacionales (Rabinovich 1980; Martinet y Demarne 1984; Boyd 1985; Pévet 1987; Rogowitz 1992). En el conejo europeo (*Oryctolagus cuniculus*) se ha observado que los machos presentan un patrón estacional de desarrollo y regresión testicular con relación al efecto de la duración de las horas luz por día, y que esta misma regresión estacional de los testículos está correlacionada con la declinación de la actividad reproductora de las hembras (Boyd 1985). Durante el invierno, la hembra presenta generalmente un período de anestro, en el que los folículos se desarrollan, pero no maduran. Al final

de esta estación, probablemente el fotoperiodo provoca que la adenohipófisis secrete la hormona folículo estimulante (FSH), que induce el crecimiento folicular y lleva a la hembra a un estado de celo, que se mantiene hasta que ocurre la cópula (Chapman et al. 1982; Hafez 1989).

Los lagomorfos presentan estro posparto, lo que significa que las hembras pueden reproducirse inmediatamente después de parir, y comenzar a desarrollar una camada en el útero al mismo tiempo que amamantan otras crías. Esta condición reproductiva no provoca la pérdida de embriones, lo que les permite aprovechar así las condiciones ambientales favorables (Chapman et al. 1982; Rowlands 1984; Bronson 1989). Próximas al parto y durante la lactancia, tanto las hembras como las crías, son más susceptibles a las presiones de los factores externos, como temperatura, nutrición y densidad poblacional que influyen los eventos reproductores (Rabinovich 1980; Pévet 1987). Por esto, es de esperarse que los mamíferos tiendan a sincronizar su actividad reproductora con las épocas del año donde las condiciones les sean propicias para asegurar que la progenie pueda sobrevivir (Rogowitz 1992; Gutiérrez et al. 2006). Por ejemplo, la liebre *Lepus timidus*, cuya distribución es circumpolar, en el norte de Europa y Asia, y que se reproduce de febrero a agosto, consume una mayor cantidad de pastos durante la gestación y la lactancia, ya que son los eventos fisiológicos reproductivos de mayor demanda de energía (Hewson 1989). Mientras que en el sur de Texas, Estados Unidos de América, el pico de reproducción de los lagomorfos (de enero a abril) coincide con el incremento del crecimiento de la vegetación, determinada principalmente por la temperatura y la cantidad de precipitación (Bothma et al. 1977). En el caso de la liebre cola negra (*L. californicus*) en una población en Lake County, California, el principal factor determinante en el inicio y la duración de la estación reproductora fue la disponibilidad de alimento en relación al patrón de lluvias (Lechleitner 1959).

En las zonas áridas y semiáridas, *L. californicus* habita regularmente en matorrales y pastizales, en las que se alimenta de una amplia gama de especies vegetales, desde pastos, arbustos jóvenes y plántulas de árboles, como *Bouteloa* sp., *Gutierrezia* sp., *Opuntia* spp., *Larrea tridentata* y *Prosopis* sp., de las cuales prefieren los brotes (Hoagland 1992; Best 1996). Sus poblaciones fluctúan en ciclos de bajas a altas densidades en periodos de 7 a 10 años (Johnson y Anderson 1984). En California (entre 1951-1970) sus densidades fluctuaron entre 0.1 a 1 ind/ha, alcanzando las máximas densidades cada 6 a 10 años (Gross et al. 1974; Clark 1975). En Idaho fluctúan de 0.1 a 1.5 ind/ha (Gross et al. 1974; Smith y Nydegger 1985); en Kansas las densidades en pastizales varían de 0.2 a 0.3 ind/ha en pastizales (Best 1996). En Utah fluctúan de 0.1 a 1 ind/ha (Gross et al. 1974); en Arizona Vorhies y Taylor (1933) reportaron densidades de 1.2 ind/ha, mientras que Rodríguez-Villeneuve (2001), en Baja California Sur encontró densidades de 0.17-0.49 en pastizal y de 0.01-0.18 en matorral.

En zonas áridas y semiáridas en el que la época de lluvias ocurre en el verano, pero varía la cantidad de precipitación, los organismos se rigen por factores ambientales, que señalan el momento óptimo para reproducirse y asegurar, no sólo alimento disponible para las crías, sino también suficiente cobertura para su protección. Debido a la diversidad de especies de lagomorfos en México, y de la importancia que tienen en los ecosistemas en los que se distribuyen, es de gran importancia generar conocimiento sobre aspectos básicos de su ecología poblacional, a través de conocer la respuesta de

las especies a cambios ambientales (fotoperiodo, temperatura, precipitación) en relación con su biología reproductiva, y los factores que regulan su densidad poblacional (Baker y Greer 1962; Rodríguez-Villeneuve 2001). Por lo que el objetivo principal de este trabajo fue determinar la relación en que los factores ambientales influyen sobre la época reproductiva de *L. californicus* y su densidad poblacional en la Reserva de la Biosfera Mapimí, en el Desierto Chihuahuense, México.

Material y Métodos

El estudio se llevó a cabo en la Reserva de la Biosfera Mapimí (RBM), ubicada en los municipios de Mapimí, Tlahualilo, en el estado de Durango; Jiménez en el estado de Chihuahua y Francisco I. Madero y Sierra Mojada en el estado de Coahuila. La RBM tiene una superficie total de 342,387 hectáreas y se localiza entre los 26.3333° y 26.8667° de latitud norte, y los -103.9667° y -103.5333° de longitud oeste. La altitud oscila entre 1,000 a 1,480 msnm (García-Arévalo 2002). Dentro de la RBM se seleccionaron las dos comunidades vegetales más representativas de la flora de esta reserva; matorral, dominado por especies como *Opuntia rastrera*, *Larrea tridentata*, *Fouquieria splendens*, *Agave asperrima*, *A. lecheguilla* y *O. microdasys*; y pastizal dominado por *Hilaria mutica*, *Prosopis glandulosa*, *Larrea tridentata*, *Sporolobus spiciformis* y *Sida leprosa*.

Se colectaron 63 ejemplares adultos de *L. californicus* bimensualmente, entre julio de 1996 a noviembre de 1997. Se obtuvieron las siguientes medidas corporales: peso, sexo, condición reproductora y el peso de las gónadas. Los ejemplares (piel y esqueleto) fueron depositados en la Colección Nacional de Mamíferos (CNMA) del Instituto de Biología, de la Universidad Nacional Autónoma de México (CNMA 39937-39959; 40001-40041). De acuerdo a su condición reproductora las hembras se clasificaron como inactivas (juveniles o adultas) y activas, divididas a su vez en tres categorías: preñadas, preñadas-lactando y lactando solamente. Se usaron como criterios la apariencia de la glándula mamaria, del útero y de los ovarios, con presencia o ausencia de folículos de Graff (FG) y cuerpos lúteos (CL). En los machos se tomó en cuenta el peso de las gónadas, y la posición de los testículos al momento de la colecta (Bothma *et al.* 1977).

Para elaborar el climograma de la RBM se obtuvieron valores mensuales de temperatura promedio, mínima, máxima, precipitación y evaporación desde enero de 1995 hasta diciembre de 1997, a partir de los registros diarios que se colectan de manera rutinaria dentro de la RBM. Por medio de las coordenadas de ubicación de la reserva se calculó el fotoperiodo mensual con el programa Weatherlink (versión 4.04, Davis Instrument. Hayward. CA. 1999). Para analizar la relación entre el inicio de la estación reproductora, medida a través del incremento de los pesos gonadales (de testículos y ovarios), con los factores climáticos enumerados anteriormente, se realizaron correlaciones múltiples, utilizando el coeficiente de correlación de Spearman. Posteriormente, para obtener ecuaciones predictivas que explicaran las relaciones significativas encontradas con dicha correlación, se efectuaron una serie de regresiones lineales simples, con un nivel de significancia de $P < 0.05$. Los análisis estadísticos se llevaron a cabo con el programa Sigma Plot (versión 4.0 para Windows, Jandel Corporation, San Rafael, California).

Estimación de la densidad poblacional. Para estimar la densidad de las liebres se utilizó el método de transecto en línea, que consiste en realizar recorridos a lo largo de trayectos de longitud conocida, distribuidos aleatoriamente dentro de un área

determinada, dentro del cual se registran todos los individuos observados y la distancia a la cual se encontraban de dicho trayecto (Ballesteros 2000; Thomas *et al.* 2002). Ya que se basa en el supuesto de que no es posible detectar todos los individuos presentes, se denomina como probabilidad de detección a esta variación (Walker *et al.* 2000).

En los métodos de transectos en línea, la estimación de la densidad se basa en la función probabilística de detectar a un individuo en el centro del transecto, que es igual a 1; lo que implica que dicha probabilidad disminuye conforme aumenta la distancia perpendicular a la línea del trayecto (Smith y Nydegger 1985; Aranda 2000). Esto se debe a que se asume que, conforme aumenta la distancia a la cual se observan los individuos, aun en condiciones de buena visibilidad, llegará un momento en que es imposible observarlos. Esto permite construir una curva de detección $g(x)$ y estimar la densidad de una población con base en los siguientes supuestos (Smith y Nydegger 1985):

1. Los animales sobre la línea del transecto siempre serán registrados.
2. Los animales están fijos en el momento en que son detectados, no se mueven antes de ser detectados, ni se cuentan más de una vez.
3. Las distancias son medidas correctamente, sin redondeos.
4. La observación de cada individuo es un evento independiente.

Partiendo de estos supuestos y del hecho de que al utilizar este método se considera que sólo una parte de todos los individuos dentro del área de estudio son detectados, y que por lo tanto una proporción desconocida debe ser calculada (Buckland *et al.* 1993), es posible estimar la densidad de una población por medio de la siguiente fórmula:

$$D = nx f(0)/2L$$

donde: D = densidad de una población; n = número de individuos contados; x = distancia perpendicular; f(0) = función probabilística de densidad a una distancia de cero metros y L = longitud del trayecto.

Para estimar la abundancia de *L. californicus* en el área de estudio, se utilizó el método de transecto en línea de amplitud variable con reflectores (Smith y Nydegger 1985; Mandujano 1994). Este método se diferencia del método de transecto en franja, porque no se fija previamente la amplitud del ancho del recorrido para el registro de los individuos observados (Smith y Nydegger 1985). En cada una de las comunidades vegetales (matorral y pastizal) se realizaron recorridos nocturnos a partir de las 21:00 h a lo largo de transectos de 15 km de longitud, a una velocidad de 10 km/h, a bordo de un vehículo provisto de dos faros, que permitían alumbrar ambos lados del camino para la búsqueda de lagomorfos. Una vez detectado el ejemplar, se ubicó con uno de los faros, y se midió con el auxilio de una cinta métrica (en metros), en forma perpendicular a la línea de conteo; registrando además el kilometraje, la posición de la liebre dentro del transecto, esto es, a qué lado del camino se encontraba, así como la hora de la observación. Mientras tanto, con el otro faro se siguió la dirección hacia la cual se había movido dicha liebre para evitar repetir su registro.

La densidad de *L. californicus* se estimó del análisis de los datos de los transectos en línea en ambas comunidades vegetales. Se utilizó el programa DISTANCE versión 4.1 (Thomas *et al.* 1998) para estimar abundancias y densidades por medio de una serie de modelos estadísticos (Buckland et al, 1993; Plumptre, 2000). Los valores de liebres

observadas se analizaron usando las funciones clave Uniforme, Semi-Normal y Azaroso, en combinación con la serie de expansión coseno, en intervalos de clase de 5, 10 y 20 metros de probabilidad de detección, procurando que no quedaran intervalos sin datos. La función matemática clave se representa como una curva que por lo general disminuye desde la línea central del transecto hasta la distancia máxima de observación de los especímenes. La serie de expansión coseno es un parámetro que ayuda a ajustar los datos de campo a la curva teórica.

Se generaron en total nueve diferentes modelos variando las combinaciones entre los estimadores y el tamaño de los intervalos. La selección de modelo más adecuado se hizo de acuerdo a diversos criterios: a) que tuviera el menor valor del Criterio de Información Akaike (AIC). El cual se fundamenta en el cálculo del estimador con máxima verosimilitud (Buckland *et al.* 1993; Ballesteros 2000), b) así como que presentara el estimador con el Coeficiente de Variación más bajo (Smith y Nydegger 1985), y c) con base en el análisis de la forma de los histogramas de frecuencia, de manera que no hubiera intervalos de distancias sin registros. Estos tres criterios sirven para seleccionar el mejor modelo de la función de detección, por lo que conforman los principales requisitos para garantizar que la estimación de la densidad poblacional sea lo más cercana al tamaño real de la población.

Resultados

Factores ambientales. Los valores más elevados respecto a la temperatura promedio a lo largo de los años de estudio, se presentaron de manera constante durante los meses de junio (27.2 °C), julio (27.3 °C) y agosto (26.9 °C), para comenzar a decrecer durante octubre. Los valores más bajos durante la época de invierno se presentaron entre diciembre (8.3 °C) y enero (11.7 °C; Fig. 1). Los valores de precipitación más elevados ocurrieron en septiembre de 1995 (101.40 mm), agosto de 1996 (76.10 mm), y junio de 1997 (39.20 mm). A lo largo del año, la diferencia del fotoperiodo entre el mes de junio, con mayor cantidad de horas luz (13 h 48 min) contra el mes de menor cantidad de horas luz en diciembre (10 h 29 min), fue de 3 horas 15 minutos.

Patrón reproductivo. Se colectaron un total de 75 ejemplares de *L. californicus*; 39 individuos fueron hembras (52%) y 36 fueron machos (48%), por lo que la proporción de sexos fue aproximadamente 1:1. Todos los machos fueron adultos y en el caso de las hembras, se encontraron dos juveniles. El incremento del peso de las gónadas ocurrió primero en los machos, durante el mes de febrero y en las hembras, a partir de abril, para disminuir en ambos casos en noviembre (Fig. 2).

El peso de los ovarios aumentó entre los meses de febrero a abril, lo que refleja el comienzo de la estación reproductora, que se traduce en la maduración de los FG, así como en la formación del CL, como consecuencia de la ovulación posterior a la cópula. Este aumento se mantuvo hasta el mes de agosto, y disminuyó conforme la estación reproductora finalizó, en el mes de noviembre. Las primeras hembras preñadas fueron encontradas durante abril y las últimas en septiembre (Fig. 3). Los machos mostraron los primeros indicios de actividad reproductora, manifestada por el incremento del peso testicular, que ocurre poco antes de que las hembras comiencen a mostrar actividad sexual. El peso promedio de los testículos varía estacionalmente: comienza a incrementarse en febrero, alcanza los máximos valores entre junio y agosto, durante

la época de lluvias y disminuye en noviembre. Este patrón coincide en el momento cuando el 100% de las hembras están en plena actividad reproductora, esto es, con hembras preñadas y lactando simultáneamente durante los meses de junio a agosto.

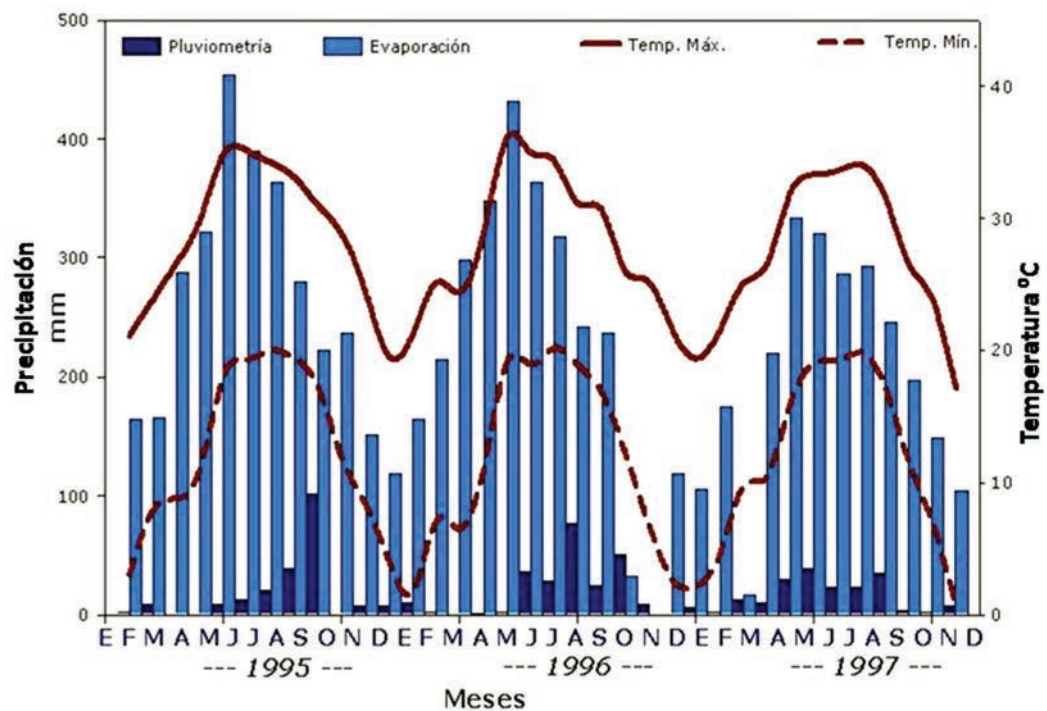


Figura 1. Climograma de la Reserva de la Biósfera Mapimí, 1995-1997.

Los nacimientos ocurren durante la época de lluvia, cuando la disponibilidad de alimento es mayor, lo que proporciona tanto a las hembras como a las crías mayores recursos alimenticios y probablemente también mayor cobertura y protección (Millar 1977; Sadleir 1984). Durante el mes de febrero, el 100% de las hembras fueron inactivas, en el mes de abril se colectaron hembras que estaban preñadas y lactando simultáneamente, lo que implicaba que podía ser su segunda camada de la estación reproductora; por lo que el periodo de lactancia comienza en abril, y termina en noviembre, cuando sólo se encontraron hembras lactando o inactivas.

Correlación con los factores ambientales. Los resultados de las regresiones lineales simples entre el peso de las gónadas y los factores ambientales mostraron correlación positiva ($R = 0.80$, $P = 0.01$) de acuerdo al factor de Spearman, e indica que el incremento en el peso de las gónadas de las hembras se relaciona con cambios en los valores de precipitación (peso de los ovarios = $0.186 + (0.0192 * \text{precipitación})$), evaporación (peso de los ovarios = $-0.475 + (0.042 * \text{evaporación})$), temperatura promedio (peso de los ovarios = $-0.412 + (0.044 * \text{temperatura promedio})$) y fotoperiodo (peso de los ovarios = $-2.599 + (0.257 * \text{fotoperiodo})$). Por otro lado, los machos responden principalmente al incremento en la duración de horas-luz (peso testicular = $-13.165 + (1.475 * \text{fotoperiodo})$).

Estimación de la densidad. Considerando los criterios señalados anteriormente para elegir al estimador más adecuado, que tuviera los menores valores de varianza de muestreo y de AIC; el mejor modelo para describir la densidad en ambas comunidades vegetales fue el Uniforme, en combinación con la función coseno y agrupando las observaciones en intervalos de 10 metros, que se corresponde a las Series de Fourier.

Este modelo de acuerdo a la bibliografía consultada (Buckland *et al.* 1993; Parmenter *et al.* 2003) resulta uno de los más robustos y flexibles para explicar las densidades en este tipo de estudios. La estimación global de las densidades muestra que los valores en las dos comunidades fluctúan entre los 0.22 a 0.27 ind/ha, correspondiendo a valores entre 0.22 a 0.23 ind/ha en el matorral y de 0.23 a 0.27 ind/ha en el pastizal. En general, los valores obtenidos en este estudio para *L. californicus* en la RBM se encuentran dentro de los intervalos registrado por otros autores en diferentes localidades, con valores mínimos de 0.1 a 1 ind/ha.

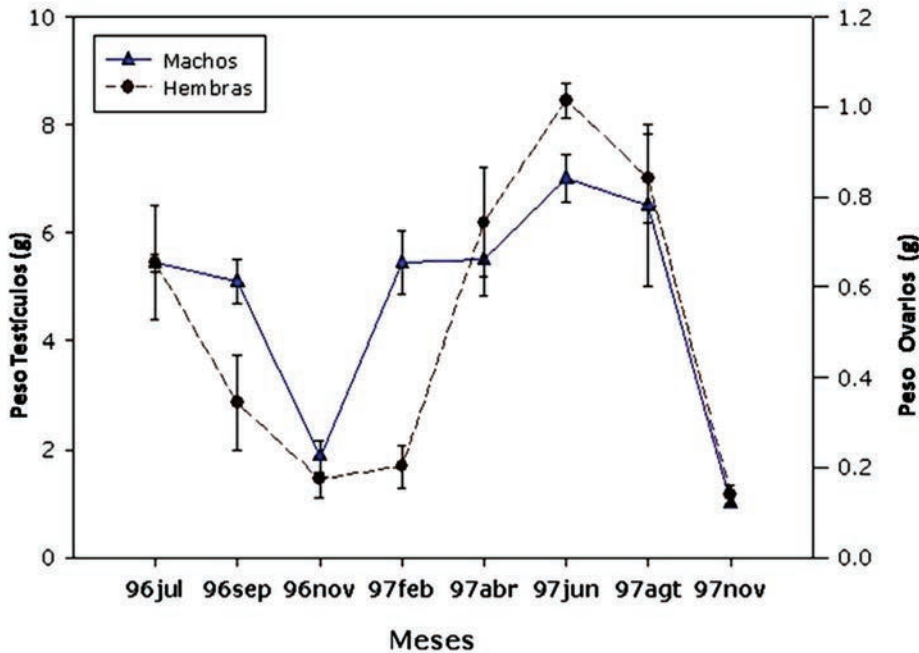


Figura 2. Peso de las gónadas de hembras y machos de *Lepus californicus* en la Reserva de la Biósfera Mapimí durante 1996-1997. (Las barras muestran los errores estándar).

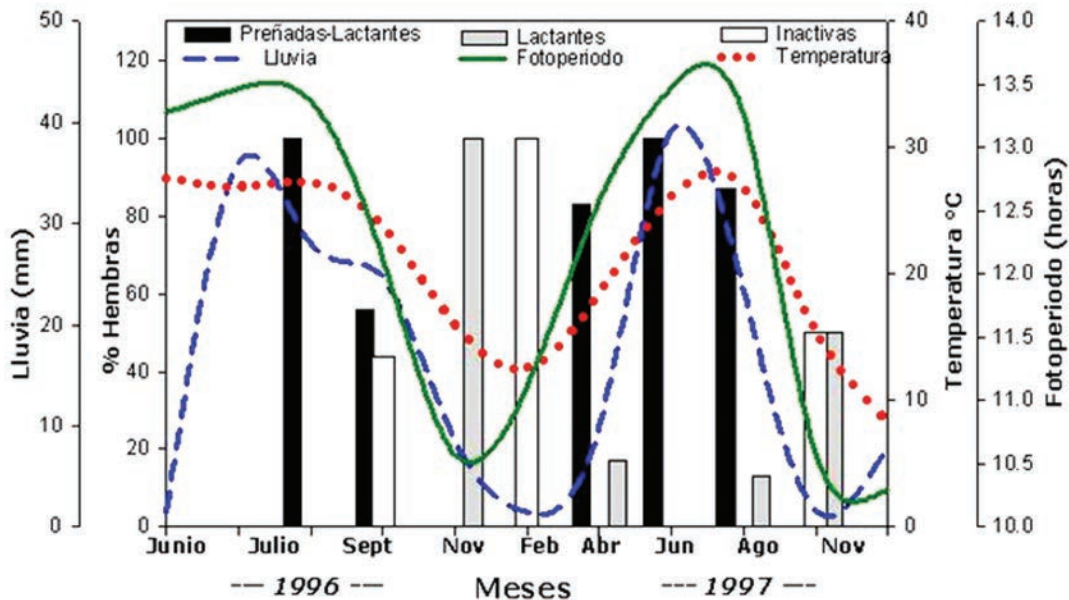


Figura 3. Comportamiento reproductor de la liebre *Lepus californicus* en la Reserva de la Biósfera Mapimí en Relación con algunos factores ambientales.

Discusión

Los factores ambientales influyen de manera importante sobre el inicio de la actividad reproductora, que puede ser medida a su vez por el incremento del peso de las gónadas de los adultos de la especie de interés (Flux 1981; Martinet y Demarne 1984). Al estudiar el comportamiento del peso de los ovarios anualmente de la liebre *L. californicus*, se observó que en general hay un aumento de peso entre los meses de febrero a abril. Lo anterior debido, por un lado al crecimiento y maduración de los folículos de Graff, y en gran medida a la formación del CL, como consecuencia de la ovulación, posterior a la cópula, lo que refleja el comienzo de la estación reproductora. Este aumento se mantiene hasta los meses de agosto, durante la época de lluvias para decrecer conforme la estación reproductora finaliza.

Por otro lado, en el caso del aumento del peso gonadal de las hembras, hay un efecto combinado entre el incremento del fotoperiodo con los valores de evaporación, precipitación y temperatura promedio con el inicio de la época reproductora. En los machos, el incremento del peso testicular está principalmente relacionado con el de las horas luz diarias, lo que concuerda con estudios previos que señalan el incremento y disminución de las horas luz como el mecanismo que puede influir en el desarrollo o regresión de los testículos (Boyd 1985).

Al realizar una correlación para comprobar la probable existencia de la relación entre la densidad de *L. californicus* con los factores climáticos, la pluviometría tuvo una correlación positiva y significativa con la densidad y el número de individuos. Posiblemente el principal papel de la lluvia en relación a la estación reproductora, esté relacionado con el incremento en el tamaño de las camadas, como una respuesta directa a la disponibilidad de alimento fresco, como se ha observado en el conejo europeo *O. cuniculus* (Flux 1981). En Nuevo México, en el norte del Desierto Chihuahuense, *L. californicus* tiene diferencias en las densidades entre años, relacionadas con las variaciones de la precipitación (Daniel et al. 1993). En Kansas, el cambio en la cantidad en la vegetación disponible fue el principal factor que regulaba la abundancia de *L. californicus* (Franklin et al. 1959). En contraparte, en Baja California Sur, se encontraron las mayores densidades en zonas “abiertas” con especies anuales o pastos, y con especies indicadoras de perturbación, como la *Opuntia cholla* (Rodríguez-Villeneuve 2001).

Es importante que el nacimiento de las crías ocurra durante la época de lluvia porque hay mayor cobertura para protegerlas de los depredadores, ya que a diferencia de las conejas, las liebres no construyen complicados nidos, hacen “depressiones” cubiertas sólo por algunas plantas, lo que no constituyen un mayor gasto energético (Yamada et al. 1988). De acuerdo a estudios anteriores, se conoce que tanto la temperatura como la precipitación están estrechamente vinculadas con la densidad de diferentes maneras, ya que al producir un incremento en la disponibilidad de alimento, aparentemente actúan como un indicador para que comience la época reproductora (Bothma et al. 1977; Pévet 1987). El momento del inicio de la estación reproductora y la longitud de la misma, pueden determinar cuántas camadas se producirán por año, lo que al final influye en la producción total por año de nuevos individuos y, por lo tanto, en el tamaño de la población (Wallage-Drees 1983; Boyd 1986).

En este estudio se encontró que el fotoperiodo es la señal ambiental más importante para el inicio de la estación reproductora de *L. californicus* en la RBM, aunque las hembras pueden requerir de múltiples factores para responder adecuadamente a la alta variabilidad anual en la producción de plantas. De acuerdo a la densidad de las liebres, la precipitación es el factor más importante, ya que la cantidad de lluvias determina al mismo tiempo la cantidad de cobertura vegetal y por lo tanto, la calidad y cantidad de alimento disponible (Dunn *et al.* 1982). A partir de los resultados obtenidos de densidad poblacional se observó que a mayor precipitación, mayores valores en densidad. De tal manera que, durante el periodo de mayor oferta alimenticia ocurren los partos y la lactancia, que son los momentos de mayor demanda energética, sobre todo en las especies de liebres, debido a que presentan estro post parto. Las diferencias en las respuestas de los machos y las hembras pueden estar relacionadas con diferentes estrategias reproductivas. Esto es, las hembras tienen un mayor costo reproductivo y, por lo tanto, responden a un complejo conjunto de factores ambientales para asegurar su éxito reproductivo (Portales *et al.* 2004), y para adaptarse y sobrevivir en el Desierto Chihuahuense. La liebre cola-negra es una especie clave en la cadena alimenticia porque forma parte de la dieta de muchos depredadores carnívoros, como el coyote, *Canis latrans* y el linco, *Lynx rufus*, o de diferentes aves rapaces como el aguililla ferruginosa, *Buteo regalis*, el águila real, *Aquila chrysaetos* o el búho cornudo, *Bubo virginianus* (Best 1996; Hernández *et al.* 2002).

Finalmente, se puede decir que las liebres en general, son poseedoras de un diseño anatómico muy ventajoso que les permite responder de forma rápida a cambios en los factores ambientales. Por ejemplo, al aumentar el fotoperiodo, los machos incrementan el peso testicular, y las hembras, que poseen una onda folicular continua, se vuelven receptivas al macho, y ovulan pocas horas después de la cópula. *Lepus californicus* presenta estaciones reproductivas largas, lo que resulta en una estrategia reproductiva exitosa, que le ha permitido adaptarse a ambientes que ofrecen pocos recursos, mucha competencia y alto riesgo de depredación. Esta circunstancia obliga a los individuos a hacer una elección cuidadosa y balanceada de su hábitat, para seleccionar entre alimento y protección, y que al final se ve reflejado en las densidades poblacionales.

Agradecimientos

Este estudio fue financiado por el Programa de Investigación a Largo Plazo-Mapimí del Instituto de Ecología. A.C. (CONACyT proyecto 1843P-N9507 otorgado a L. Hernández). G. Portales recibió una beca de doctorado por parte de CONACyT (118253). Agradecemos a la Dirección General de Vida Silvestre por proporcionar los permisos de colecta de los ejemplares. Finalmente agradecemos a A. González-Romero, A. Sánchez-Marín, y J. P. Ramírez por su ayuda en el trabajo de campo.

Referencias

ARANDA, M. 2000. Estimación de la abundancia en poblaciones de mamíferos silvestres. Pp. 83-90 in Conservación y manejo de vertebrados en el trópico de México: Diplomado en conservación, manejo y aprovechamiento de vida silvestre (Sánchez, O., M. Donovarro-Aguilar, J. Sosa-Escalante, eds.). Instituto Nacional de Ecología-SEMARNAP, U.S. Fish Wildlife Service, CONABIO, Sierra Madre,

- Unidos para la Conservación, Universidad Autónoma de Yucatán. México.
- BALLESTEROS, F.** 2000. Técnicas aplicables para la estimación y monitorización de la abundancia de la liebre de pironal (*Lepus castroviejo*). *Naturalia Cantabrigiae* 1:45-51.
- BAKER, R. H., Y J. K. GREER.** 1962. Mammals of the Mexican State of Durango. Publications of Museum of Michigan State University. Biological Series 2:25-154.
- BEST, T. L.** 1996. *Lepus californicus*. *Mammalian Species* 530:1-10.
- BOTHMA, J., P. DU, Y J. G. TEER.** 1977. Reproduction and productivity in South Texas cottontail rabbits. *Mammalia* 4:253-281.
- BOYD, I. L.** 1985. Effect of photoperiod and melatonin on testis development and regression in wild European rabbits (*Oryctolagus cuniculus*). *Biology of Reproduction* 33:21-29.
- BOYD, I. L.** 1986. Effect of day length on the breeding season in male Rabbits. *Mammalian Review* 16:125-130.
- BRONSON, F. H.** 1989. *Mammalian Reproductive Biology*. The University of Chicago Press, Chicago, EE.UU.
- BUCKLAND, S.T., D. R. ANDERSON, K. P. BURNHAM, Y J. L. LAAKE.** 1993. *Distance Sampling: estimating Abundance of Biological Populations*. Chapman and May. London, Reino Unido.
- CLARK, D. O.** 1975. *Vertebrate pest control handbook*. California Department of Food and Agriculture, Sacramento, EE.UU.
- CHAPMAN, J.A., J. G. HOCKMAN, Y W. R. EDWARDS.** 1982. Cottontails (*Sylvilagus floridanus* and Allies). Pp. 83-123 in *Wild Mammals of North America* (Chapman, J. A., y G. A. Feldhamer, eds.). The Johns Hopkins University Press. Baltimore y Londres, EE.UU.
- DANIEL, A., J. HOLECHEK, R. VALDEZ, A. TEMBO, L. SAIWANA, M. FUSCO, Y M. CARDENAS.** 1993. Jackrabbit densities on fair and good condition Chihuahuan desert range. *Journal of Range Management* 46:524-528.
- DUNN, J. P., J. A. CHAPMAN, Y R. E. MARSH.** 1982. Jackrabbits (*Lepus californicus* and Allies). Pp. 146-163 in *Wild Mammals of North America* (Chapman, J. A., y G. A. Feldhamer, eds.) The Johns Hopkins University Press. Baltimore y Londres, EE.UU.
- FLUX, J. E. C.** 1981. Reproductive strategies in the genus *Lepus*. Pp. 155-174 in *Proceedings of the World Lagomorphs Conference* (Myres, K., y C. C. MacInnes, eds.). University of Guelph. Ontario, Canadá.
- FRANKLIN, H., H. BRONSON, Y W. TIEMEIER.** 1959. The relationship of precipitation and black-tailed jack rabbit populations. *Ecology* 40:194-198.
- GARCÍA-ARÉVALO, A.** 2002. Vascular plants of Mapimí Biosphere Reserve, Mexico: a checklist. *SIDA* 20:797-807.
- GROSS, J. E., L. C. STODDART, Y F. H. WAGNER.** 1974. Demographic analysis of northern Utah population. *Wildlife Monographs* 40:1-68
- GUTIÉRREZ, C., L. RANGEL, Y A. LASSALA.** 2006. Pubertad, ciclo estral y estacionalidad. Pp. 85-116 in *Reproducción de animales domésticos* (Galina, C., y J. Valencia, comps.). Segunda edición, Limusa. Ciudad de México, México.
- HAFEZ, E. S. E.** 1989. *Reproducción e Inseminación Artificial en Animales*. Quinta edición. Interamericana. Ciudad de México, México.

- HERNÁNDEZ, L., R. R. PARMENTER, J. W. DEWITT, D. C. LIGHTFOOT, Y J. W. LAUNDRÉ.** 2002. Coyote diets in the Chihuahuan Desert, more evidence for optimal foraging. *Journal of Arid Environments* 51:613-624.
- HEWSON, R.** 1989. Grazing preferences of mountain hares on heather moorland and hill pastures. *Journal of Applied Ecology* 26:1-11.
- HOAGLAND, D. B.** 1992. Feeding ecology of an insular population of the black-tailed jackrabbit (*Lepus californicus*) in the Gulf of California. *The Southwestern Naturalist* 37:280-286.
- JOHNSON, R. D., Y J. E ANDERSON.** 1984. Diets of black-tailed jack rabbits in relation to population density and vegetation. *Journal of Range Management* 37:79-83.
- LECHLEITNER, R. R.** 1959. Sex, ratio, age classes and reproduction of the black-tailed jack rabbit. *Journal of Mammalogy* 40:63-81.
- MANDUJANO, S.** 1994. Conceptos generales del método de conteo de animales en transectos. *Ciencia* 45:203-211.
- MARTINET, L., Y Y. DEMARNE.** 1984. Nursing behaviour and lactation in the brown hare (*Lepus europaeus*) raised in captivity. *Acta Zoologica Fennica* 171:187-190.
- MILLAR, J. S.** 1977. Adaptive features of mammalian reproduction. *Evolution* 31:370-386.
- PARMENTER, R., T. L. YATES, D. R. ANDERSON, K. P. BURAHAM, J. L. DUNNUM, A. B. FRANKLIN, M. T. FRIGGENS, B. C. LUBOW, M. MILLER, G. S. OLSON, C. A. PARMENTER, J. POLLARD, E. RESTAD, T. M. SHENK, T. R. STANLEY, Y G. C. WHITE.** 2003. Small-mammal density estimation: a field comparison of grid-based vs. Web-based density estimators. *Ecological Monographs* 73:1-26.
- PÉVET, P.** 1987. Environmental control of the annual reproductive cycle in mammals: role of the pineal gland. *Comparative Physiology of Environmental Adaptations* 3:82-100.
- PLUMPTRE, A.** 2000. Monitoring mammal populations with line transect techniques in African forest. *Journal of Applied Ecology* 37:356-368.
- PORTALES-BETANCOURT, G. L.** 2006. Reproducción y Abundancia de la liebre *Lepus californicus* en la Reserva de la Biosfera Mapimí, en el Desierto Chihuahuense, México. Tesis de Doctorado. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México.
- PORTALES B. G. L., L. HERNÁNDEZ, F. A. CERVANTES, Y J.W. LAUNDRE.** 2004. Reproduction of Black-tailed jackrabbits (Lagomorpha: *Lepus californicus*) in relation to environmental factors in the Chihuahuan Desert, México. *The Southwestern Naturalist* 49:359-366.
- PROGRAMA WEATHERLINK.** 1999. Versión 4.04, Davis Instrument Corporation. California, EE.UU.
- RABINOVICH, J. E.** 1980. Introducción a la ecología de poblaciones animales. Compañía Editorial Continental, Ciudad de México, México.
- RODRÍGUEZ-VILLENEUVE, J. A.** 2001. Densidad de la liebre cola negra *Lepus californicus* (Lagomorpha: Leporidae) y su relación con los cultivos agrícolas del valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México. Tesis de licenciatura en Biología. Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.

- ROGOWITZ, G. L.** 1992. Reproduction of white-tailed jackrabbits on semi-arid range. *Journal of Wildlife Management* 56:676-684.
- ROWLANDS, I. W., y B. J. WEIRE.** 1984. Mammals: Non primate Eutherians. Pp. 495-500 in Marshall's physiology of reproduction (Lomming, G. E. ed.). Cuarta edición. New York, EE.UU.
- SADLEIR, R. M. F. S.** 1984. Ecological consequences of lactation. *Acta Zoologica Fennica* 171:179-182.
- SMITH, G., y N. C. NYDEGGER.** 1985. A spotlight line-transect method for surveying jack rabbits. *Journal of Wildlife Management* 49:699-702.
- THOMAS, L., J. L. LAAKE, S. T. BUCKLAND, D. L. BORCHERS, D. R. ANDERSON, K. P. BURNHAM, S. STRINDBERG, F. C. MARQUES, J. R. B. BISHOP, S. L. HEDLEY, y J. H. POLLARD.** 1998. Distance 4.1 Research Unit for Wildlife Population Assessment, University of St. Andrews, UK. <http://www.ruwpa.st-and.ac.uk/distance/>.
- THOMAS, L., S. T. BUCKLAND, K. P. BURNHAM, D. R. ANDERSON, J. L. LAAKE, D. L. BORCHERS, y S. STRINDBERG.** 2002. Distance sampling. Pp. 544-552 in *Encyclopedia of environments* (EL-Shaarawi, A., y W. W. Piegorsch, eds.). John Wiley and Sons, Ltd., New York, EE.UU.
- VORHIES, C. J., y W. P. TAYLOR.** 1933. The life histories and ecology of the jackrabbits *Lepus alleni* and *Lepus californicus* in relation to grazing in Arizona. University of Arizona Agricultural Experimental Station Technical Bulletin 49:1-117
- WALKER, S. A., J. NOVARO, y J. D. NICHOLS.** 2000. Consideraciones para la estimación de abundancia de poblaciones de mamíferos. *Mastozoología Neotropical* 7:73-80.
- WALLAGE-DREES, J. M.** 1983. Effects of food on onset of breeding in rabbits, *Oryctolagus cuniculus* (L.), in sand dune habitat. *Acta Zoologica Fennica* 174:57-59.
- YAMADA, F., S. SHIRAISHI, y TA. UCHIDA.** 1988. Parturition and nursing behaviors of the japanese hare, *Lepus brachyurus brachyurus*. *Journal of Mammalian Society of Japan* 13:59-68.

Sometido: 16 de abril de 2012

Revisado: 6 de junio de 2012

Aceptado: 21 de junio de 2012

Editor asociado: Consuelo Lorenzo

Diseño gráfico editorial: Gerardo Hernández

Estado actual de conservación de liebres insulares en Baja California Sur, México

Consuelo Lorenzo^{1*}, Arturo Carrillo-Reyes²,
Tamara Rioja-Paradela² y Mayra de La Paz-Cuevas³

Abstract

The biological knowledge, current distribution and conservation status of the species of jackrabbits (*Lepus*) in risk category distributed in islands of Baja California Sur, Mexico is very useful to take specific actions for its management and conservation. The objective of this work was to spread recent results on the actual state that keep the populations from two species of *Lepus* with presence in the Islands Margarita and Magdalena (*L. californicus magdalenae*), Carmen (*L. c. sheldoni*), and Espiritu Santo (*L. insularis*). We analyzed their distribution, density, habitat, associate fauna, and human impact in their populations. Additionally, we proposed new risk categories for the species and subspecies of jackrabbits following the criteria of the method of evaluation of extinction risk for the wild species in Mexico (MER), and were included data on their behavior, food habits and signs of reproductive activity.

Key words: Baja California Sur, *californicus*, conservation, islands, *insularis*, *Lepus*, *magdalenae*, Mexico.

Resumen

El conocimiento biológico, distribución y estado de conservación de las especies de liebres (*Lepus*) en categoría de riesgo, distribuidas en islas de Baja California Sur, México, es de gran utilidad para tomar acciones específicas para su manejo y conservación. El objetivo de este trabajo fue presentar resultados sobre el estado actual que guardan las poblaciones de dos especies de *Lepus* presentes en las Islas Margarita y Magdalena (*L. californicus magdalenae*), Isla Carmen (*L. c. sheldoni*) e Isla Espiritu Santo (*L. insularis*). Se analiza su distribución, densidad, hábitat, fauna asociada y el impacto humano en sus poblaciones. Se proponen nuevas categorías de riesgo para los taxa de liebres siguiendo los criterios del método de evaluación de riesgo de extinción de las especies silvestres en México (MER).

¹Departamento Ecología y Sistemática Terrestres, El Colegio de la Frontera Sur, Carretera Panamericana y Periférico Sur s/n, San Cristóbal de Las Casas, Chiapas 29290 E-mail: clorenzo@ecosur.mx

²Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, 1ª sur. Poniente #1460, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, 29000 E-mail: acarrillo@oikos.org.mx (ACR), tamararioja@gmail.com (TRP).

³Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, Mar Bermejo 195, La Paz, Baja California Sur, 23090 E-mail: mdelapaz04@cibnor.mx (MDLPC).

* Corresponding author

Se incluyen datos sobre su comportamiento, hábitos alimentarios y signos de actividad reproductiva.

Palabras clave: Baja California Sur, *californicus*, conservación, islas, *insularis*, *Lepus*, *magdalenae*, México.

Introducción

De las 15 especies de lagomorfos (conejos y liebres) que existen en México, dos especies de liebres, *L. californicus* (con dos subespecies) y *L. insularis* se localizan en islas de Baja California Sur: 1) *Lepus c. magdalenae* en la Isla Magdalena e Isla Margarita, en el Océano Pacífico (Nelson 1909; Best 1996); 2) *Lepus c. sheldoni* en la Isla Carmen, en el Golfo de California, y 3) *Lepus insularis* en la Isla Espíritu Santo, en el Golfo de California (Flux y Angermann 1990; Cervantes *et al.* 1999). Estas especies cuentan con descripciones muy antiguas (principios del siglo XX), por lo que se ha recomendado hacer revisiones para ampliar o realizar una integración de las poblaciones (Álvarez-Castañeda y Patton 1999).

En general, los datos biológicos de taxa endémicos de lagomorfos que ocurren en islas se restringen a descripciones muy generales sobre su distribución actual, el ambiente en el que se desarrollan, el tipo de vegetación en el que se encuentran, y sus factores de riesgo (Zarza-Villanueva 2006a, 2006b, 2006c). En el caso de *Lepus c. sheldoni* ha sido poco estudiada desde que se describió con sólo cuatro ejemplares (Burt 1933). No se cuenta con información de su historia natural, y se ha mencionado que la principal amenaza es la pérdida de su hábitat, debido al desarrollo de los asentamientos humanos y la introducción de especies exóticas como gatos y ratas (Zarza-Villanueva 2006a).

Para *L. c. magdalenae* se desconoce su historia natural y se cree que el desarrollo de asentamientos humanos en las islas y la introducción de especies exóticas como gatos y ratas son factores de riesgo para sus poblaciones (Zarza-Villanueva 2006b).

Para *L. insularis* existe un estudio que describe las diferencias cromosómicas entre esta especie y la liebre cola negra, *L. californicus* (Cervantes *et al.* 1999-2000), una breve nota sobre su historia natural (Cervantes *et al.* 1996) y un estudio del análisis filogenético de las especies de liebres mexicanas en relación con otras especies dentro del género (Ramírez-Silva *et al.* 2010). En este último trabajo, con base en el análisis del gen del citocromo b se menciona que *L. californicus* muestra una relación parafilética con *L. insularis*, donde ambas especies están agrupadas en una red de haplotipos estrechamente relacionados; por lo que se propone que *L. insularis* debería representar una población aislada de *L. californicus*. Sin embargo, se requiere mayor número de muestras e información detallada con diferentes marcadores moleculares para evaluar el estado específico del *L. insularis* en relación con *L. californicus* (Ramírez-Silva *et al.* 2010). Por lo anterior, en este trabajo se continuará considerando a *L. insularis* como una especie distinta.

Uno de los factores de riesgo para las poblaciones de lagomorfos en las islas es la introducción de especies exóticas, tales como gatos domésticos (*Felis silvestris catus*) y roedores (*Mus musculus* y *Rattus rattus*) que compiten por espacio y recursos, así como la pérdida de su hábitat por el desarrollo de asentamientos humanos y actividades humanas como la cacería (Álvarez-Castañeda y Ortega-Rubio 2003). Por lo anterior, *L.*

c. magdalenae, *L. c. sheldoni* y *L. insularis* se consideran sujetas a protección especial de acuerdo a la NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT 2010), mientras que *L. insularis* se encuentra además, en la lista roja de animales amenazados de la IUCN, como en bajo riesgo, cercana a la amenaza (IUCN 2011; Smith 2008).

El conocer la historia de vida de las poblaciones de liebres en las islas permitirá contar con datos más detallados de su distribución, abundancia y densidad poblacional, así como conocer su estado actual, y tomar acciones específicas de conservación.

El presente estudio muestra información novedosa sobre la distribución, densidad poblacional, caracterización del hábitat, fauna asociada y factores de amenaza de *L. c. magdalenae*, *L. c. sheldoni* y *L. insularis*. Con los datos presentados, se proponen nuevas categorías de riesgo para las especies y subespecies de liebres en estudio de acuerdo a los criterios del método de evaluación de riesgo de extinción de las especies silvestres en México (MER; SEMARNAT 2010). Se incluyen datos observados en campo sobre el comportamiento, hábitos alimentarios y signos de actividad reproductiva para las especies.

Material y Métodos

A continuación se describe cada una de las áreas de trabajo estudiadas: La Isla Magdalena es una larga y angosta barrera de arena de 314 km² y está poblada por pescadores (Álvarez-Castañeda y Patton 1999; Zarza-Villanueva 2006b). Se localiza en el Océano Pacífico, frente a las costas de Baja California Sur, situada en el litoral oeste de Comondú, entre los 24.46° N y 25.26° N, y los -112.31° W y -112.28° W. Es considerada como refugio de múltiples aves acuáticas migratorias, así como un ambiente natural para la reproducción de la ballena gris. El tipo de clima es seco, con subclima árido o desértico (BWh'(h)w(x')(e)), caracterizado por veranos cálidos, secos y soleados con temperaturas medias de 30 °C a 45 °C e inviernos suaves. Las precipitaciones se presentan durante el verano con fenómenos meteorológicos, como tormentas y huracanes (García 1981). Los tipos de vegetación en esta isla son principalmente matorral xerófilo y vegetación halófila presente en áreas con dunas.

La visita a Isla Magdalena se llevó a cabo en dos periodos del 11 al 15 de febrero de 2009 y del 25 al 28 de noviembre de 2010. El área de estudio comprendió la zona sur de la isla, en el estero, al norte de la isla Margarita y al suroeste de la Bahía Magdalena, en un área de 314 km².

La Isla Margarita forma parte del complejo insular Magdalena-Margarita-Creciente y está separada de la península por la Bahía Magdalena y la Bahía Las Almejas. Se localiza en el Océano Pacífico entre los 24.31° N y 24.53° N, y los -111.03° W y -111.30° W.

El tipo de clima es seco, subclima árido o desértico (BWh'(h)w(x')(e)), caracterizado por veranos cálidos, secos y soleados con temperaturas medias de 30 °C a 45 °C e inviernos suaves. Las precipitaciones se presentan durante el verano con fenómenos meteorológicos, como tormentas y huracanes (García 1981).

La Isla Margarita cuenta con una superficie de 238.5 km² (Álvarez-Castañeda y Patton 1999; Zarza-Villanueva 2006b). La isla está habitada por pescadores en el centro de población denominado Puerto Alcatraz y se tiene una base naval de la Armada de México. Puerto Cortés es la única población permanente de la isla, su origen y fundación fue como una base de la Armada de México y la población total es de 128 habitantes

(INEGI 2005). El tipo de vegetación predominante es el matorral xerófilo y vegetación halófila presente en áreas con dunas. La visita a Isla Margarita se llevó a cabo del 30 de noviembre al 4 de diciembre de 2010. El área de estudio comprendió la parte central, en la costa este y oeste, al sur y norte de Puerto Cortés, y cerca de la zona de dunas, al sur de la isla, en un área de 238.5 km².

La Isla Carmen se encuentra frente a la Bahía de Loreto a una distancia de 15 km al este de Puerto Loreto, a 11 km al sureste de Coronado y a 6 km de la costa de la península. Se ubica entre los 26.06° N y 25.80° N, y los -111.08° W y -111.20° W. Posee una superficie aproximada de 243 km² (Álvarez-Castañeda y Patton 1999). El clima en la Isla Carmen es seco desértico, con un subclima muy árido (BW(h')hw(e)), que se caracteriza por veranos cálidos con temperatura media anual de 22 °C, con una oscilación extremosa anual de las temperaturas medias mensuales entre 7 °C y 14 °C .

El régimen de lluvias de verano es del 5% al 10% anual (García 1981). Predomina el matorral xerófilo en zonas semiabiertas, planicies y suelo rocoso.

La visita a Isla Carmen se llevó a cabo en dos periodos del 17 al 20 de febrero del 2009 y del 24 al 28 de junio de 2011. El área de estudio comprendió la zona suroeste (Bahía Salinas, Puerto La Lancha) en un área de 151 km².

La Isla Espíritu Santo forma parte del extremo oriental de La Paz y está separada por 6 km de la península del Canal de San Lorenzo. Se ubica entre los 24.58° N y 24.40° N, y los -110.43° W y -110.28° W. Mide 19 km de largo y 5.5 km de ancho con una superficie de 99 km² (Moctezuma Barragán y Serrato Tejeda 1988; Álvarez-Castañeda y Patton 1999; Zarza-Villanueva 2006c). El clima en la Isla Espíritu Santo es seco, con un subclima muy árido (BW(h')hw(e)), que se caracteriza por veranos cálidos con temperatura media anual de 22 °C, con una oscilación extremosa anual de las temperaturas medias mensuales entre 7 °C y 14 °C. El régimen de lluvias de verano es del 5% al 10% anual (García 1981). El área se encuentra protegida por la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (*United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization*, abreviado internacionalmente como UNESCO), como reserva de la biosfera, y es importante como destino ecoturístico. La isla está habitada por pescadores en la zona de La Partida. El tipo de vegetación es predominantemente matorral xerófilo en suelo rocoso.

Una primera visita a Isla Espíritu Santo se realizó del 5 al 7 de diciembre de 2010 en la zona noroeste (Ensenada del Candelerero y Ensenada de La Partida) y suroeste (Bahía San Gabriel) de la isla. Una segunda salida se realizó del 14 al 18 de junio de 2011 en la zona sur y suroeste de la isla (Playa Bonanza, San Gabriel y Aila), en un área de 81 km².

Trabajo de campo

Distribución. La localización de cada liebre observada se registró utilizando una unidad portátil de sistema manual de posicionamiento global (Garmin GPS 12, precisión 10 m). Con dichos datos se generaron mapas de distribución de cada una de las especies y subespecies de liebres en estudio, utilizando el software ArcGIS (ESRI Inc.®).

Densidad poblacional. Para estimar la densidad poblacional de liebres se realizaron observaciones diurnas y nocturnas utilizando el método de transecto de línea, considerando la distancia perpendicular del organismo al transecto, para poder calcular la función de detección $f(0)$. La que describe la probabilidad de detectar a un animal

dependiendo de su distancia perpendicular al centro del transecto. El cálculo de la densidad se obtuvo con el programa DISTANCE ver. 6.0 (Buckland *et al.* 1993).

Para *L. c. magdalенаe* se realizaron diariamente en diferentes tipos de asociaciones vegetales (matorral xerófilo y vegetación halófila), 10 transectos de 10.4 km en promedio (intervalo 9.0 - 11.8 km), entre las 20:00 y la 1:00 horas, en la parte central de la Isla Margarita (en los alrededores de Puerto Cortés) y en su extremo este y oeste. En la Isla Magdalena se realizaron nueve transectos de aproximadamente 6.5 km de longitud en promedio (todos de la misma longitud), entre las 20:00 y la 1:00 horas. Los transectos se ubicaron en la parte sur en los alrededores del estero y en su extremo este y oeste. Estos transectos se llevaron a cabo con ayuda de dos cuatrimotos y faros de halógeno de un millón de bujías de potencia iluminando a cada lado del vehículo (Lorenzo *et al.* 2000).

Para *L. californicus sheldoni* se realizaron diariamente caminatas diurnas y nocturnas en diferentes tipos de asociaciones vegetales (matorral xerófilo y vegetación halófila), a lo largo de 12 transectos de 4 km (intervalo 2.0 - 6.0 km) de longitud en promedio, entre las 6:00 y las 14:00 horas y de 20:00 y la 1:00 horas en la parte norte de la Isla Carmen en su extremo este (en los alrededores de la ex salinera). Estos transectos se llevaron a cabo con ayuda de un jeep y faros de halógeno de un millón de bujías de potencia iluminando a cada lado del vehículo (Lorenzo *et al.* 2000).

Para *L. insularis* se llevaron a cabo diariamente caminatas diurnas y nocturnas en diferentes tipos de asociaciones vegetales (matorral xerófilo y vegetación halófila), a lo largo de 16 transectos de 3.5 km de longitud en promedio (intervalo 1.0 - 6.0 km), entre las 6:00 y las 14:00 horas y de 16:00 a 24:00 horas a lo largo de la parte sureste de la Isla Espíritu Santo (Playa La Bonanza), suroeste (Bahía San Gabriel) y sur (Playa Aila). Estos transectos se llevaron a cabo a pie, con ayuda de lámparas de cabeza.

Características del hábitat. Se caracterizó el hábitat de las liebres mediante muestreos de las asociaciones vegetales presentes, evaluando las variables de composición, cobertura, altura y frecuencia de las especies vegetales encontradas a lo largo de transectos de 50 metros de longitud (líneas de Canfield). Cada elemento fue geoposicionado utilizando un receptor manual del sistema de posicionamiento global (GPS eTrex Vista, 3 - 15 m de precisión, Garmin). Se calculó el valor de importancia de las especies vegetales encontradas a través de los valores de densidad relativa, cobertura relativa y frecuencia relativa (Krebs 2001). Las especies que se muestran con el nombre genérico, aun se encuentran en proceso de identificación.

Fauna asociada. Mediante observaciones directas y de rastros en campo (excretas y huellas), se registró la presencia de especies de mamíferos que cohabitan con las liebres, incluyendo especies que pueden ser depredadoras y competidoras de las mismas.

Actividades antropogénicas. Mediante observación en campo se determinaron las actividades humanas que pueden estar afectando la sobrevivencia de las liebres.

Método de evaluación de riesgo (MER). Con base en la información obtenida se aplicó de manera preliminar el método de evaluación del riesgo de extinción (MER) de las especies silvestres en México de acuerdo a la NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT 2010), a reserva de contar en un futuro con mayor información sobre la historia de vida de las poblaciones. Se jerarquizaron los cuatro criterios en los que se basa el MER asignando valores numéricos convencionales, en orden ascendente de riesgo e integrándolos mediante una sumatoria. De acuerdo al criterio A (amplitud de

la distribución del taxón en México), se consideró el tamaño relativo de la zona de distribución natural actual en México, considerando las cuatro gradaciones utilizadas por la metodología. Del criterio B (estado del hábitat con respecto al desarrollo natural del taxón), se determinaron las condiciones físicas y biológicas del hábitat (distribución y composición vegetal) para el óptimo desarrollo de las poblaciones. Del criterio C (vulnerabilidad biológica intrínseca del taxón), se consideró la densidad poblacional. Del criterio D (impacto de la actividad humana sobre el taxón), se evaluó el impacto de la introducción de especies que pueden ser depredadores y competidores de las liebres, como las especies exóticas (mediante observación en campo). Las poblaciones cuya suma total se sitúa entre 12 y 14 puntos, son consideradas en peligro de extinción, y las halladas entre 10 y 11 como amenazadas (SEMARNAT 2010).

Resultados

Lepus californicus magdalенаe

Isla Magdalena

Distribución. Se presentan los registros de las liebres observadas en el área de estudio en la Figura 1.

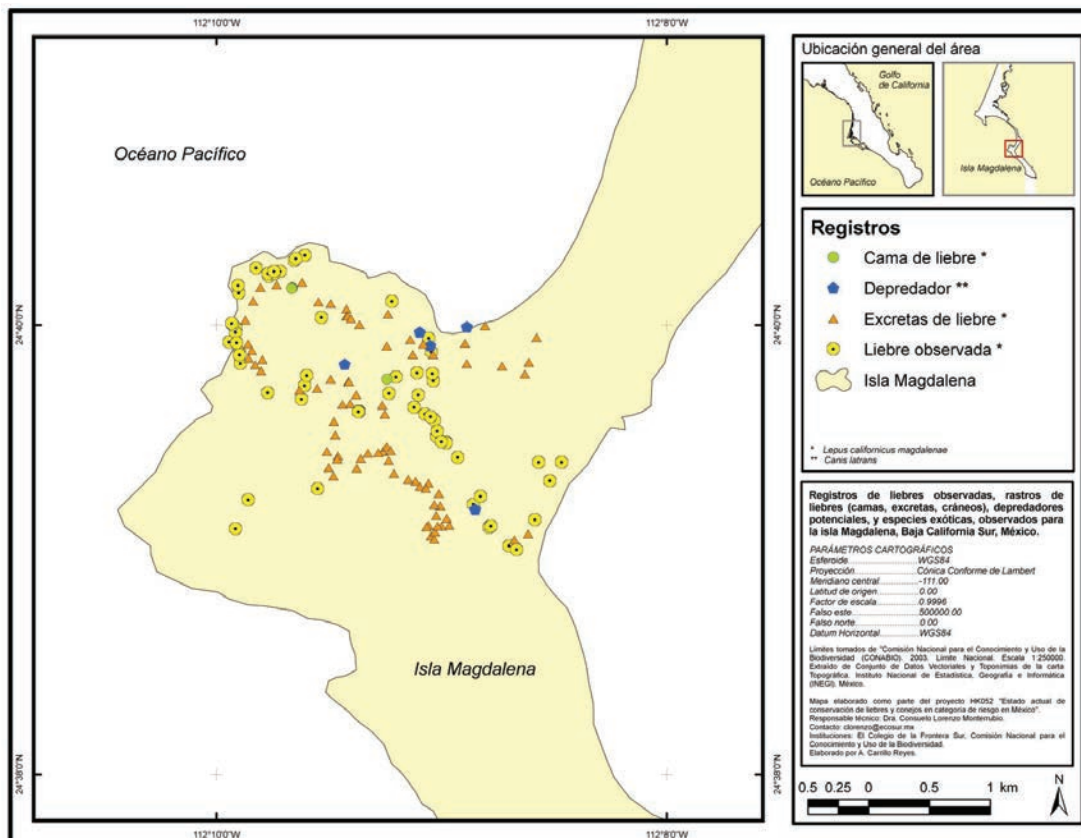


Figura 1. Registros de liebres *Lepus californicus magdalенаe* observadas en la Isla Magdalena. Se incluyen registros de depredadores (coyotes, *Canis latrans*) observados.

Densidad poblacional. En Isla Magdalena el esfuerzo de muestreo fue de 58.5 km. Se observaron 55 liebres adultas (error estándar = 2.69) a lo largo de 10 transectos diurnos recorridos en vegetación halófila (nueve) y en matorral xerófilo (uno), y cinco transectos nocturnos recorridos en matorral xerófilo; aunque en general las liebres se encontraron

solitarias, en los transectos nocturnos se observaron dos grupos de tres individuos y dos grupos de dos individuos.

La densidad promedio estimada es de 15.3 ind/km² (intervalo de confianza 10.5 - 22.2 ind/km²). El número estimado en el área (314 km²) es de 4,800. La mayoría de las liebres se observaron en matorral xerófilo y algunas cerca de la zona de dunas, además se encontró una gran cantidad de huellas y excretas de liebres en matorral xerófilo, por lo que es muy probable que éste tipo de asociación vegetal sea usado preferentemente por las liebres.

Características del hábitat. El muestreo de vegetación mediante las líneas de Canfield (12 transectos) permitió determinar que la Isla Magdalena se encuentra dominada por vegetación halófila presente en dunas costeras así como por matorral xerófilo, además de algunas zonas de menor tamaño cubiertas por manglar. En los dos primeros tipos de asociación vegetal se registró la presencia de la liebre.

Para el matorral xerófilo, se encontraron 21 especies en la temporada de estiaje, de éstas las especies vegetales dominantes asociadas a *L. c. magdalenae* son: lomboy blanco (*Jatropha cinerea*), matacora (*Jatropha cuneata*), palo Adán (*Fouquieria diguetii*), torote colorado (*Bursera microphylla*), jojoba (*Simmondsia chinensis*), frutilla (*Lycium* sp.), clavellina (*Cylindropuntia* sp.) y alfombrilla (*Abronia maritima*). Las plantas más relevantes de acuerdo a un análisis de valor de importancia, fueron *Fouquieria diguetii*, *Ambrosia magdalenae* y *Jatropha cuneata* (Tabla 1). Para las dunas costeras se encontró una dominancia casi completa de *Abronia maritima*, con la presencia aislada de *Fouquieria diguetii*.

Fauna asociada. Se observaron a lo largo de los transectos diurnos y nocturnos siete

Tabla 1. Valores de densidad, cobertura, frecuencia y de importancia de las especies vegetales del matorral xerófilo en la Isla Magdalena. NI = no identificada.

Especie	Densidad relativa	Cobertura relativa	Frecuencia relativa	Valor de importancia
<i>Cylindropuntia choya</i>	0.63	1.44	1.72	3.79
<i>Ambrosia magdalenae</i>	22.02	18.58	15.51	56.11
<i>Lycium brevipes</i>	1.89	1.25	5.17	8.31
<i>Cochemiea halei</i>	3.77	1.79	6.90	12.46
<i>Euphorbia lomely</i>	2.52	1.08	5.17	8.77
<i>Agave margaritae</i>	2.52	0.56	5.17	8.25
<i>Cylindropuntia</i> sp.	0.63	0.03	1.72	2.38
Herbácea NI	0.63	0.16	1.72	2.51
<i>Fouquieria diguetii</i>	17.61	31.49	13.79	62.90
<i>Aristida californica</i>	15.72	4.48	8.62	28.83
<i>Hyptis emoryi</i>	0.63	0.81	1.72	3.17
<i>Jatropha canescens</i>	3.14	6.21	1.72	11.08
<i>Jatropha cuneata</i>	18.24	24.50	12.07	54.81
<i>Lycium</i> sp.	1.89	2.78	1.72	6.39
<i>Maytenus phillanthoides</i>	5.66	3.26	10.34	19.26
<i>Opuntia pycnantha</i>	0.63	0.09	1.72	2.45
<i>Euphorbia magdalenae</i>	0.63	0.08	1.72	2.43
<i>Simmondsia chinensis</i>	0.63	1.02	1.72	3.37
<i>Bursera</i> sp.	0.63	0.37	1.72	2.72

coyotes (*Canis latrans*), con registros indicados en la Figura 1. Los datos de campo demuestran una alta densidad promedio poblacional de coyotes (0.73 ind./km²) en la isla, con un número probable de coyotes en el área de 230, lo que puede estar afectando a las poblaciones endémicas de la liebre en la Isla Magdalena.

Isla Margarita

Distribución. Se presentan los registros de las liebres observadas en el área de estudio en la Figura 2.

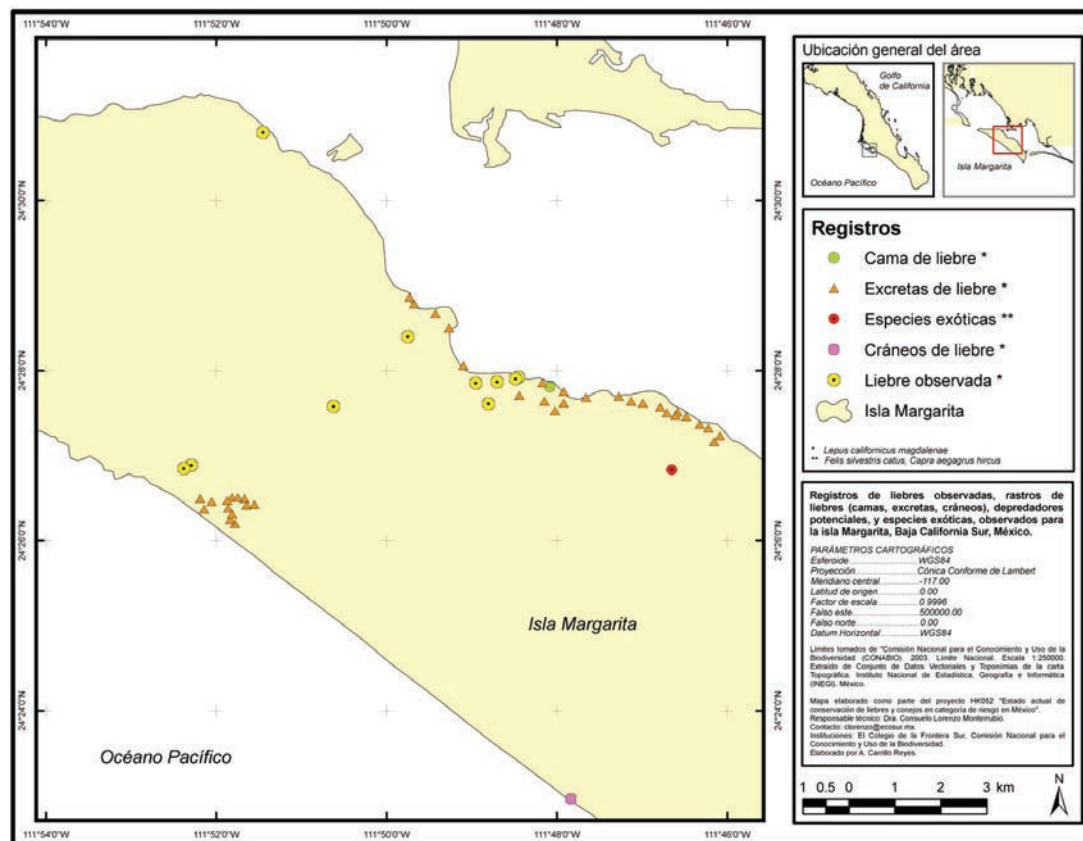


Figura 2. Registros de liebres *Lepus californicus magdalanae* observadas en la Isla Margarita. Se incluyen registros de especies exóticas (gatos ferales) observados.

Densidad poblacional. En Isla Margarita el esfuerzo de muestreo fue de 95.6 km. Se observaron 14 liebres adultas (error estándar = 0.24) a lo largo de cinco transectos diurnos y seis transectos nocturnos recorridos en matorral xerófilo y todas las observaciones fueron de un sólo individuo.

La densidad estimada fue de 1.05 ind/km² (intervalo de confianza 0.62 – 1.75 ind/km²), y el número estimado en el área (238.5 km²) es de 250. Todas las liebres se observaron en matorral xerófilo y se encontró además una gran cantidad de huellas y excretas de liebres, por lo que el matorral xerófilo es usado por las liebres; sin embargo, no se observaron muchas liebres a lo largo de esta salida, de aquí que su densidad poblacional se reporte muy baja.

Características del hábitat. Mediante el establecimiento de 11 líneas de Canfield, se determinó que la vegetación dominante en Isla Margarita está representada por vegetación de dunas costeras así como por matorral xerófilo. En ambos tipos de asociación vegetal se registró la presencia de la liebre. Para el matorral xerófilo, se encontraron 33 especies

en la temporada de estiaje, de éstas las especies vegetales dominantes asociadas a *L. c. magdalenae* son: cholla (*Cylindropuntia cholla*), mangle dulce (*Maytenus phillanthoides*), pitaya agria (*Stenocereus gummosus*), matacora (*Jatropha cuneata*), palo Adán (*Fouquieria diguetii*), jojoba (*Simmondsia chinensis*), liga (*Euphorbia margaritae*, Tabla 2).

Tabla 2. Valores de densidad, cobertura, frecuencia y de importancia de las especies vegetales del matorral xerófilo en la Isla Margarita. NI = no identificada.

Especie	Densidad relativa	Cobertura relativa	Frecuencia relativa	Valor de importancia
<i>Salvia apiana</i>	3.82	2.48	3.70	10.00
<i>Abronia maritima</i>	1.91	2.15	2.70	7.77
<i>Agave margaritae</i>	2.55	1.34	1.85	5.74
<i>Agave</i> sp.	0.64	0.41	1.85	2.90
<i>Allenrolfea occidentalis</i>	1.27	1.47	1.85	4.59
<i>Desmanthus fruticosus</i>	0.64	1.01	1.85	3.50
<i>Echinocereus barthelowanus</i>	3.18	3.12	1.85	8.16
<i>Cylindropuntia choya</i>	8.92	2.67	7.41	19.00
<i>Simmondsia chinensis</i>	14.02	6.59	3.70	24.30
Arbusto NI	0.64	0.57	1.85	3.06
<i>Euphorbia margaritae</i>	10.83	8.32	5.56	24.70
<i>Euphorbia</i> sp.	2.55	3.91	5.56	12.01
<i>Fouquieria diguetii</i>	7.64	11.60	9.26	28.51
<i>Solanum hindsianum</i>	0.64	0.46	1.85	2.95
<i>Gossypium davidsonii</i>	1.91	3.53	1.85	7.30
<i>Encelia palmeri</i>	1.27	1.56	1.85	4.69
<i>Jatropha canescens</i>	3.18	2.10	3.70	8.99
<i>Jatropha cuneata</i>	14.65	19.08	9.26	42.93
<i>lycium</i> sp.	0.64	0.51	1.85	3.00
<i>Maytenus phillanthoides</i>	3.82	12.53	7.41	23.76
<i>Jacquemontie abatilloides</i>	3.82	1.29	1.85	6.96
<i>Pachycereus pringlei</i>	1.27	0.49	1.85	3.61
<i>Aristida californica</i>	1.27	1.13	1.85	4.26
<i>Bebbie juncea</i>	0.64	0.83	1.85	3.32
<i>Stenocereus gummosus</i>	3.18	7.05	5.56	15.79
<i>Stenocereus thurberi</i>	1.28	0.28	3.70	5.25
<i>Euphorbia magdalenae</i>	0.64	0.37	1.85	2.86
<i>Heliotropium curassavicum</i>	0.64	2.48	1.85	4.97
<i>Sporobolus virginicus</i>	2.55	0.73	1.85	5.13

Las plantas más relevantes de acuerdo a un análisis de valor de importancia, fueron *Jatropha cuneata*, *Fouquieria diguetii*, *Euphorbia margaritae*, *Maytenus phillanthoides* y *Simmondsia chinensis* (Tabla 2). Para las dunas costeras el escenario fue similar al encontrado en la Isla Magdalena. Se encontró una dominancia casi completa de *Abronia maritima*, con la presencia aislada de dos herbáceas (*Poaceae* sp. y *Asteraceae* sp.).

Fauna asociada. Se observaron a lo largo de los transectos diurnos y nocturnos chivos (*Capra aegagrus hircus*) y gatos ferales (*Felis s. catus*), así como diversos rastros (huellas y

excretas) de gatos y también nidos de águilas pescadoras (*Pandion haliaetus*). Los datos de campo demuestran una alta población de gatos ferales en la isla, cuyos registros se muestran en la Figura 2. La alta densidad de gatos ferales puede afectar a las poblaciones endémicas de la liebre en la Isla Margarita. Estas especies ocupan también el hábitat en donde la liebre fue observada de manera directa como por sus rastros (huellas y excretas) y representan fauna exótica competidora para la misma liebre.

Lepus californicus sheldoni

Distribución. Se presentan los registros de las liebres observadas en el área de estudio en la Figura 3.

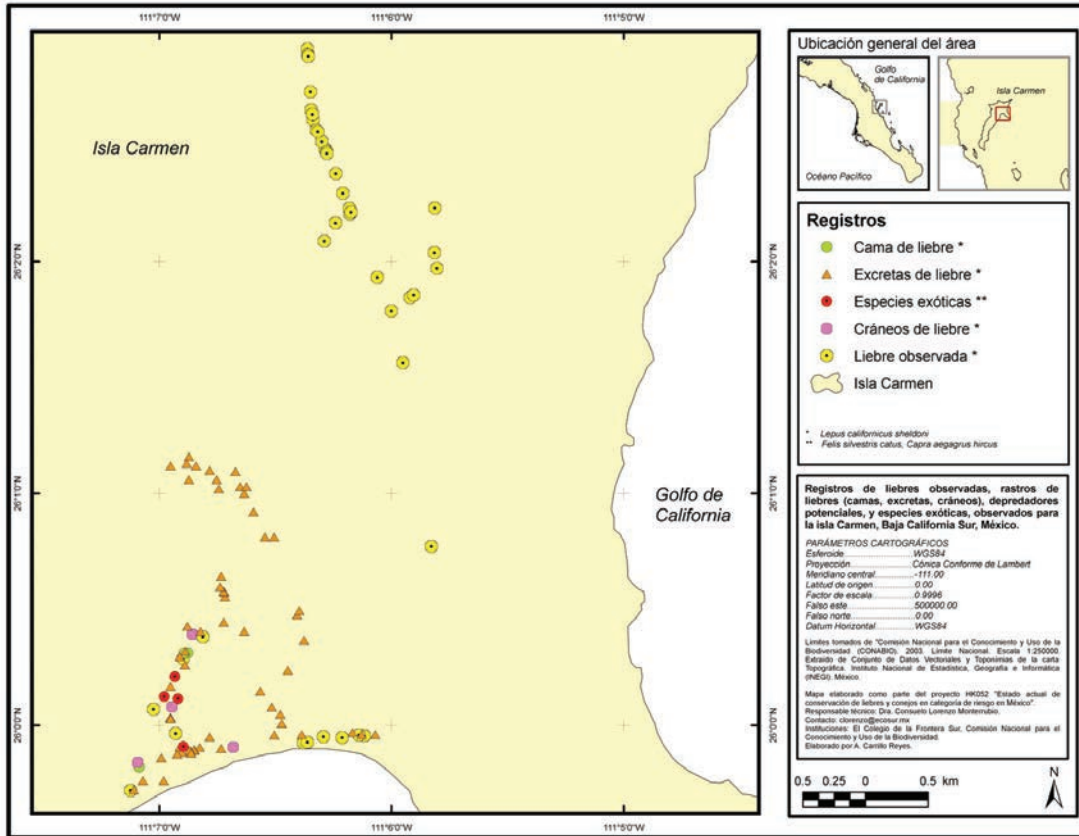


Figura 3. Registros de liebres *Lepus californicus sheldoni* observadas en la Isla Carmen. Se incluyen registros de especies exóticas (gatos ferales) observados.

Densidad poblacional. En Isla Carmen el esfuerzo de muestreo fue de 55.5 km recorridos. Se observaron en total 43 liebres adultas (error estándar = 3.06) a lo largo de 12 transectos recorridos en dunas costeras y matorral xerófilo-espinoso. La densidad promedio estimada fue de 9.79 ind/km² (intervalo de confianza 5.30 – 18.09 ind/km²). El número estimado en el área (151 km²) es de 1,479.

Características del hábitat. Para la Isla Carmen la vegetación predominante es el matorral xerófilo, con algunas zonas cubiertas por vegetación halófila presente en dunas costeras y mangle. Se establecieron 12 transectos en donde se monitorearon las características de la vegetación; a partir de dicho monitoreo se realiza el proceso de identificación de las especies vegetales del hábitat de la liebre. Se registraron un total de 24 especies vegetales para el matorral xerófilo, de éstas las especies vegetales dominantes asociadas a *L. c. sheldoni* son: mezquite (*Prosopis* sp.), matacora (*Jatropha*

cuneata), palo Adán (*Fouquieria diguetii*), torote colorado (*Bursera microphylla*) en zonas semiabiertas, planicies y suelo rocoso (Tabla 3). Para la vegetación de zonas costeras la especie dominante fue la *Salicornia* sp. Las plantas más relevantes de acuerdo a un análisis de valor de importancia, fueron *Prosopis* sp., *Fouquieria diguetii*, *Bursera microphylla* y *Olneya tesota* (Tabla 3).

Fauna asociada. Se observaron a lo largo de los transectos varias excretas de gatos ferales (*Felis s. catus*) que ocupan también el hábitat en donde la liebre fue observada de manera directa como por sus rastros (huellas y excretas); registros de esta especie se muestran en la Figura 3. Los datos de campo demuestran una alta población de gatos en la Isla, esta alta densidad puede estar afectando a la población de la liebre endémica de la Isla.

Tabla 3. Valores de densidad, cobertura, frecuencia y de importancia de las especies vegetales del matorral xerófilo en la Isla Carmen. NI = no identificada.

Especie	Densidad relativa	Cobertura relativa	Frecuencia relativa	Valor de importancia
<i>Agave</i> sp.	2.32	2.28	5.00	9.60
<i>Ruellia californica</i>	9.68	4.75	2.50	16.94
<i>Jatropha cuneata</i>	2.32	6.55	10.00	18.88
<i>Bursera microphylla</i>	13.56	6.65	2.50	22.71
<i>Bourreria sonora</i>	5.81	5.70	5.00	16.51
<i>Euphorbia magdaleneae</i>	9.29	6.84	5.00	21.14
<i>Ruellia californica</i>	1.74	0.85	2.50	5.09
<i>Prosopis articulata</i>	2.9	1.42	5	9.32
<i>Solanum hindsianum</i>	2.32	1.14	2.50	5.96
<i>Senna covesii</i>	6.20	3.04	2.50	11.74
<i>Cercidium floridum</i>	4.65	6.84	2.50	13.99
<i>Fouquieria diguetii</i>	4.65	13.68	7.50	25.83
<i>Bouteloua curtipendula</i>	5.03	2.47	2.50	10.01
Herbácea NI	2.32	2.28	2.50	7.10
<i>Jouvea pilosa</i>	1.55	8.36	10.00	19.91
<i>Lippia</i> sp.	2.32	2.28	5.00	9.60
<i>Olneya tesota</i>	4.65	9.12	7.50	21.27
<i>Opuntia</i> sp.	0.58	0.57	5.00	6.15
<i>Pachycerus pringley</i>	1.35	2.18	7.50	11.04
<i>Prosopis articulata</i>	13.56	11.40	5.00	29.97
<i>Allenrolfes occidentalis</i>	3.10	1.52	2.50	7.12

Lepus insularis

Distribución. Se presentan los registros de las liebres observadas en el área de estudio en la Figura 4.

Densidad poblacional. En Isla Espíritu Santo el esfuerzo de muestreo fue de 6 km. Se observaron dos liebres solitarias a lo largo de 13 transectos diurnos recorridos en matorral xerófilo. En Isla Espíritu Santo el esfuerzo de muestreo fue de 37.5 km recorridos. Se observaron en total 25 liebres adultas (error estándar = 3.07) a lo largo de 16 transectos recorridos en matorral xerófilo. La densidad promedio estimada fue de 11.43 Ind /km²

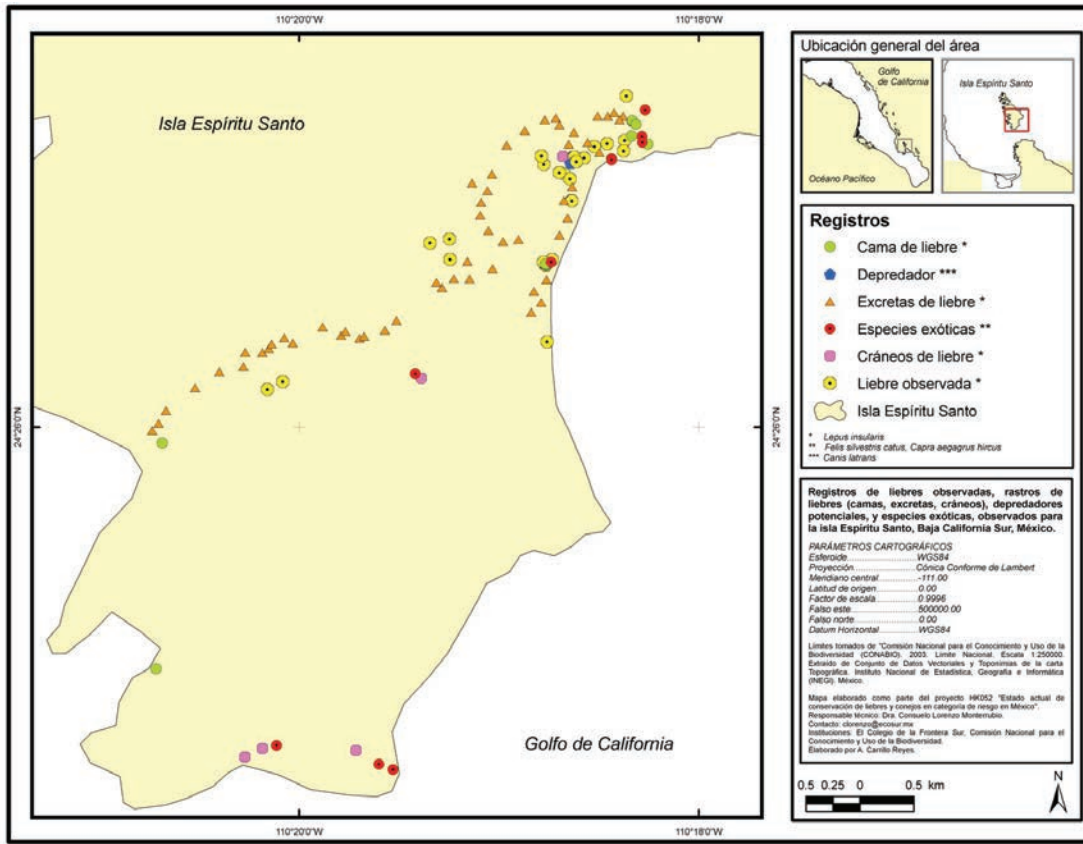


Figura 4. Registros de liebres *Lepus insularis* observadas en la Isla Espíritu Santo. Se incluyen registros de especies depredadoras (cacomixtles, *Bassariscus astutus saxicola*) y exóticas (gatos ferales) observados.

(intervalo de confianza 6.65 – 19.64 ind/km²). El número estimado en el área (81 ind/km²) es de 923.

En matorral xerófilo se encontró una gran cantidad de huellas y excretas de liebres por lo que podemos afirmar que es usado por las liebres. Se colectaron diversas plantas en matorral xerófilo a lo largo de 13 transectos, a partir de las cuales fueron identificadas las especies vegetales del hábitat de la liebre.

Características del hábitat. Se colectaron diversas plantas en matorral xerófilo y en zona de transición de duna costera-matorral xerófilo a lo largo de 4 transectos, a partir de las cuales fueron identificadas las especies vegetales del hábitat de la liebre.

Se registraron un total de 16 especies vegetales para el matorral xerófilo, de éstas las especies vegetales dominantes asociadas a *L. insularis* son: palo Adán (*Fouquieria diguetii*), matacora (*Jatropha cuneata*), lomboy (*Jatropha cinerea*), jojoba (*Simmondsia chinensis*), acacia (*Acacia cymbispina*), palo blanco (*Lysiloma candida*), cholla (*Cylindropuntia cholla*), y cardón (*Pachycereus pringlei*) en suelo rocoso.

Las plantas más relevantes de acuerdo a un análisis de valor de importancia, fueron *Jatropha cinerea*, *Simmondsia chinensis*, *Jacquemontia abutiloides*, *Acacia* sp. y *Jatropha cuneata* (Tabla 4).

Fauna asociada. Se observaron a lo largo de los transectos cacomixtles (*Bassariscus astutus saxicola*), así como chivos (*Capra a. hircus*), cuyos registros se muestran en la Figura 4. Las especies de mamíferos ocupan también el hábitat en donde la liebre fue observada de manera directa como por sus rastros (huellas y excretas). Los datos de campo demuestran una alta población de cacomixtles y chivos en la isla, esta alta densidad puede estar afectando a la población de liebres endémica de la isla. Se

Tabla 4. Valores de densidad, cobertura, frecuencia y de importancia de las especies vegetales del matorral xerófilo en la Isla Espíritu Santo.

Especie	Densidad relativa	Cobertura relativa	Frecuencia relativa	Valor de importancia
<i>Acacia pacensis</i>	6.06	7.19	7.21	20.46
<i>Agave sobria</i>	1.52	0.78	1.80	4.10
<i>Bursera hindsiana</i>	0.76	0.33	0.90	3.99
<i>Olneya tesota</i>	3.03	3.20	3.60	9.84
<i>Stenocereus gummosus</i>	0.76	0.32	0.90	2.98
<i>Simmondsia chinensis</i>	9.09	10.88	10.81	30.79
<i>Euphorbia magdalenae</i>	0.76	1.10	0.90	3.76
<i>Lysiloma candida</i>	0.76	0.37	0.90	2.02
<i>Acacia pacensis</i>	0.76	0.41	0.90	4.07
<i>Maythenus phillanthoides</i>	0.76	0.64	0.90	2.30
<i>Prosopis articulata</i>	1.52	0.82	1.80	4.14
<i>Castela peninsularis</i>	0.76	0.34	0.90	2.00
<i>Atamisquea emarginata</i>	5.30	5.19	6.31	16.80
<i>Bursera epinnata</i>	1.52	4.21	1.80	12.53
<i>Caesalpinia placida</i>	0.76	0.64	0.90	5.30
<i>Cylindropuntia choya</i>	4.55	1.61	5.41	11.56
<i>Euphorbia misera</i>	0.76	0.27	0.90	4.93
<i>Euphorbia</i> sp.	1.52	0.61	1.80	3.93
<i>Fouquieria diguetii</i>	3.79	4.38	4.50	19.68
<i>Chamaesyce</i> sp.	6.07	3.06	7.21	16.33
<i>Jacquemontia abutiloides</i>	14.39	1.65	9.91	25.95
<i>Jatropha cinerea</i>	13.64	28.15	7.21	48.99
<i>Jatropha cuneata</i>	5.30	8.60	6.31	20.21
<i>Lycium</i> sp.	0.76	1.46	0.90	3.12
<i>Pachycereus pringlei</i>	3.03	1.61	3.60	8.24
<i>Phaulothamnus spinescens</i>	0.76	1.92	0.90	3.58

han reportado además, dos aves de presa, el cernícalo (*Falco sparverius*) y el caracara (*Caracara cheriway*; Thomas y Best 1994) y la víbora de cascabel (*Crotalus mitchelli*; Cervantes et al. 1996).

Método de evaluación de riesgo (MER)

De acuerdo con los resultados obtenidos se presenta un análisis preliminar el método de evaluación del riesgo de extinción (MER), según los criterios establecidos por la NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT 2010).

Lepus californicus magdalenae

Criterio A. Esta subespecie es microendémica, localizada en las Islas Magdalena y Margarita, con una distribución aproximada en ambas islas del 0.03% del territorio nacional (incluyendo sus islas), por lo tanto, le corresponde el valor 4 (muy restringida).

Criterio B. En general, el hábitat en el cual se encuentra esta subespecie (matorral

xerófilo) es propicio para el desarrollo óptimo de sus poblaciones. La composición vegetal no se encuentra actualmente amenazada, ni por condiciones físicas ni biológicas (como la temperatura y humedad). La cobertura vegetal en el matorral xerófilo es propicia el desarrollo de las actividades diarias de las liebres, ya que muchas de ellas fueron observadas en actitud de descanso y de protección contra el sol y la temperatura, por lo tanto, cuenta con los requerimientos óptimos del hábitat para su desarrollo natural.

No existe ganadería extensiva que afecte seriamente la vegetación. Por lo anterior, se considera el valor 1 (propicio o poco limitante).

Criterio C. En *L. c. magdalanae* el valor de la densidad promedio estimado (15.3 ind/km²), al igual que el número estimado (4,804 en un área de 314 km²) son altos en Isla Magdalena. Sin embargo, existen coyotes en el área por lo que es de suponer que esta población presenta una vulnerabilidad media (valor 2), y aunque no se observaron signos de actividad reproductiva en el mes de noviembre de 2010, es probable que su época reproductiva ocurra (al igual que otras especies de liebres) en la estación húmeda (mayo a octubre). En Isla Margarita, la densidad promedio estimada es muy baja (1.05 ind/km²), lo mismo que el número de individuos estimado en el área (250 en un área de 38.5 km²). Existen en el área mamíferos introducidos que coexisten en el hábitat de la liebre (chivos y gatos ferales) que hacen también de esta población vulnerable en grado medio (valor 2).

Aunque los valores de densidad poblacional y número estimado de liebres en ambas islas es contrastante, la presencia de depredadores en ambas islas (coyotes y gatos ferales) puede afectar la demografía y posiblemente la reproducción de las poblaciones de esta liebre, por lo que se considera presentan el valor 2 (vulnerabilidad media).

Criterio D. La Isla Magdalena se encuentra poblada por pescadores, los cuales se encuentran en campamentos cercanos a la zona de playa. También existen visitas de turistas en kayacs. Aunque existen varios caminos en el área de estudio, transitados principalmente por pescadores, y algunas áreas se han dispuesto como basureros, el hábitat de la liebre ha permanecido poco alterado y sin asentamientos humanos ni obras de infraestructura. No se observaron especies de mamíferos exóticas en Isla Magdalena, aunque si una alta densidad de coyotes, lo cual puede ser un riesgo para la población.

La Isla Margarita presenta la población humana permanente de Puerto Cortés, para su entrada se requiere permiso de la Secretaría de Marina y de la Secretaría de Gobernación.

Al igual que en Isla Magdalena existen varios caminos usados principalmente por pescadores y áreas destinadas como basureros; sin embargo, el hábitat de las liebres no ha sido fragmentado ni modificado. El mayor impacto en esta isla sobre la población de las liebres es la presencia de especies exóticas, chivos y gatos ferales, y en alta densidad estos últimos, por lo que podrían ser un riesgo real y pueden causar un impacto negativo (en depredación y competencia) para la población, como lo demuestran los bajos valores de densidad poblacional y número estimado de liebres en esta isla. De no cambiar el riesgo que los gatos ferales provocan en la población de liebres y de continuar la población de chivos que pueden ser competidores por alimento y uso de hábitat con la liebre en la Isla Margarita, la población de liebres puede estar en riesgo de desaparecer a largo plazo. Por lo anterior, se considera el valor 3 (de impacto medio).

De acuerdo a la suma total del MER igual a 10, se le asigna a *L. c. magdalanae* la

nueva categoría de amenazada, en lugar de sujeta a protección especial de acuerdo a la NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT 2010; Tabla 5).

Tabla 5. Valores obtenidos para las especies y subespecies de liebres en estudio según los criterios establecidos por el método de evaluación del riesgo de extinción (MER) de las especies silvestres en México de acuerdo a la NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT 2010).

	<i>L. c. magdalenae</i>	<i>L. c. sheldoni</i>	<i>L. insularis</i>
Criterio A	Muy restringida = 4	Muy restringida = 4	Muy restringida = 4
Criterio B	Propicio = 1	Propicio = 1	Propicio = 1
Criterio C	Vulnerabilidad media = 2	Vulnerabilidad media = 2	Vulnerabilidad baja = 1
Criterio D	Impacto medio = 3	Impacto medio = 3	Impacto medio = 3
Suma MER	10	10	9
NOM-059	Amenazada	Amenazada	Sujeta a protección especial

Lepus californicus sheldoni

Criterio A. Esta subespecie es microendémica, localizada en la Isla Carmen, con una distribución aproximada en la isla del 0.007% del territorio nacional (incluyendo sus islas), por lo tanto, le corresponde el valor 4 (muy restringida).

Criterio B. En general, el hábitat en el cual se encuentra esta especie (matorral xerófilo y dunas costeras) es propicio para el desarrollo óptimo de sus poblaciones, la composición vegetal no se encuentra actualmente amenazada ni por condiciones físicas ni biológicas (como la temperatura y humedad). La cobertura vegetal en el matorral xerófilo propicia el desarrollo de las actividades diarias de las liebres, ya que algunas liebres fueron observadas en actitud de descanso y de protección contra el sol y la temperatura; por lo tanto, cuenta con los requerimientos óptimos del hábitat para su desarrollo natural. Por lo anterior, se considera el valor 1 (propicio o poco limitante).

Criterio C. Se observaron signos de actividad reproductiva en cuatro machos con testículos escrotados, una hembra preñada y una hembra lactante en la estación húmeda (mayo a octubre) en *L. c. sheldoni*, lo que puede corresponder a la época reproductiva.

Lo anterior concuerda con lo observado en otra especie de liebre, *L. flavigularis*, cuya fase de lactancia se presenta de marzo a noviembre (Rioja et al. 2011). El valor de la densidad promedio estimado (9.79 ind/km²), al igual que el número de individuos estimado (1,479; en un área de 151 km²) no son tan altos. Uno de los impactos negativos para la población de liebres en esta isla es la presencia de gatos ferales en una alta densidad y que ocupan también el hábitat en donde la liebre fue observada que pueden afectar la demografía y posiblemente la reproducción de las poblaciones de esta liebre.

Por lo anterior, se considera el valor 2 (vulnerabilidad media).

Criterio D. La Isla Carmen se encuentra deshabitada, aunque existen campamentos de pescadores y un campamento de OVIS cercanos a la zona de playa. También existen visitas de turistas en kayacs. Aunque existen varios caminos en el área de estudio, transitados principalmente por pescadores y cazadores de borrego cimarrón, y algunas áreas se han dispuesto como basureros, el hábitat de la liebre ha permanecido poco alterado y sin asentamientos humanos ni obras de infraestructura. Es necesario evaluar si el establecimiento de campamentos de pescadores, han modificado el paisaje en la isla como se ha reportado previamente (Zarza-Villanueva 2006a) y el efecto que pueden

tener en la población de liebres, ya que se observaron liebres a unos metros de la línea de costa, justo donde se encuentran los campamentos (ver registros de liebres observadas)

El mayor impacto en esta isla sobre la población de las liebres es la presencia de gatos ferales en alta densidad, por lo que son un riesgo real y pueden causar un impacto negativo (en depredación y competencia) para la población, como lo demuestran los bajos valores de densidad poblacional y número estimado de liebres en esta isla. De no cambiar el riesgo que los gatos ferales pueden provocar en la población de liebres y de continuar la población de chivos que probablemente compiten por alimento y uso de hábitat con la liebre en la Isla Carmen, la población de liebres estará en riesgo de desaparecer a largo plazo. Por lo anterior, se considera el valor 3 (impacto medio).

De acuerdo a la suma total del MER igual a 10, se le asigna a *L. c. sheldoni* la nueva categoría de amenazada, en lugar de sujeta a protección especial de acuerdo a la NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT 2010; Tabla 5).

Lepus insularis

Criterio A. Esta especie es microendémica, localizada en la Isla Espíritu Santo, con una distribución aproximada del 0.005% del territorio nacional (incluyendo sus islas), por lo tanto, le corresponde el valor 4 (muy restringida).

Criterio B. En general, el hábitat en el cual se encuentra esta especie (matorral xerófilo) es propicio para el desarrollo óptimo de sus poblaciones, la composición vegetal no se encuentra actualmente amenazada ni por condiciones físicas ni biológicas (como la temperatura y humedad). La cobertura vegetal en el matorral xerófilo propicia el desarrollo de las actividades diarias de las liebres, ya que una de las liebres fue observada en actitud de descanso y de protección contra el sol y la temperatura en una cama de arena y pasto seco rodeada de candelilla (*Pedilanthus macrocarpus*) y arbustos con espinas. Se observó a una liebre alimentarse bajo una *Acacia* sp. en junio de 2011 en matorral xerófilo, con la particularidad de que se paró en sus patas traseras para alcanzar las hojas del mismo, este comportamiento no se había observado en esta especie. Por lo anterior, cuenta con los requerimientos óptimos del hábitat para su desarrollo natural y se considera el valor 1 (propicio o poco limitante).

Criterio C. Se observaron en junio de 2011 signos de actividad reproductiva en un macho con testículos escrotados, seis hembras preñadas y dos hembras lactantes en la estación húmeda (mayo a octubre), lo que puede corresponder a la época reproductiva.

Lo anterior concuerda con lo observado en otra especie de liebre, *L. flavigularis*, cuya fase de lactancia se presenta de marzo a noviembre (Rioja *et al.* 2011). Aunque en el mes de diciembre de 2010, se encontró en matorral xerófilo una gran cantidad de huellas y excretas de liebres, el valor de la densidad promedio estimado (11.43 ind/km²), al igual que el número de individuos estimado (923 en un área de 81 km²) son bajos. Es necesario evaluar las presiones por cacería que han sido reportadas previamente (Zarza-Villanueva 2006c). Por lo anterior, se considera el valor 1 (vulnerabilidad baja).

Criterio D. La Isla Espíritu Santo es un área protegida, está deshabitada y representa un destino turístico importante a partir del cual se han trazado senderos en el área.

Muchas de sus playas son utilizadas por pescadores y otras son de uso recreativo; sin embargo, el hábitat de las liebres no ha sido fragmentado ni modificado. Uno de posibles impactos negativos para la población de liebres en esta isla es la presencia de

chivos introducidos, los cuales pueden ser un riesgo real por competir por alimento y uso de hábitat. Igualmente, los pescadores llegan a cazar a los chivos al igual que las liebres, por lo que también son un riesgo real para la población de liebres. Es necesario evaluar el efecto que causan estas presiones, así como los depredadores naturales (aves y víboras) a la población de liebres. De no cambiar el posible riesgo que los chivos y la cacería provocan en la población de liebres en la Isla Espíritu Santo, la población de liebres estará en riesgo serio de desaparecer a largo plazo. Por lo anterior, se considera el valor 3 (impacto medio).

De acuerdo a la suma total del MER igual a 9, *L. insularis* continúa en la categoría de sujeta a protección especial de acuerdo a la NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT 2010; Tabla 5).

Discusión

Las islas de Baja California son áreas naturales protegidas importantes por su gran proporción de flora y fauna endémicos, pero también con una fuerte actividad humana, como: 1) la pesca, por lo cual se crean campamentos pesqueros a lo largo de las costas de las islas Magdalena, Margarita, Carmen y Espíritu Santo; 2) las actividades turísticas, a partir de las cuales se han implementado senderos y áreas de uso recreativo como en Isla Magdalena, Carmen y Espíritu Santo, 3) la cacería, principalmente de fauna exótica con fines cinegéticos, como borrego cimarrón en Isla Carmen (Álvarez-Castañeda y Patton 1999; Zarza-Villanueva 2006a), aunque también los pescadores llegan a cazar fauna nativa para complementar su alimentación; por ejemplo, a los conejos endémicos de Isla San José, Baja California Sur, *Sylvilagus mansuetus* (Lorenzo et al. 2011), o simplemente por gusto, sin ningún uso del ejemplar, como las liebres endémicas de Isla Tiburón, Sonora, *L. alleni tiburonensis* (L. Encinas, com. pers.).

Los datos presentados en este estudio no demuestran si estas actividades económicas han sido o no hasta el momento una amenaza a la fauna silvestre; sin embargo, la introducción de gatos y chivos son una amenaza real para las poblaciones de liebres endémicas en las islas, actuando como competidores por el alimento o por el uso de hábitat, ya que se han localizado en los mismos tipos de asociaciones vegetales que las liebres observadas. Lo anterior puede afectar negativamente la demografía y posiblemente la reproducción de las poblaciones de liebres. Existen casos previos sobre la introducción de fauna doméstica en diversos países (Donlan et al. 2005; McChensey y Tershy 1998; Cortés-Calva et al. en revisión), y en todos existe daño a las poblaciones naturales. Existen, además, especies de fauna nativa considerada depredadora de las liebres, principalmente coyotes en la Isla Margarita; aves de presa (cernícalo y caracara) en Isla Espíritu Santo (Thomas y Best 1994) y la víbora de cascabel en la misma isla (Cervantes et al. 1996).

Lo anterior, tiene como consecuencia una disminución en las poblaciones de liebres en las islas, reflejado en bajos números en densidad poblacional en Isla Margarita, Carmen y Espíritu Santo. Otros valores en densidad promedio poblacional de lagomorfos endémicos de islas han sido bajos; por ejemplo, en los conejos endémicos de la Isla Cedros, Baja California, *S. bachmani cerrosensis*, es de 9.5 ind/km² en un área de aproximadamente 20 km², debido principalmente a la presión que ejercen sobre la población los perros ferales (Cortés-Calva et al. en revisión). Sin embargo, se han estimado valores un poco mayores

en densidad promedio estimada en el conejo de la Isla San José, *S. mansuetus*, entre 25 a 35 ind/km² en un área de 20 km² (Lorenzo *et al.* 2011), lo que puede estar relacionado a un hábitat apropiado que provee condiciones más favorables en alimento y protección (Bronson y Tiemeier 1959, Daniel *et al.* 1993), aun con la presencia de gatos ferales en la isla (Lorenzo *et al.* 2011).

Las poblaciones de liebres en estudio son comunes en áreas de matorral xerófilo principalmente dominado por especies vegetales que por su valor de importancia (palo Adán, *F. diguetii*; matorra, *J. cuneata*; lombay, *J. cinerea*; mangle dulce, *M. phyllanthoides*; mezquite, *Prosopis* sp. y *Acacia* sp.) les proporcionan un desarrollo óptimo para sus actividades diarias, entre las que se encuentran descanso y protección contra el sol y la temperatura. Afortunadamente, este tipo de asociación vegetal no se ha visto amenazado por actividades humanas.

Se han propuesto en este estudio cambios en las categorías de riesgo de la NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT 2010) de las poblaciones de liebres de estudio, listadas previamente como sujetas a protección especial y actualmente amenazadas dos de ellas (*L. c. magdalenae* y *L. c. sheldoni*). Si continúan los factores de riesgo que amenazan a las poblaciones de liebres el estado de conservación de las mismas puede llegar a ser crítico en un futuro cercano.

Se considera que las poblaciones de liebres en las islas requieren de acciones urgentes para conservar a las mismas, por lo que deben llevarse a cabo monitoreos continuos de la abundancia y densidad poblacional de liebres, realizar un proceso de monitoreo de coyotes en Isla Magdalena, y de manejo y control de gatos ferales en Isla Margarita e Isla Carmen y de chivos en Isla Espíritu Santo. Estudios a largo plazo en las poblaciones de liebres localizadas en las islas proveerán de datos más detallados de su distribución, abundancia y densidad poblacional en relación con la de sus depredadores (principalmente los gatos ferales y coyotes), así como para obtener datos sobre la historia de vida de sus poblaciones; por ejemplo, de su época reproductiva, hábitos alimentarios y uso de hábitat. También es necesario llevar a cabo un estudio ecológico poblacional de las liebres (*L. californicus*), recientemente localizadas en Isla Cerralvo, Baja California Sur (Lorenzo *et al.* 2010).

Recomendamos también llevar a cabo actividades de vinculación con el sector social para recomendar acciones para evitar la presión de cacería de liebres, y llevar a cabo programas de educación ambiental desde nivel básico para los habitantes del área de estudio.

Agradecimientos

Agradecemos a J. Angulo, M. Cota y L. Encinas por su valioso apoyo en el traslado a las islas y en campo. A J. Bolaños, J. López y J. Espinoza su ayuda en campo y a S.T. Álvarez-Castañeda su apoyo en campo y comentarios a este manuscrito. Los comentarios de tres revisores anónimos mejoraron notablemente este manuscrito. El apoyo fue proporcionado por la CONABIO (proyecto HK052) a C. Lorenzo.

Referencias

ÁLVAREZ-CASTAÑEDA, S. T., Y J. L. PATTON. 1999. Mamíferos del Noroeste de México. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C. La Paz, México.

- ÁLVAREZ-CASTAÑEDA, S. T., Y A. ORTEGA-RUBIO.** 2003. Current status of rodents on islands in the Gulf of California. *Biological Conservation* 109:157–163.
- BEST, T. L.** 1996. *Lepus californicus*. *Mammalian Species* 530:1–10.
- BRONSON, F. H., Y O. W. TIEMEIER.** 1959. The relationship of precipitation and black-tailed jack rabbit populations in Kansas. *Ecology* 40:194–198.
- BUCKLAND, S. T., D. R. ANDERSON, K. P. BURNHAM, Y J. L. LAKE.** 1993. Distance sampling: estimating abundance of biological populations. Chapman and Hall. EE.UU.
- BURT, W. H.** 1933. An undescribed jack-rabbit, genus *Lepus* from Carmen Island, Gulf of California, Mexico. *Proceedings of the Biological Society of Washington* 46:37–38.
- CERVANTES F. A., S. T. ÁLVAREZ-CASTAÑEDA, B. VILLA, C. LORENZO, Y J. VARGAS.** 1996. Natural History of the Black Jackrabbit (*Lepus insularis*) from Espiritu Santo Island, Baja California Sur, Mexico. *The Southwestern Naturalist* 4:186–189.
- CERVANTES, F. A., C. LORENZO, Y J. VARGAS.** 1999. Familia Leporidae. Pp. 199–237 in *Mamíferos del Noroeste de México* (Álvarez-Castañeda, S. T., y J. Patton, eds.). Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste. La Paz, México.
- CERVANTES F. A., A. ROJAS-VILORIA, C. LORENZO, Y S. T. ÁLVAREZ-CASTAÑEDA.** 1999-2000. Chromosomal differentiation between the jackrabbits *Lepus insularis* and *Lepus californicus* from Baja California Sur, Mexico. *Revista Mexicana de Mastozoología* 4:41–53.
- CORTÉS-CALVA, P., J. P. GALLO-REYNOSO, J. DELGADILLO-RODRÍGUEZ, C. LORENZO, Y S. T. ÁLVAREZ-CASTAÑEDA.** Aceptado. The effect of feral dogs and other alien species in native mammals. *Natural Areas Journal*.
- DANIEL, A., J. HOLECHEK, R. VALDEZ, A. TEMBO, L. SAIWANA, M. FUSCO, Y M. CARDENAS.** 1993. Jackrabbit densities on fair and good condition Chihuahuan Desert range. *Journal of Range Management* 46:524–528.
- DONLAN, C. J., J. KNOWLTON, F. D. DANIEL, Y N. BIAVASCHI.** 2005. Nested communities, invasive species and Holocene extinctions: evaluating the power of a potential conservation tool. *Oecologia* 145:475-485.
- FLUX, J. E. C., Y R. ANGERMANN.** 1990. The hares and jackrabbits. Pp. 61–94 in *Rabbits, hares and pikas. Status survey and Conservation Action Plan* (Chapman, J. A., y J. E. C. Flux, eds.). International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources, Gland, Suiza.
- GARCÍA, E.** 1981. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana). Edición de E. García impresa en Talleres Larios. Ciudad de México, México.
- INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA, GEOGRAFÍA E INFORMÁTICA (INEGI).** 2005. Anuario estadístico estatal. Baja California, México.
- INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE (IUCN).** 2011. The IUCN red list of threatened species. Version 2011.2. <<http://www.iucnredlist.org>>. Accessed 6 Dec 2011.
- KREBS, C. J.** 2001. *Ecology: the experimental analysis of distribution and abundance*. Quinta edición, Benjamin Cummings. San Francisco, EE.UU.

- LORENZO, C., O. RETANA GUIASCÓN, F. A. CERVANTES, J. VARGAS, Y G. L. PORTALES.** 2000. Status survey of the critically endangered *Lepus flavigularis*. Final Report to the Chicago Zoological Society. El Colegio de la Frontera Sur. San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México.
- LORENZO, C., S. T. ÁLVAREZ-CASTAÑEDA, P. CORTÉS-CALVA, M. DE LA PAZ, Y J. E. BOLAÑOS.** 2010. Status of an invading mainland jackrabbit on Cerralvo Island, Gulf of California. *Western North American Naturalist* 70:249–251.
- LORENZO, C., S. T. ÁLVAREZ-CASTAÑEDA, Y J. VÁZQUEZ.** 2011. Conservation status of the threatened, insular San Jose brush rabbit (*Sylvilagus mansuetus*). *Western North American Naturalist* 71:10–16.
- MCCHESNEY, G. J., Y B. R. TERSHY.** 1998. History and status of introduced mammals and impacts to breeding seabirds on the California channel and northwestern Baja California Islands. *Colonial Waterbirds* 21:335–347.
- MOCTEZUMA BARRAGÁN, J., Y M. SERRATO TEJEDA (COORDS.).** 1988. Islas del Golfo de California. Secretaría de Gobernación y Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.
- NELSON, E. W.** 1909. The rabbits of North America. *North American Fauna* 29:1–314.
- RAMÍREZ-SILVA, J. P., F. X. GONZÁLEZ-CÓZATL, E. VÁZQUEZ-DOMÍNGUEZ, Y F. A. CERVANTES.** 2010. Phylogenetic position of Mexican jackrabbits within the genus *Lepus* (Mammalia:Lagomorpha): a molecular perspective. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 81:721–731.
- RIOJA, T., C. LORENZO, E. NARANJO, L. SCOTT, Y A. CARRILLO-REYES.** 2011. Breeding and parental care in the endangered Tehuantepec jackrabbit (*Lepuflavigularis*). *Western North American Naturalist* 71:56-66.
- SECRETARÍA DE 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 en riesgo. Diario Oficial de la Federación, Segunda Sección, págs. 1-78, Jueves 30 de Diciembre. Ciudad de México, México.
- SMITH, A.** 2008. Conservation of endangered lagomorphs. Pp. 297–315 in *Lagomorph Biology: Evolution, Ecology, and Conservation* (Alves, P. C., N. Ferrand, y K. Hackländer, eds.). Springer-Verlag Berlin Heidelberg, Alemania.
- THOMAS, H. H., Y T. L. BEST.** 1994. *Lepus insularis*. *Mammalian Species* 465:1–3.
- ZARZA-VILLANUEVA, H.** 2006a. Ficha técnica de *Lepus californicus sheldoni*. In *Los mamíferos mexicanos en riesgo de extinción según el PROY-NOM-059-ECOL-2000* (Medellín, R., comp.). Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos SNIB-CONABIO. Proyecto No. W005. Ciudad de México, México.
- ZARZA-VILLANUEVA, H.** 2006b. Ficha técnica de *Lepus californicus magdalenae*. In *Los mamíferos mexicanos en riesgo de extinción según el PROY-NOM-059-ECOL-2000* (Medellín, R., comp.). Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos SNIB-CONABIO. Proyecto No. W005. Ciudad de México, México.

ZARZA-VILLANUEVA, H. 2006c. Ficha técnica de *Lepus insularis*. In Los mamíferos mexicanos en riesgo de extinción según el PROY-NOM-059-ECOL-2000 (Medellín, R., comp.). Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos SNIB-CONABIO. Proyecto No. W005. Ciudad de México, México.

Sometido: 4 de mayo de 2012

Revisado: 1 de agosto de 2012

Aceptado: 13 de agosto de 2012

Editor asociado: Sergio Ticul Álvarez Castañeda

Diseño gráfico editorial: Gerardo Hernández

Comparación del esmalte dental de los molariformes en las liebres mexicanas

Adriana Romero-Palacios^{1,2*} y Fernando A. Cervantes²

Abstract

At this time there is no hypothesis of kinship in Mexican hares based on a comparison of the molariform tooth enamel, which represent valuable of information for systematic purposes, used to describe fossil and extant species. We describe the patterns of the enamel of five species of hares using the second and third upper premolars and third lower premolar. The enamel pattern was identified and described using a microscope and reference photographs. The enamel pattern was compared among species and informative characters were identified or recognized, in order to discriminate species. We also found that the third lower upper molar and the second upper premolar were the most useful teeth to better discriminate the species. It was found that *L. insularis* is closer to *L. californicus*, they share a simple enamel pattern, while *L. alleni* shows a complex pattern in number of folds and forms, and is more similar to *L. callotis* and *L. flavigularis*. It was concluded that these characters distinguish the pattern of tooth enamel, which generally shows little variation within the species, but more significantly among species.

Key words: dental characters, dental variability, hares, *Lepus alleni*, *L. californicus*, *L. callotis*, *L. flavigularis*, *L. insularis*, premolars.

Resumen

A la fecha no existen hipótesis de las relaciones de parentesco basadas en la comparación del esmalte dental de los molariformes en liebres mexicanas, mismos que representan elementos informativos para fines sistemáticos, con los cuales se han descrito especies fósiles y actuales. Se describieron los patrones del esmalte de las cinco especies de liebres de México utilizando los premolares superiores dos y tres e inferior tres de ejemplares adultos. Se identificó y describió la variación del esmalte a través de observaciones en el microscopio estereoscópico y fotografías de referencia. Se comparó entre las especies y se identificaron los patrones del esmalte, además de los caracteres más informativos y variables que nos pudieran ayudar a discriminar entre especies. Se encontró que los premolares más variables y que ayudan a discriminar mejor a las especies fueron el premolar tres inferior y el dos superior. También que *L. insularis* es más parecida

¹Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Liga Periférico - Insurgentes Sur 4903, Distrito Federal, México 14010. E-mail: aromero@conabio.gob.mx

²Colección Nacional de Mamíferos, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Avenida Universidad 3000, Distrito Federal, México 04510. E-mail: fac@ibilogia.unam.mx

* Corresponding author

a *L. californicus* ya que presenta un patrón de esmalte dental simple, mientras que *L. alleni* presenta un patrón complejo en cuanto al número de pliegues y formas, y más parecido al complejo de *L. callotis* y *L. flavigularis*. Los caracteres del esmalte dental muestran en general, poca variación dentro de las especies, aunque es significativa entre especies.

Palabras clave: caracteres dentales, *Lepus alleni*, *L. californicus*, *L. callotis*, *L. flavigularis*, *L. insularis*, liebres, premolares, variabilidad dental.

Introducción

El género de liebres, *Lepus*, es considerado evolutivamente conservador, aunque ecológicamente representa el extremo de la especialización cursorial en el orden Lagomorpha. La diversidad de liebres en Norteamérica es mucho menor que la del género de los conejos (*Sylvilagus*) y a diferencia de éstos son más generalistas en sus hábitos. Las liebres normalmente se encuentran en áreas de menor cobertura vegetal; por lo tanto, les permite tener una mayor insolación y visibilidad en terrenos planos, además de que resisten condiciones críticas de sequía (Cervantes *et al.* 1999; ver en este volumen el artículo de Carrillo-Reyes *et al.* 2012). De acuerdo con las calibraciones del reloj molecular, la radiación evolutiva de las liebres coincide con la dominancia de los pastizales, los cuales favorecieron el desarrollo de las crías precoces y las adaptaciones cursoriales necesarias para un hábitat abierto, como el aumento del tamaño del cuerpo y las fuertes patas posteriores (Corbet 1983; Yamada *et al.* 2002).

Aunque la representación del género *Lepus* es amplia en el mundo, no ocurre así en Centroamérica ni en América del Sur, siendo *Lepus flavigularis* la especie con la distribución más sureña en el Continente Americano. Las especies presentes en México son la liebre antílope (*Lepus alleni*), la liebre de cola negra (*Lepus californicus*), la liebre torda (*Lepus callotis*), la liebre tropical (*Lepus flavigularis*) y la liebre negra (*Lepus insularis*). Las tres últimas son exclusivas de México (Romero y Velázquez 1994).

A la fecha existen diversos estudios para la identificación taxonómica de las especies de liebres, pero todos relativos a la morfología externa y las medidas convencionales, tanto del cuerpo como del cráneo. Lo mismo ocurre con los estudios filogenéticos, que además de utilizar los caracteres morfológicos, utilizan también los moleculares y genéticos (Ramírez-Silva *et al.* 2010). Hasta ahora son pocos los estudios que contemplan caracteres dentales para dichos fines, y los existentes son estudios de organismos fósiles y actuales, que además, han mostrado ser una herramienta valiosa para fines taxonómicos, aunado al bajo costo que representan.

Desde el inicio de su historia evolutiva, se estableció en los lagomorfos un patrón dental básico, que al igual que el esqueleto postcraneal, ha permanecido morfológicamente estable. En los lepóridos (conejos y liebres), los principales cambios en la morfología dental como la hipsodontia, la molarización y las raíces abiertas, fueron completados en el Mioceno Tardío. Muchas de estas modificaciones son las que conciernen a los patrones de esmalte de las superficies oclusales (Hibbard 1963; Sych y Sych 1977). Por ejemplo, la presencia o la ausencia de reentrantes, las islas de esmalte, la presencia de cemento rellenando los reentrantes, además de la extensión y el grosor de las crenulaciones o pliegues.

En la práctica general, las relaciones filogenéticas entre los lepóridos usualmente estuvieron basadas en las características del tercer premolar inferior (Dice 1929; Hibbard 1963). Por ser el premolar con más amplia variabilidad morfológica, se ha utilizado en estudios paleontológicos con especies de conejos y liebres, lo cual ha ayudado a diferenciarlos a nivel de género (Hibbard 1963). La descripción de las principales diferencias en los premolares se ha observado en los tres géneros de lepóridos presentes en México (*Lepus*, *Sylvilagus* y *Romerolagus*; Velázquez 2004).

A pesar del avance en el conocimiento de la evolución de los lagomorfos, existe aún controversia acerca de las relaciones entre las liebres mexicanas. Por un lado, algunos estudios morfológicos (Anderson y Gaunt 1962; Stoner *et al.* 2003) y moleculares (González-Cóztatl 1999; Halanych *et al.* 1999; Ramírez-Silva *et al.* 2010) concuerdan con que las especies de “costado blanco”, es decir *L. alleni*, *L. callotis* y *L. flavigularis*, son especies hermanas. Por el otro lado, estudios genéticos y morfológicos proponen como especies hermanas a *L. californicus*, *L. callotis* y *L. flavigularis* (Dixon *et al.* 1983; Cervantes y Lorenzo 1997; Cervantes *et al.* 2002; Lorenzo *et al.* 2003).

La liebre negra *L. insularis* es abordada únicamente en dos estudios moleculares y se observa en una relación parafilética con *L. californicus* (González-Cóztatl 1999; Ramírez-Silva *et al.* 2010). Es necesario entonces buscar un consenso que tome en cuenta tanto los estudios morfológicos como los moleculares para lograr inferencias filogenéticas más robustas (“evidencia total”; Stoner *et al.* 2003).

Una de las pruebas más usadas para identificar la filogenia de los grupos, sobre todo en fósiles, han sido los caracteres del patrón de esmalte del premolar inferior tres (P_3) y del premolar superior dos (P^2 ; Fig. 1).

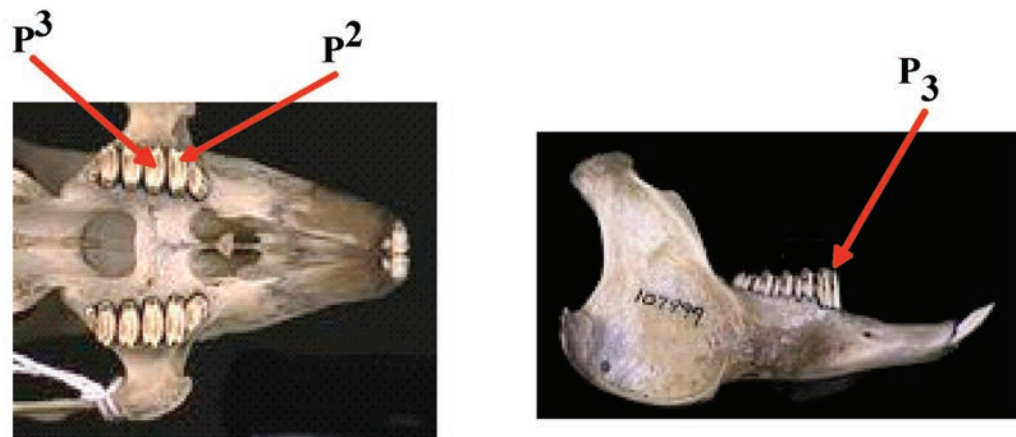


Figura 1. Ubicación de los premolares más utilizados para fines taxonómicos, P^3 = premolar superior tres, P^2 = premolar superior dos y P_3 = premolar inferior tres.

Estos criterios se consideran entre los elementos dentales informativos para propósitos taxonómicos y sistemáticos aplicables también a especies y géneros actuales (Dice 1929; Dalquest *et al.* 1989; White 1991; Suchentrunk *et al.* 2000). Debido a la difícil preservación de los cráneos completos en el registro fósil, el P_3 es probablemente el más utilizado para el estudio de la filogenia de los lagomorfos (Hibbard 1963). Las variaciones dentales importantes incluyen la presencia o ausencia de pliegues o muescas de esmalte, el grosor del esmalte, así como la forma de las ranuras y la extensión del plegamiento de la pared de esmalte principalmente (Dalquest *et al.* 1989; Fig. 2).

La variación en las superficies oclusales o masticadoras son elementos suficientes para la identificación de estas especies y ha sido usada para distinguir especies fósiles de conejos y liebres y géneros actuales (Dalquest 1979), además de que pudieran ayudar a revelar sus relaciones filogenéticas. De hecho, White (1984) argumenta que el patrón de esmalte del P^2 y del P_3 es útil para distinguir entre especies de *Lepus* y *Sylvilagus* o entre especies de *Lepus* fósiles. Sin embargo, la morfología y microanatomía de las piezas dentales han sido poco estudiadas (Dalquest *et al.* 1989), sobre todo en las liebres, pues solamente se han estudiado los detalles de las características del esmalte dental para lagomorfos mexicanos en un trabajo del género *Sylvilagus* (Ruedas 1998).

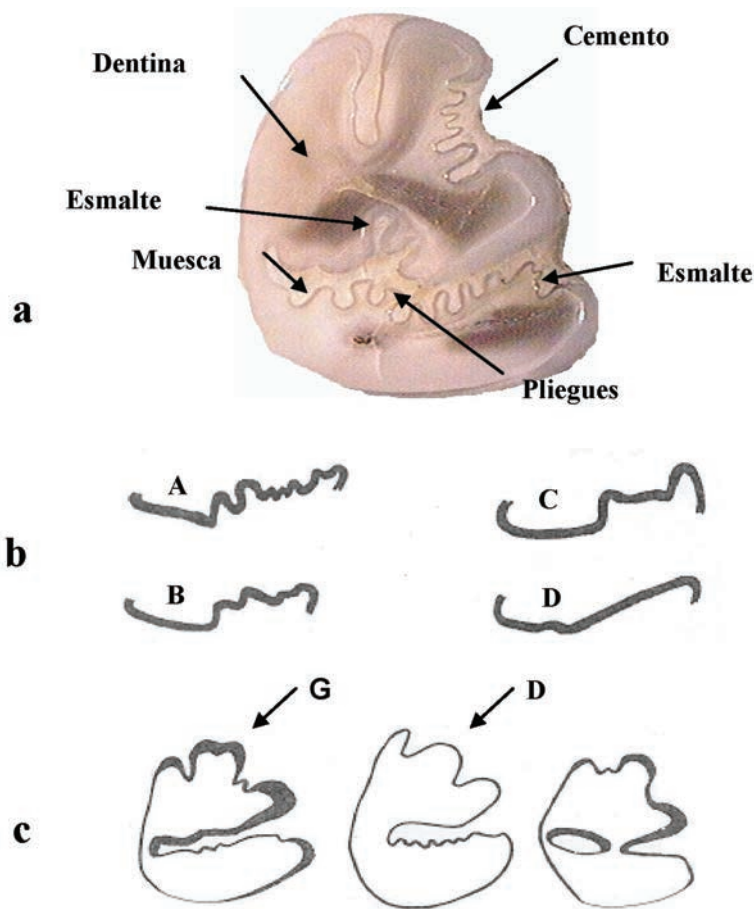


Figura 2. Características de patrones dentales: a) Composición de un premolar, b) Diferencias en los patrones de crenulación, en donde A = Fuerte, B = Moderada, C = Simple y D = Nula. c) Grosor de esmalte de las superficies oclusales, G = Grueso y D = Delgado (Dalquest *et al.* 1989).

Este trabajo, por lo tanto, pretende encontrar diferencias en los patrones de esmalte dental entre las cinco especies de liebres mexicanas. Lo que permitirá distinguir a cada una de ellas, y permitiría en un futuro brindar información acerca de sus relaciones de parentesco.

Material y Métodos

Trabajo en la colección. Se examinaron tres tipos de dientes premolares, el tercer premolar inferior (P_3) y el segundo y tercer premolar superior (P^2 y P^3) de las cinco especies de liebres de México. Todos los dientes se extrajeron del lado derecho para evitar asimetría y fueron siempre de ejemplares adultos, mismos que fueron identificados

de acuerdo con la coloración del pelaje y longitud total de los ejemplares, para conservar un grado de desgaste similar y procurando que pertenecieran a la misma localidad, para evitar diferencias en el esmalte dental por el tipo de alimentación. Se analizaron un total de 225 dientes de 75 ejemplares de las cinco especies de liebres presentes en México. Todos los ejemplares se encuentran depositados en la Colección Nacional de Mamíferos (CNMA) del Instituto de Biología de la UNAM, solamente un ejemplar de *L. alleni* pertenece al Museo de Zoología de la Facultad de Ciencias, UNAM.

Trabajo de laboratorio. Se extrajeron las piezas dentales de mandíbulas y maxilas de los ejemplares de colección, con la ayuda de pinzas, después de haber sido calentada con gotas de agua caliente el área de los molariformes. Las piezas dentales se limpiaron y, en el Instituto de Geología de la UNAM, se pulieron las superficies oclusales con un disco metálico de desbaste y una lija de agua fina del número 600. Posteriormente, se utilizó una lija de agua del número 1500 para difuminar el rayado en los dientes, hasta lograr una forma plana de la superficie oclusal y no tener efecto de desgaste diferencial (Dalquest *et al.* 1989). Lo anterior se realizó para una mejor observación del patrón de esmalte en las fotos de referencia. Finalmente se observaron en el microscopio estereoscópico a un aumento de 2x para premolares más grandes como el P₃, 2.5x para el P³ y 3x para el premolar más pequeño, el P². Se obtuvieron fotos de referencia para observar las variaciones correspondientes en el programa Image-Pro Plus Versión 4.5.1 para PC.

Trabajo de gabinete. Se evaluaron 32 caracteres dentales descritos en trabajos anteriores (Ruedas 1998; Suchentrunk *et al.* 1994, 2000; Suchentrunk y Flux 1996), los cuales se muestran en el Apéndice 1, de igual manera que la nomenclatura utilizada, también propuesta por dichos autores. Además, se tomaron algunas medidas básicas de los dientes (White 1991) con una lente micrométrica en el microscopio estereoscópico, con un aumento de 5x, y se consultaron las medidas de Hulbert (1979). Lo anterior se llevó a cabo para hacer un análisis cuantitativo con las medidas asignadas a cuatro caracteres con sus estados respectivos: del pliegue reentrante mesial (PRM) y el pliegue reentrante posterior externo (PRPE) en el P₃ y del pliegue mesial lingual (PML) y pliegue mesial bucal (PMB) en el P₂ (Apéndices 1 y 2). Con lo anterior se identificaron y describieron los patrones y las variaciones del esmalte de los dientes para cada especie y se compararon entre ellas.

Resultados

Descripción de la forma de los premolares.

El P₃ se caracteriza por presentar tres reentrantes principales y un ángulo central. El lado lingual del premolar se caracteriza en la gran mayoría por ser completamente liso y unido siempre por un pequeño puente de cemento que varía poco en su grosor y que lo divide en dos (trigónido y talónido). El lado bucal tiene dos reentrantes y en la parte anterior solo uno, el cual puede variar en su longitud y forma.

El P² se caracteriza por ser un diente pequeño cuya forma está definida por tres reentrantes. Su forma es semicircular en la que resaltan dos bordes curvados sobre los lados lingual y bucal que definen la forma del diente. El P³ solamente presenta un reentrante que se ubica en la parte media del diente, el cual lo atraviesa a lo ancho. Sobre su lado lingual muestra una ondulación que resalta muy bien. La forma principal del diente da una apariencia rectangular.

Patrones de esmalte dental de las especies presentes en México. La descripción de los patrones de esmalte presentes en las liebres, se realizó tomando en cuenta únicamente los caracteres que mostraron mayor variabilidad entre las especies y que a su vez resultan más visibles. Se utilizaron como una herramienta que facilitara la discriminación entre las especies, sobre todo a los caracteres observados en el tercer premolar inferior (P_3 ; Arroyo-Cabrales y Polaco 2004; Figs. 3-7).

Lepus insularis. Baja California Sur: Isla Espíritu Santo, Zona Sur (CNMA: 17707, 17708, 17710-17712, 35553, 35554, 36770-36773, 37144-37147). En esta especie se observó el patrón de esmalte dental más simple en comparación con las otras especies de liebres mexicanas y, también resultó tener una variabilidad menor al interior de la especie (Fig. 3).

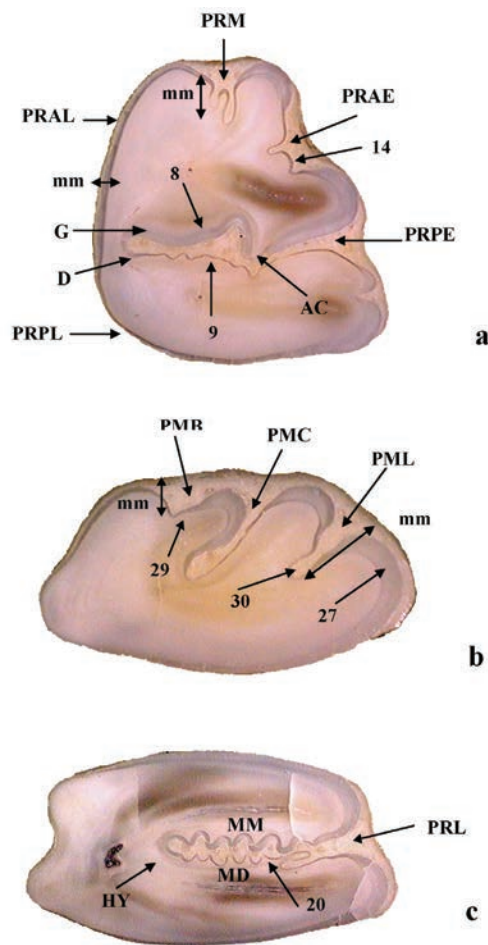


Figura 3. Características del esmalte dental de la liebre negra (*Lepus insularis*, ejemplar CNMA 35553). A) Caracteres dentales en P_3 : pliegue reentrante mesial (PRM), pliegue reentrante anterior lingual (PRAL), pliegue reentrante anterior externo (PRAE), pliegue reentrante posterior lingual (PRPL), pliegue reentrante posterior externo (PRPE), ángulo central (AC); b) Caracteres dentales en P_2 : pliegue mesial lingual (PML), pliegue mesial central (PMC), pliegue mesial bucal (PMB); c) Caracteres dentales en P_3 : pliegue reentrante lingual (PRL), HY (hypostria). Margen mesial (MM) y Margen distal (MD). Con (mm) se marcan las medidas hechas en los respectivos reentrantes del P_3 y P_2 .

En el P_3 se puede observar claramente un pliegue reentrante mesial (PRM) doble, llenado con cemento; el pliegue reentrante anterior externo (PRAE) también está relleno de cemento y con crenulación simple. El pliegue reentrante posterior externo (PRPE) separa al trigónido (parte anterior del diente) del talónido (parte posterior del diente), aunque no completamente. También tiene un ángulo central (AC) definido y un margen mesial (MM) del PRPE simple y de esmalte grueso (G), mientras que su margen distal (MD) es crenulado y de esmalte delgado (D). Asimismo, se encontró que, el P_2 presenta un pliegue mesial bucal (PMB) con una crenulación simple. Es evidente un pliegue mesial central

(PMC) con su eje inclinado buco-lingualmente y ligeramente crenulado. El pliegue mesial lingual (PML) se observa simple en cuanto a la crenulación se refiere, ya que solamente tiene un pliegue o crenulación en posición lingual. El P³ tiene un margen mesial (MM) moderadamente crenulado y con crenulaciones cortas, en cambio, el margen distal (MD) presenta crenulación fuerte y corta. El primero tiene un esmalte grueso (G) y el segundo es delgado (D). También se puede observar un pliegue distinto en la sección lingual inclinado y sobresaliente. Asimismo, el margen distal de la hypostria (HY), es la unión entre el margen mesial (MM) y el margen distal (MD) es crenulado (Fig. 3).

Lepus californicus (L. c. texianus). Durango: Mapimí, Reserva de la Biosfera Mapimí, 140 km NE (CNMA: 39954, 39955, 39957-39959, 40024-40026, 40028-40030, 40032-40035). Esta especie presenta en el P₃ un PRM simple; el PRAE está lleno de cemento y tiene crenulación fuerte (Fig. 4). El PRPE no separa completamente al trigónido del talónido y, tiene una crenulación moderada y esmalte grueso en el MM, mientras que su MD está fuertemente crenulado y el esmalte es delgado. También se puede observar un AC definido.

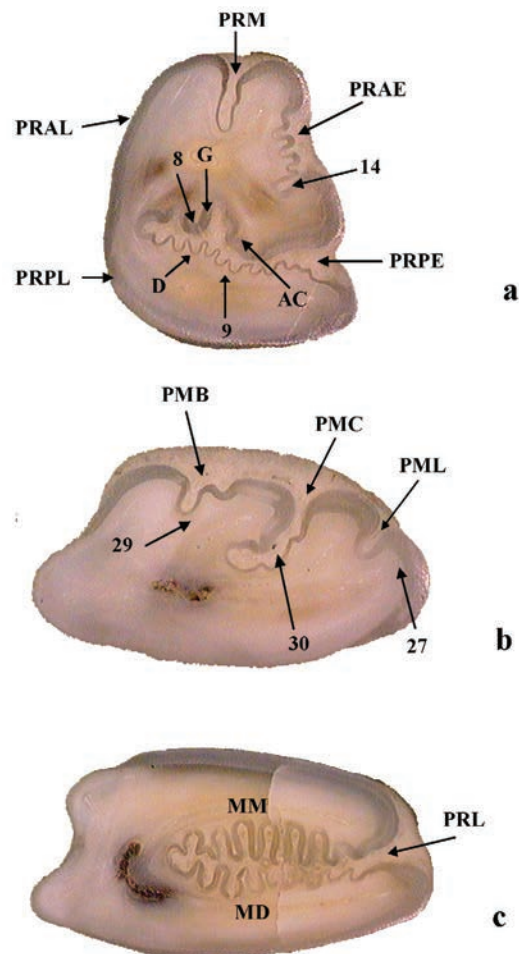


Figura 4. Características del esmalte dental de la liebre de cola negra (*Lepus californicus*, ejemplar CNMA 40034). Caracteres dentales (Ver. Fig. 3).

En el P² se tiene un PMB que puede presentarse simple o bifurcado. Se presenta un PMC con su eje inclinado buco-lingualmente y con crenulación definida fuerte. El PML se observa simple en cuanto a crenulación se refiere y solamente con un pliegue en posición

lingual. El P³ presenta un PRL con el MM fuertemente crenulado y con crenulaciones largas con el esmalte grueso al igual que el MD, pero éste con esmalte tanto grueso como delgado en muchos de los casos (Fig. 4).

Lepus callotis. Jalisco: Valle de Juárez, 8 km N, 6.5 km E. La Manzanilla de la Paz, 10 km NW, 2 km E. Guerrero: Iguala de la Independencia, 1 km E (CNMA: 8893, 19592, 19593, 27651, 27653, 27654, 27655, 27658, 29026-29027, 29036, 34847, 34849, 35221, 40122). Esta especie presenta en el P₃ un PRM simple; el PRAE está lleno de cemento y tiene crenulación fuerte (Fig. 5).

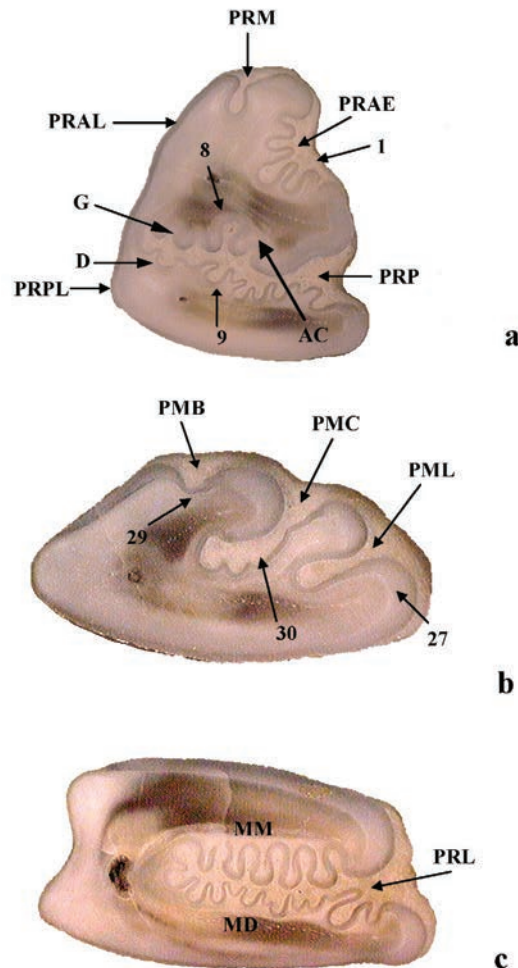


Figura 5. Características del esmalte dental de la liebre torda (*Lepus callotis*, ejemplar CNMA 27655). Caracteres dentales (Ver Fig. 3).

El PRPE no separa completamente al trigónido del talónido y, tiene una crenulación moderada y esmalte grueso en el MM, mientras que su MD está fuertemente crenulado y el esmalte es delgado. También se puede observar un AC definido. En el P² se tiene un PMB simple. Se presenta un PMC con su eje inclinado buco-lingualmente y con crenulación definida fuerte. El PML se observa simple en cuanto a crenulación se refiere y solamente con un pliegue en posición lingual. El P³ presenta un PRL con el MM fuertemente crenulado. Estas crenulaciones son largas, con el esmalte grueso. El MD en este caso tiene esmalte delgado y su crenulación es fuerte y corta (Fig. 5).

Lepus flavigularis. Oaxaca: San Francisco Ixhuatán, 16.6 km SE. San Francisco del Mar, Llano San Lorenzo, 8.9 km NW (CNMA: 17477, 34327, 34328, 34330, 34331, 34851,

34854, 37818-37821, 39934, 39993, 40189, 40191). Esta especie presenta en el P₃ un PRM simple; el PRAE está lleno de cemento, aunque no en su totalidad y presenta crenulación fuerte (Fig. 6). El PRPE no separa completamente al trigónido del talónido y, tiene una crenulación moderada y esmalte grueso en el MM, mientras que su MD está fuertemente crenulado y el esmalte es delgado. También se puede observar un AC definido. En el P² se tiene un PMB simple, pero profundo. Se presenta un PMC con su eje inclinado buco-lingualmente y con crenulación definida fuerte. El PML se observa bifurcado. El P³ presenta un PRL con el MM fuertemente crenulado y las crenulaciones son largas con el esmalte grueso. El MD en este caso con esmalte delgado y con crenulación fuerte y corta (Fig. 6).

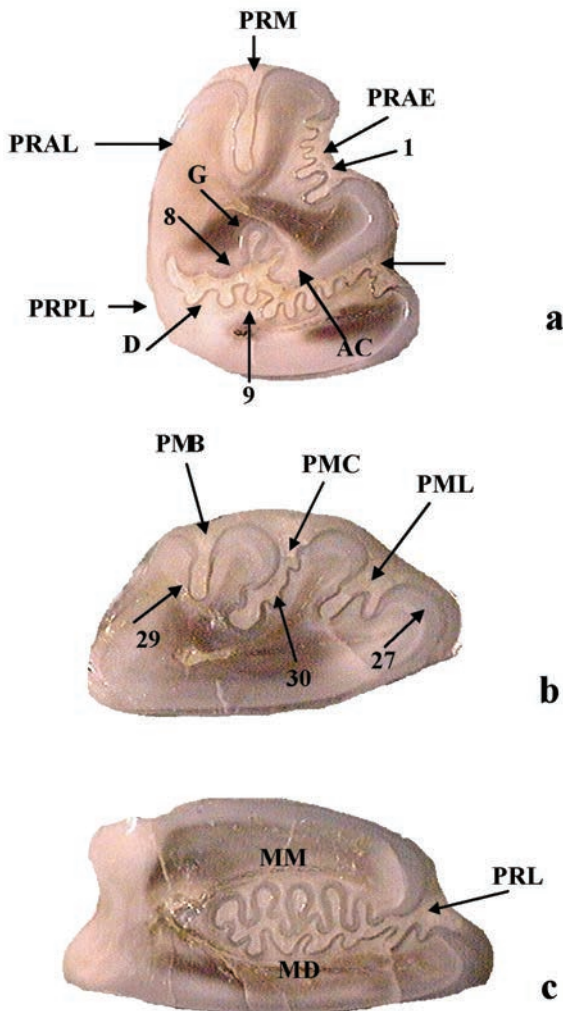


Figura 6. Características del esmalte dental de la liebre de Tehuantepec (*Lepus flavigularis*, ejemplar CNMA 37818). Caracteres dentales (Ver Fig. 3).

***Lepus alleni* (*L. a. alleni* y *L. a. tiburonensis*).** Sonora: Ures, Rancho de Agua de Romo, Potrero Mezquitalito. Guaymas, Rancho Noche Buena, 30 km NNW. Puerto Libertad, 38.4 km NE. Isla Tiburón, Punta Sur (CNMA: 3268, 3269, 6799, 6800, 12150, 12151, 18669, 24359-24364, 28528, MZFC: 39716). Esta especie presenta el patrón de esmalte dental más complejo y, además el tamaño de los dientes es también el más grande. En el P₃ posee un PRM fuertemente crenulado; el PRAE está lleno de cemento en su totalidad y con crenulación fuerte (Fig. 7). El PRPE separa casi completamente al trigónido del

talónido y, tiene una crenulación moderada y esmalte grueso en el MM, mientras que su MD está fuertemente crenulado y el esmalte es delgado. Se puede observar un AC definido aunque menos profundo. El P² presenta un PMB bifurcado. También se registró un PMC con su eje inclinado buco-lingualmente y con crenulación definida fuerte. El PML se observa simple. El P³ presenta un PRL con el MM fuertemente crenulado y estas son largas con el esmalte delgado. El MD en este caso con esmalte delgado y con crenulación fuerte y corta (Fig. 7).

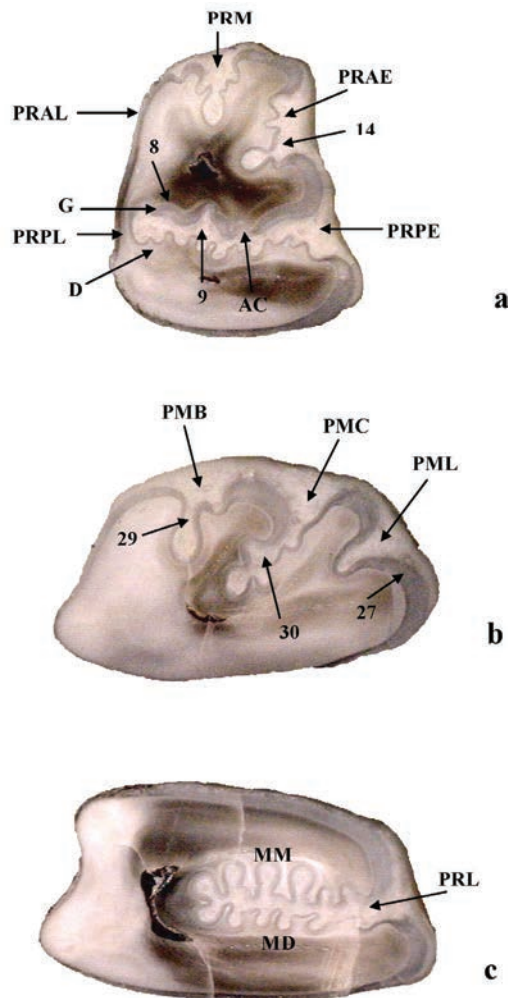


Figura 7. Características del esmalte dental de la liebre antilope (*Lepus alleni*, ejemplar CNMA 24362). Caracteres dentales (Ver Fig. 3).

Comparación de la variación dental entre especies.

De acuerdo con los caracteres utilizados y haciendo una comparación de los mismos entre las especies estudiadas, se encontró que *L. insularis* fue parecida a *L. californicus* ya que presenta un patrón de esmalte dental más simple que cualquier otra, es decir, que el número de sus reentrantes es menor y también menos crenulados. La variación del grosor del esmalte en estas dos especies tampoco es variable. *Lepus alleni* presenta un patrón particularmente complejo en cuanto al número de reentrantes y crenulaciones, el cual es más parecido al complejo de *L. callotis* y *L. flavigularis*.

Aunque es complicado determinar caracteres exclusivos que discriminen a cada una de las especies, debido a que se comparten en la mayoría o se presentan de manera muy similar, existen algunos ejemplos de particularidades como el caso de *L. callotis*.

Esta especie presenta dos caracteres (Pliegue Reentrantes Anterior Lingual-PRAL y un pliegue adicional extendido al mesial) no presentes en las otras liebres mexicanas, pero que si se han observado en liebres africanas y europeas (Suchentrunk *et al.* 1994, 2000; Suchentrunk y Flux 1996; Suchentrunk 2004). Para el caso particular de la liebre de Tehuantepec, *L. flavigularis* se observó que presenta un carácter poco común en las liebres en general, pero común en el conejo *Romerolagus diazi* (Velázquez 2004) y es una isla de esmalte en el trigónido.

Discusión

El premolar tres inferior (P_3) y el premolar dos superior (P^2) presentaron una mayor variedad de formas y patrones de esmalte, los cuales ayudaron a discriminar mejor a las especies. El premolar tres superior (P^3) es el diente más homogéneo en forma y en su patrón de esmalte. Los cambios estructurales que se observan en el P_3 , se presentan como nuevos reentrantes o cambios en el tamaño y la complejidad de los existentes.

La forma dental en los tres premolares no presenta diferencias en el género *Lepus*; sin embargo, el tamaño puede variar entre las especies. La especie con los dientes de mayor tamaño es *L. alleni*, lo que coincide con que es la especie de mayor tamaño presente en el territorio mexicano, seguida de *L. flavigularis* y *L. callotis*, mientras que las especies que presentan los premolares más pequeños son *L. insularis* y *L. californicus*.

La variación de la morfología de los cráneos de lepóridos con la edad ha sido escasamente estudiada, aún menos la de la morfología dental. En general, es difícil decidir si se trata de un ejemplar pequeño o si es un individuo juvenil basándonos en estas características. Sin embargo, en algunos organismos juveniles el ancho del P_3 en su superficie oclusal, es menor que en la base de la corona, por lo que se propone que este patrón sea estudiado más adelante en organismos adultos, sobre todo si pensamos que los dientes en lepóridos son de crecimiento continuo.

Por otro lado, el grosor del esmalte en el perímetro del diente, en algunos ejemplares del P_3 , luce usualmente definido; sin embargo, el grosor del esmalte, sobre todo en especímenes adultos es variable y no parece ser significativo para determinar la edad o para propósitos taxonómicos (White 1991). Al contrario, Robinson (1986) discute sobre la idea de que la variación en el patrón de los dientes podría reflejar un componente de la edad, con base en estudios realizados en dientes incisivos, en donde los dientes de los adultos muestran un patrón más complicado, mismo que no está presente en individuos juveniles.

Una prueba que se realizó en el presente estudio, relativo a la variación del patrón dental debido a la edad, fue con un ejemplar de *L. alleni* que al momento de desbastar el premolar superior dos se rompió por la mitad. Después de desbastados, se pulieron las dos caras, una fue la superficie oclusal y la otra la superficie rota de diente, y se observaron con el microscopio estereoscópico para probar si existía variación del patrón que resultara visible en las dos secciones, con la predicción de que el pedazo que estaba pegado a la mandíbula o maxila, mostraría el patrón de esmalte que un organismo juvenil podría estar presentando. El resultado fue que ambos pedazos presentaban el mismo patrón de esmalte, aunque es posible que se tuvieran que hacer más ensayos para responder a esto de manera certera.

Los estudios realizados en liebres de la India (*L. nigricollis*; Suchentrunk 2004), en los cuales existe una alta variabilidad intraespecífica en los caracteres oclusales, han sugerido realizar ensayos cuantitativos con los mismos caracteres. Estos datos resultan ser particularmente valiosos si los factores ambientales tienen solamente una influencia menor en esta variabilidad. Los estudios realizados con liebres europeas y africanas (*L. capensis* y *L. nigricollis*, respectivamente; Suchentrunk *et al.* 2000), indican que la influencia filogenética es de mayor peso que las causas ecogenéticas de esa variabilidad, lo que sugiere que hay una alta estabilidad en los caracteres dentales en diferentes linajes de liebres sin importar la gran variación de condiciones ambientales. Estas especies de liebres se encuentran cercanas geográficamente y presentan caracteres que no en todas las liebres mexicanas se pudieron observar. Por lo tanto, estas variaciones aunque pueden ser debidas a modificaciones por causas ecológicas, se puede decir que están fuertemente soportadas por causas genéticas.

Es importante señalar que *L. insularis* y *L. californicus* son similares en lo que se refiere al patrón dental, ya que poseen el patrón de esmalte más sencillo. A su vez, el aislamiento que ha tenido la liebre negra (*L. insularis*) en la Isla Espíritu Santo en el Golfo de California, ha provocado que su patrón dental sea muy conservador o poco variable. Es necesario recordar también los estudios morfológicos (Anderson y Gaunt 1962; Stoner *et al.* 2003) que concuerdan con que las especies del “lado blanco”, es decir *L. callotis*, *L. flavigularis* y *L. alleni* son especies cercanamente emparentadas; esta hipótesis en el presente trabajo también es apoyada, ya que las tres especies presentan un patrón de esmalte más complejo, lo que las pudiera sugerir como especies cercanamente relacionadas. Otros estudios de tipo genético y morfológico (Dixon *et al.* 1983; Cervantes y Lorenzo 1997; Cervantes *et al.* 2002; Lorenzo *et al.* 2003) proponen como especies emparentadas a *L. californicus*, *L. callotis* y *L. flavigularis*. Por último, estudios moleculares (González-Cózatl 1999; Halanych *et al.* 1999 y Ramírez-Silva *et al.* 2010), indican que las especies más cercanas entre sí son *L. alleni*, *L. californicus* y *L. callotis*. Esto también parece estar soportado con los patrones dentales que se presentan en estas tres especies.

Los patrones de esmalte utilizados permite diferenciar a las especies, aunque existe poca variación dental dentro de *L. insularis*, *L. californicus* y *L. flavigularis*, no ocurre lo mismo con *L. callotis* y *L. alleni*. Además, este tipo de caracteres se proponen como caracteres novedosos que podrían utilizarse como apoyo para posteriores estudios acerca de las relaciones filogenéticas de estos lepóridos. Esta metodología en algunos casos podría identificar especies de procedencia desconocida donde no estén disponibles características craneales o de pelaje, por ejemplo.

La toma de medidas para la obtención de caracteres cuantitativos que pudieran aportar información en la discriminación de las especies parece ser de poca ayuda, ya que las diferencias entre las especies en el promedio obtenido para cada medida son pocas, por lo que no se consideraron como significativas (Apéndice 2); sin embargo, las medidas obtenidas en el P₃ indican que *L. insularis* es la que presenta premolares más pequeños en comparación con el resto de las especies de liebres. Esto además apoya la idea de que el P₃ es el premolar más informativo para fines taxonómicos, es decir, es el que tiene mayor variación en tamaño y forma entre las cinco especies de liebres. Por

esta poca variación hallada en las medidas, se tendría que analizar la idea de incluir este tipo de caracteres de tipo cuantitativo.

Es importante hacer mención del valor de la obtención este tipo de información de especies como *L. flavigularis* y *L. insularis*, especies endémicas de nuestro país y de distribución restringida; la primera de distribución insular y poco estudiada, y la segunda además en peligro de extinción ya que sus poblaciones y hábitat están siendo disminuidas significativamente debido al incremento en los asentamientos humanos, actividades indiscriminadas de uso del suelo, y por excesiva cacería de la que ha sido objeto. Sin duda, estos resultados pueden ayudar al conocimiento de estas especies y para realizar trabajos filogenéticos posteriores. Aunado a esto se puede abrir paso para la aplicación de esta herramienta con otras especies de mamíferos de manera formal.

Agradecimientos

Al personal de la Colección Nacional de Mamíferos (CNMA), Instituto de Biología, UNAM. A S. Cevallos Ferríz y al Lab. E. Ortiz Montejo del Instituto de Geología, UNAM, por su ayuda en la preparación del material. A G. Pérez Ponce de León del Instituto de Biología, UNAM, por facilitarnos el microscopio estereoscópico y el programa para la toma de las fotografías. A E. López-Medrano y a tres revisores anónimos por las importantes aportaciones y correcciones al manuscrito.

Referencias

- ANDERSON, S., y A. S. GAUNT. 1962. A Classification of the White-sided Jack Rabbits of Mexico. *American Museum Novitates* 2088:1-16.
- ARROYO-CABRALES J., y O. J. POLACO. 2004. Los lagomorfos fósiles de México. Pp. 83-100 in *Homenaje a la Trayectoria Mastozoológica de José Ramírez Pulido* (Castro-Campillo, A., y J. Ortega, eds.). Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa. Ciudad de México, México.
- CARRILLO-REYES, A., C. LORENZO, T. RIOJA, E. NARANJO, y M. PANDO. 2012. Uso de hábitat de la liebre en peligro de extinción, *Lepus flavigularis*: implicaciones para su conservación. *Therya* 3:113-125.
- CERVANTES, F. A., y C. LORENZO. 1997. Morphometric differentiation of rabbits (*Romerolagus* and *Sylvilagus*) and Jackrabbits (*Lepus*) of Mexico. *Gibier Faune Sauvage, Game Wildlife* 14:405-425.
- CERVANTES, F. A., C. LORENZO, y J. VARGAS. 1999. Familia Leporidae. Pp. 199-237 in *Mamíferos del Noroeste de México* (Álvarez-Castañeda, S. T., y J. L. Patton, eds.). Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C. México.
- CERVANTES, F. A., C. LORENZO, y T. L. YATES. 2002. Genetic variation in population of Mexican lagomorphs. *Journal of Mammalogy* 83:1077-1086.
- CORBET, G. B. 1983. A review of classification in the family Leporidae. *Acta Zoologica Fennica* 174:11-15.
- DALQUEST, W. W. 1979. Identification of genera of American rabbits of Blancan Age. *The Southwestern Naturalist* 24:275-278.
- DALQUEST, W. W., F. B. STRANGL, y J. V. GRIMES. 1989. The third lower premolar of the cottontail, genus *Sylvilagus*, and its value in the discrimination of three species. *The American Midland Naturalist* 121:293-301.

- DICE, L. R.** 1929. The phylogeny of the Leporidae, with description of a new genus. *Journal of Mammalogy* 10:340-344.
- DIXON, K. R., J. A. CHAPMAN, G. R. WILLNER, D. E. WILSON, Y W. LOPEZ-FORMENT.** 1983. The New World jackrabbits and hares (genus *Lepus*). 2. Numerical taxonomic analysis. *Acta Zoologica Fennica* 174:53-56.
- GONZÁLEZ-CÓZATL, F. X.** 1999. Molecular Systematics of the Genus *Lepus* in North America (Mammalia: Lagomorpha). Tesis de doctorado. Departamento de Zoología, Brigham Young University, Utha, EE.UU.
- HALANYCH, K. M., J. DEMBOSKI, B. VAN VUUREN, D. KLEIN, Y J. COOK.** 1999. Cytochrome b Phylogeny of North American Hares and Jackrabbits (*Lepus*, Lagomorpha) and the Effects of Saturation in Outgroup Taxa. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 11:213-221.
- HIBBARD, C. W.** 1963. The origin of the P₃ pattern of *Sylvilagus*, *Caprolagus* and *Lepus*. *Journal of Mammalogy* 44:1-15.
- HULBERT, R. C.** 1979. Linear discriminant analysis and variability of Pleistocene and Holocene Leporidae of Texas. Tesis Doctoral. The University of Texas at Austin. Texas, EE.UU.
- LORENZO, C., F. A. CERVANTES, Y J. VARGAS.** 2003. Chromosomal relationships among three species of jackrabbits (*Lepus*: Leporidae) from Mexico. *Western North America Naturalist* 63:11-20.
- RAMÍREZ-SILVA, J. P., F. X. GONZÁLEZ-CÓZATL, E. VÁZQUEZ-DOMÍNGUEZ, Y F. A. CERVANTES.** 2010. Phylogenetic position of Mexican jackrabbits within the genus *Lepus* (Mammalia:Lagomorpha): a molecular perspective. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 81:721-731.
- ROBINSON, T. J.** 1986. Incisor morphology as an aid in the systematics of the South African Leporidae (Mammalia: Lagomorpha). *South African Journal of Zoology* 21:297-302.
- ROMERO, F. J., Y A. VELÁZQUEZ.** 1994. El conejo zacatuche. Tan lejos de Dios y tan cerca de la ciudad de México. Instituto Nacional de Ecología y Consejo Nacional de la Fauna. Ciudad de México, México.
- RUEDAS, L. A.** 1998. Systematics of *Sylvilagus* Gray, 1867 (Lagomorpha: Leporidae) from Southwestern North America. *Journal of Mammalogy* 79:1355-1378.
- SYCH, L., Y B. SYCH.** 1977. Serial Tooth Homology in Ontogeny and Evolution of the Third Lower Premolar in Lagomorphs. *Folia Biologica* 25:382-389.
- STONER, C. J., O. R. P. BININDA-EMONDS, Y T. CARO.** 2003. The adaptative significance of coloration in lagomorphs. *Biological Journal of the Linnean Society* 79:309-328.
- SUCHENTRUNK, F., R. WILLING, Y G. B. HARTL.** 1994. Non-metrical polymorphism of the first lower (P₃) in Australian brown hares (*Lepus europaeus*): a study on regional differentiation. *Journal of Zoology* 323:79-91.
- SUCHENTRUNK, F., Y J. E. C. FLUX.** 1996. Minor dental traits in East African Cape hares and Savanna hares (*Lepus capensis* and *Lepus victoriae*): A study of intra- and interspecific variability. *Journal of Zoology* 238:495-511.
- SUCHENTRUNK, F., P. U. ALKON, R. WILLING, Y Y. YOM-TOV.** 2000. Epigenetic dental variability of Israeli hares (*Lepus* sp.): ecogenetic or phylogenetic causation?. *Journal of Zoology* 252:503-515.

- SUCHENTRUNK, F.** 2004. Phylogenetic relationships between Indian and Burmese hares (*Lepus nigricolis* and *L. peguensis*) inferred from epigenetic dental characters. *Mammalian Biology* 69:28-45.
- VELÁZQUEZ, J.** 2004. Variación dental en tres especies de conejos silvestres (*Sylvilagus audubonii*, *S. cunicularius* y *S. floridanus*). Tesis de Licenciatura. Escuela de Biología. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, Puebla. México.
- WHITE, J. A.** 1984. Late Cenozoic Leporidae (Mammalia: Lagomorpha) from the Anza-Borrego Desert, Southern California. *Special Publication Carnegie. Museum of Natural History* 9:41-57.
- WHITE, J. A.** 1991. North American Leporinae (Mammalia: Lagomorpha) from Late Miocene (Claredonian) to Latest Pliocene (Blancan). *Journal of Vertebrate Paleontology* 11:67-89.
- YAMADA, F., M. TAKAKI, Y H. H. SUSUKI.** 2002. Molecular Phylogeny of Japanese Leporidae, the Amami rabbit *Pentalagus furnessi*, the Japanese hare *Lepus brachyurus*, and the mountain hare *Lepus timidus*, inferred from mitochondrial DNA sequences. *Genes Genetic Systematics* 77:107-11.

Sometido: 21 de abril de 2012

Revisado: 4 de junio de 2012

Aceptado: 9 de agosto de 2012

Editor asociado: Consuelo Lorenzo

Diseño gráfico editorial: Gerardo Hernández

El contexto geográfico de los lagomorfos de México

Alejandro Velázquez^{1*}

Abstract

Mexican lagomorphs (15 species) represent part of Mexico's natural heritage which invoke contrasting perceptions. On the one side, some species are granted as threatening of ecological disturbances due to its versatility and adaptation to man-made changes. On the other, a number of species are highly threatened and some at the verge of extinction. The present paper analyses conjointly, biogeographic and ecological distribution patterns in connection with potential strategic local stakeholders who may turn allies to implement manipulation and conservation of lagomorph's populations. The geographic approach allowed simultaneous use of geospatial, social and ecological data bases. These were needed to delineate critical territories for this Mexican mammalian order.

Results pinpoint eight critical territories covering over one million hectares to ensure long term survival of these 15 lagomorph's species. The immediate challenge is to guide the performance of these critical territories into sustainable practices. This task has to be conducted under the legitimate local communal governance schemes; which are the underlying social forces that have ensure the persistence of the present Mexican lagomorphs.

Key words: control, conservation, geographic approach management, Mexican lagomorphs, local stakeholders.

Resumen

Los lagomorfos de México (15 especies) constituyen un patrimonio natural que confronta percepciones antagónicas. Por un lado, un grupo de especies se concibe como amenazadoras de disturbios ecológicos por su versatilidad biológica y capacidad de adaptación a condiciones antropogénicas. Por el otro, algunas especies son categorizadas como amenazadas y en su mayoría con alto riesgo de extinción. El presente documento analiza de manera integral patrones de distribución biogeográficos y ecológicos en conjunto con la identificación de los actores locales que pueden ser aliados estratégicos en el uso y la conservación de las poblaciones de lagomorfos. El marco geográfico utilizado permitió el manejo simultáneo de bases de datos geoespaciales, sociales y ecológicas para poder delinear territorios críticos para este orden de mamíferos mexicano.

El resultado indica que con 8 territorios críticos que ocupan un poco más de un millón de hectáreas se lograría la conservación de las 15 especies en el largo plazo. El

reto inmediato es dirigir el curso de estos territorios críticos hacia prácticas sustentables, respetando los sistemas de gobierno comunal legítimos que hoy día son los responsables de la presencia de este grupo de lagomorfos mexicanos.

Palabras clave: actores sociales locales, control, conservación, enfoque geográfico, manejo, lagomorfos mexicanos.

Introducción

Los lagomorfos (liebres, conejos y picas) juegan un papel fundamental en el mantenimiento de procesos ecológicos y por ende se les reconoce como especies clave en la regulación de la integridad ecológica de los ecosistemas que habitan (Delibes-Mateos *et al.* 2007). El papel de las especies de lagomorfos, a la luz de los actores sociales, es contrastante. Por un lado, son percibidos como un grupo de animales exitosos en su reproducción e inductores de enormes desequilibrios ecológicos. Es por esto que se han instaurado campañas para controlarlos, entendido como un seguimiento cuidadoso para evitar explosiones de los incrementos poblacionales (Eldridge *et al.* 2006). A éstas especies se les identifica como generalistas, “euriecos” o de gran amplitud ecológica.

Por otro lado, es indisputable que un porcentaje amplio de especies de lagomorfos, generalmente hábitat-específicas o “estenoicos”, presentan una condición crítica que pone su existencia al borde de la extinción y esto hace impostergable que se tomen serias medidas de conservación (Chapman y Flux 1990). En territorios donde comparten especies “euriecos” y “estenoicos” (hábitat “simpátricos”) resulta complejo establecer políticas ambientales consensuadas puesto que los actores sociales deben ejecutar al mismo tiempo acciones de control como de conservación.

La biología de la conservación ha polarizado las percepciones sociales. Por un lado, destaca el grupo que desea conservar a ultranza (conservacionistas), mientras que por otro, prevalece el grupo que desea aprovechar por encima de los niveles de umbral de una población natural (Soulé 1986). Como ruta estratégica, la biología de la conservación se ha centrado en el nivel de organización específica y por ende hoy día prevalecen fuertes tendencias a favor de especies categorizadas en riesgo (IUCN 2011). La conservación, como parte de apropiación de un espacio, se define como las acciones humanas orientadas a salvaguardar algún recurso natural (e.g., agua, suelo, bosque o una especie). Bajo esta amplia definición, el conservar es una modalidad de manejo, y éste se define como la expresión cultural de las prácticas de apropiación del territorio (Velázquez *et al.* en prensa). Dicho así, el actor social local y sus correspondientes prácticas de manejo representa el nodo central para poder concretar acciones ya sea de control o de conservación de manera efectiva. Bajo este marco, aproximaciones científicas que devienen de otras disciplinas como la geografía, resultan catalizadoras de prácticas de manejo sustentable.

Los lagomorfos, en sus más de 40 millones de años desde su origen han sido testigos de una importante cantidad de (des)coincidencias de distribuciones simpátricas y parápátricas. Esto es particularmente claro en territorios que han experimentado grandes cambios geológicos, climáticos, geomorfológicos y de procesos de cambio de uso del suelo. Los procesos de cambio de uso del suelo que se desencadenan durante la transformación de un país primordialmente rural a uno, hoy día, irreversiblemente urbano,

tienen un impacto sin precedente en el capital natural oriundo de México (Sarukhán *et al.* 2009). Así, en México, entre sus casi doscientos millones de hectáreas de superficie, ocurren 15 especies de lagomorfos, lo que representa el 17% de la diversidad mundial de este orden de mamíferos. De éstas, nueve especies están en riesgo o son amenazadas y siete (*Romerolagus diazi*, *Sylvilagus graysoni*, *S. cunicularius*, *S. insonus*, *S. mansuetus*, *L. flavigularis*, *L. insularis*) son endémicas circunscritas a territorios altamente específicos (Chapman y Flux 1990). La profundidad entre el conocimiento biológico de las diversas especies de lagomorfos mexicanos es muy contrastante. Los detalles se podrán revisar en este número especial. Dos temas son fundamentales para acciones de manejo, ya sea control o conservación, a saber: los patrones de distribución espacial y los actores sociales claves responsables de implementar las acciones de manejo.

Este manuscrito, con base en una revisión y mejoramiento de los patrones de distribución de los lagomorfos de México, identifica a los actores sociales claves para su manejo y documenta una ruta metodológica para definir territorios críticos para las tareas de conservación del legado biológico de lagomorfos del que se privilegia México.

Material y Métodos

Patrones de distribución. Se identificaron dos niveles de patrones potenciales de distribución de lagomorfos, el histórico-biogeográfico y el ecológico. El primero intenta reconstruir la distribución biogeográfica de las especies de lagomorfos a partir de parámetros geológicos y climáticos que subyacen a la expresión de la vegetación primaria de México. Para este nivel histórico-biogeográfico se utilizaron dos fuentes, la primera la constituyó las grandes formaciones vegetales que se definen con base en criterios biogeoclimáticos (*sensu* Velázquez *et al.* 2010a) y que INEGI conformó en una base de datos denominada Carta de Vegetación Primaria de México (escala 1:1,000,000). La segunda fuente provino de las bases disponibles en CONABIO, mismos que derivaron del ejercicio de GARP elaborado para todas las especies de mamíferos (www.conabio.gob.mx/informacion/gis/). Cabe aclarar que cuatro de las 15 especies, no fueron incluidas en las bases de datos de CONABIO, debido a que los patrones de distribución de tres de ellas (*Lepus insularis*, *Sylvilagus mansuetus* y *S. graysoni*) están restringidos a espacios insulares bien conocidos. La cuarta especie (*Sylvilagus robustus*) presenta un patrón de distribución indeterminado. El cruce de estas dos bases de datos a escala uno a un millón permitió generar un escenario de la distribución histórico-biogeográfico potencial de cada una de las especies de lagomorfos mexicanos.

Los patrones potenciales de distribución ecológicos fueron inferidos a partir de la literatura que describe en detalle los requerimientos de hábitat de cada especie. Estos se obtuvieron de las diversas descripciones que tradicionalmente se incluyen en los sobretiros de *Mammalian Species* (Chapman 1974; Chapman y Willner 1978; Chapman *et al.* 1980; Cervantes *et al.* 1990, 1992; Best y Hill 1993a, 1993b; Cervantes 1993; Thomas *et al.* 1994a, 1994b; Best 1996; Cervantes 1997; Cervantes y Lorenzo 1997; De Sousa *et al.* 2005; Wampler *et al.* 2008) ya que éstas detallan los hábitats a nivel de comunidades vegetales en las que se han reportado cada una de las especies (*sensu* Velázquez y Heil 1996). Así, bajo la premisa de que cada especie sigue un modelo de distribución unimodal, se eligieron las comunidades vegetales que mejor describen los requerimientos de hábitat de cada especie (*sensu* Velázquez y Heil 1996). Una

vez identificadas y ponderadas por especie cada una de las comunidades vegetales, se procedió a identificar el rango de distribución potencial ecológico que resultó del cruce cartográfico entre el escenario de la distribución histórica potencial y los requerimientos de hábitat expresados en comunidades vegetales derivados de la base de datos de INEGI serie IV (2007), a escala 1 a un millón.

Se construyó una sola expresión cartográfica para seis especies (*Sylvilagus floridanus*, *S. bachmani*, *S. audubonii*, *S. brasiliensis*, *Lepus californicus* y *L. alleni*) que tradicionalmente son consideradas generalistas y que podrían estar sujetas a control o aprovechamiento. Otra expresión cartográfica incluyó a las nueve especies (*S. insonus*, *S. graysoni*, *S. mansuetus*, *S. robustus*, *S. cunicularius*, *L. flavigularis*, *L. insularis*, *L. callotis* y *Romerolagus diazi*) categorizadas como endémicas y/o amenazadas y/o en peligro de extinción de acuerdo a la lista roja de animales amenazados de la IUCN (IUCN 2011).

En síntesis, los modelos cartográficos del conjunto de especies que comparten necesidades de manejo (control o conservación) se lograron obtener a partir de la integración de los patrones de distribución histórica geográfica sobrepuestos sobre el patrón ecológico, cuyas reglas de decisión se basaron en la autoecología de las especies de lagomorfos.

Tendencias de hábitat. Un análisis semidetallado del cambio de cubierta vegetal fue elaborado con el objetivo de mostrar un escenario actualizado de su impacto sobre la distribución de los lagomorfos. El análisis siguió las recomendaciones descritas por Mas *et al.* (2004) y Velázquez *et al.* (2003a, 2010a) y las bases de datos utilizadas como insumos fueron: INEGI serie I (1976) e INEGI serie IV (2007). En este análisis se hizo énfasis en las tendencias de contracción o expansión de los rangos de distribución potencial de las especies de lagomorfos. Para este fin, los tipos de vegetación natural oriundos que cambiaron hacia cubiertas antropogénicas o culturales fueron consideradas como tendencias de contracción de hábitat. El caso opuesto fue considerado como tendencias de expansión de hábitat. Esto concluyó con un escenario expresado cartográficamente a escala un millón que describe las tendencias de hábitat de los lagomorfos de México.

Patrones de usos de hábitat. Los patrones de usos de hábitat actuales de los lagomorfos (*sensu* Velázquez y Heil 1996) fueron obtenidos a partir del análisis de cruces de mapas entre la tendencia de hábitat y los de los conjuntos de especies generalistas y especialistas. El resultado deseado apuntó a identificar la mejor expresión territorial de ocurrencia de especies que necesitan ya sea ser controladas o conservadas. Esto conllevó a un resultado parcial en donde tenemos en modelos espacialmente explícitos agregados a los dos tipos de grupos de especies en hábitats.

Territorios de oportunidad social. Se elaboró un primer ensayo a nivel nacional para identificar a los actores sociales locales que mejor pueden operar acciones de manejo consensuadas. Como insumo central se utilizó la base de datos del Registro Agrario Nacional (RAN 2010) que incluye todos los núcleos agrarios que han logrado su ratificación legal. Con base en estudios previos (Bray *et al.* 2008; López-Barrera *et al.* 2010; Durán *et al.* 2011) se identificaron a los núcleos agrarios que cumplen con las premisas que los hacen distintivos entre aquellos que tienen potencial social y de gobernabilidad para ejecutar acciones de manejo sustentables de sus recursos naturales. Entre éstas destacan la superficie del núcleo agrario ($\geq 3,000$ has); la proporción de vegetación natural (\geq al 50% de la superficie del núcleo agrario); estructura de gobierno

comunal (operada por asambleas colectivas); nivel de organización para acceder a permisos (e.g. planes de manejo). El resultado final se utilizó como insumo para identificar a las áreas y los actores que pueden tener incidencia en el manejo sustentable de las poblaciones de lagomorfos de México.

Territorios de manejo. Con el objetivo de identificar espacios que comprenden especies y actores sociales que puedan incidir en las tareas de control y conservación de lagomorfos de México, se sobrelaparon los modelos espacialmente explícitos de territorios de oportunidad social con los mapas de patrones de uso de hábitat actuales. A partir de este cruce se distinguen los lugares que ofrecen oportunidades significativas tanto ecológica como socialmente. Los resultados en general son discutidos a la luz de la propuesta metodológica como las oportunidades de manejo que se distinguen.

Resultados

Los modelos espacialmente explícitos que denotan los patrones de distribución de las especies que comparten necesidades de manejo de control poblacional resultan cubrir una gran amplitud del territorio. Estas especies generalistas o euriecos (*S. cunicularius*, *L. californicus*, *L. alleni*, *S. bachmani*, *S. audubonii*, *S. floridanus* y *S. brasiliensis*) ocupan diversos complejos geológicos, climáticos, geomorfológicos y en ocasiones son favorecidas por actividades antropogénicas como los sistemas productivos de la rosa, tumba y quema y cultivos de temporal de año y vez. Este conjunto de especies es favorecido en lugares donde existe un abandono de las actividades agrícolas de subsistencia ya sea por emigración hacia centros urbanos del país o hacia países del norte del continente (López *et al.* 2006). Este abandono fomenta un proceso de “matorralización” que ocupa enormes extensiones con cubierta vegetal secundaria con dominancia de especies ruderales y arvenses, espacios que son aprovechados por estas especies lagomorfos.

Los resultados indican que un 22% del territorio nacional es ocupado por al menos una especie de lagomorfo generalista o eurieco. *Lepus californicus*, *S. floridanus* y *S. audubonii* son las especies de este grupo con mayor amplitud ecológica. De éste universo, destacan los lugares donde coinciden en sus patrones de uso de hábitat actuales (simpatria) hasta cinco de las seis especies así categorizadas (Fig. 1). Los sitios denotados en la Figura 1 con color naranja (cuatro especies), amarillo (tres especies) y rojo (cinco especies) demuestran esta amplitud ecológica y denotan territorios que deben ser sujetos a constantes prácticas de control y eventual aprovechamiento de lagomorfos.

El conocimiento ecológico de la dinámica poblacional es relevante para establecer cuotas, periodos y mecanismos de aprovechamiento (Sibly *et al.* 2005). Ejemplos bien desarrollados de este tipo de prácticas abundan en países como Australia y España donde a través de cotos de caza bien organizados se logra sensibilizar a la gente que participa, dejando honorables ingresos especialmente para los sectores sociales locales (Moreno *et al.* 2004).

Las estadísticas indican que las tendencias de hábitat aún para estas especies oportunistas van en decremento. Así, en el transcurso de 30 años la pérdida neta fue de dos millones de hectáreas lo que representó alrededor del 5% de contracción del hábitat compartido por estas especies. Lo particularmente relevante de este análisis es

que los hábitats contraídos constituyen zonas de cultivos que se han recubierto de otras cubiertas naturales (matorrales y selva caducifolia principalmente) hasta en un 2% del total de la superficie ocupada por este grupo de lagomorfos (Fig. 2; Tabla 1).

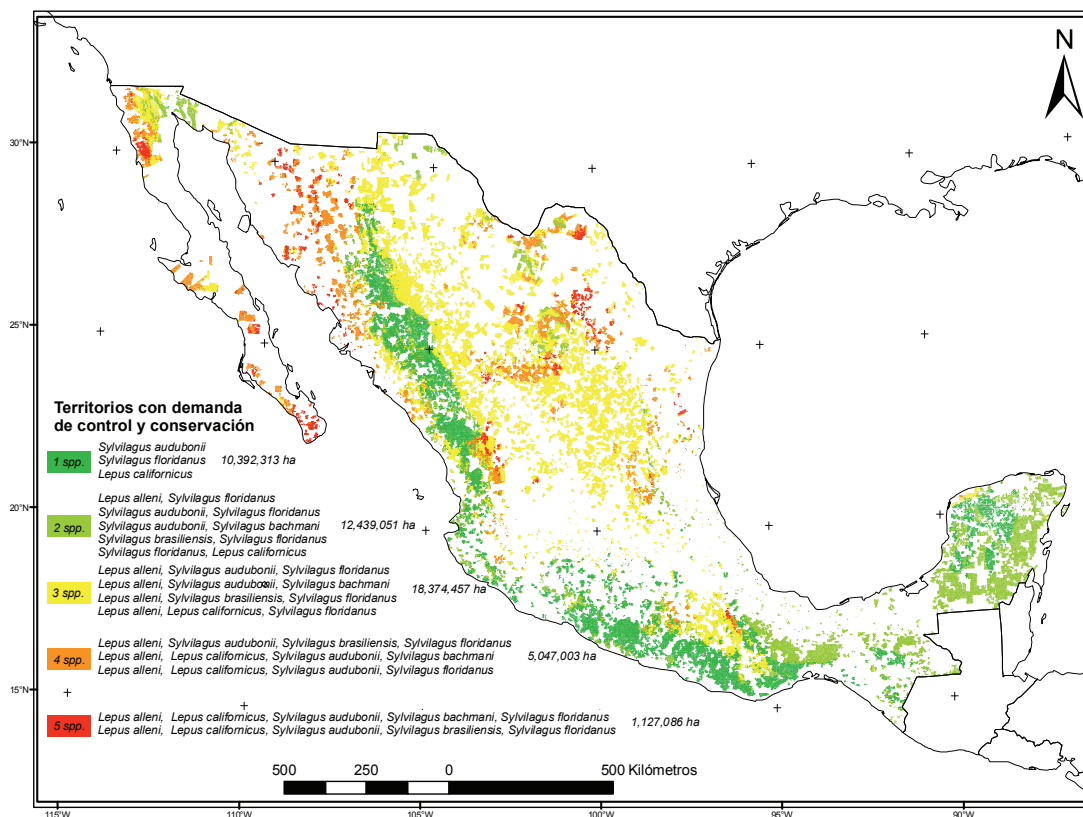


Figura 1. Patrón de distribución de agregados de especies generalistas. Existen varias combinaciones, pues la complejidad geográfica se expresa con patrones de agregados de especies distintas.

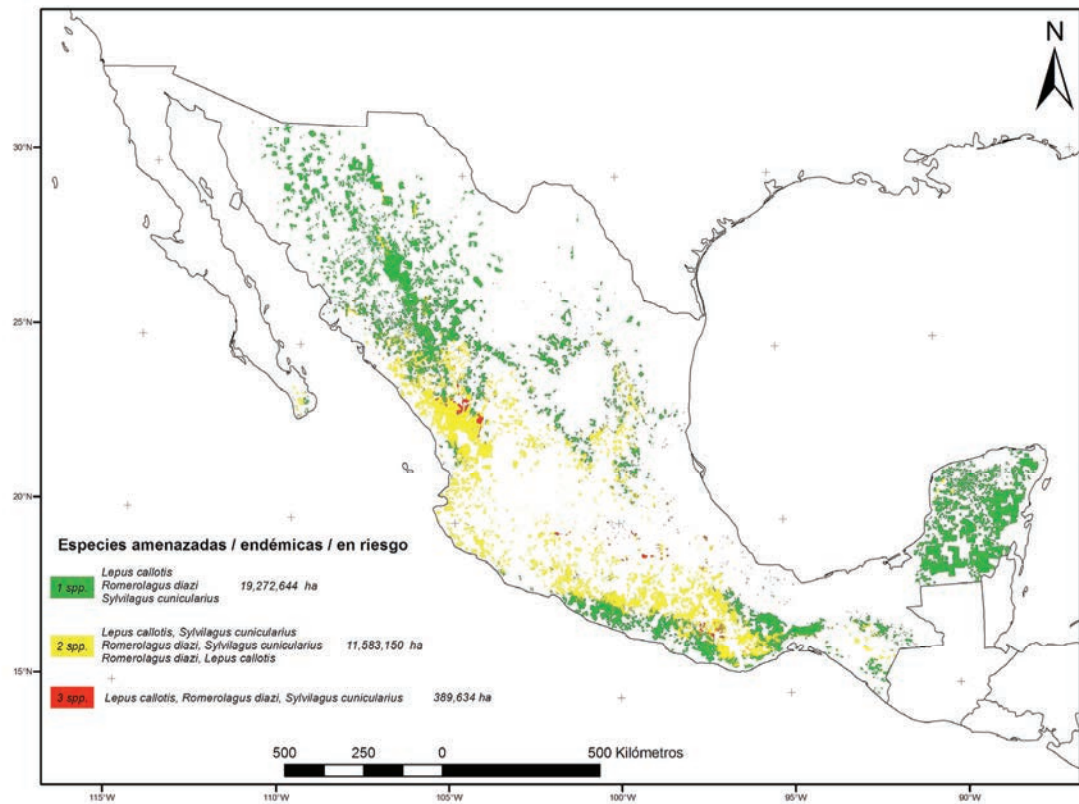
En cuanto al grupo de especies especialistas o estenoicos, su distribución se limita a un 23% del territorio nacional. *Sylvilagus insonus*, *S. graysoni*, *S. mansuetus*, *L. flavigularis*, *L. insularis* y *Romerolagus diazi* son las seis especies del grupo que demandan con urgencia una estrategia de conservación impostergable y eficiente. Las tendencias de hábitat para estas especies especialistas también van en decremento documentando una pérdida neta de cerca de dos millones de hectáreas lo que representa alrededor del 4% de contracción del hábitat compartido por estas especies (Tabla 2).

	Cubiertas culturales			Cubiertas naturales			Total de Has.
	Cultivos	Pastizal	Bosques	Selva caducifolia	Selva perenifolia	Matorral	
Procesos de hábitat							
Expansión		150,985	349,966	355,167	54,817	131,046	1,041,982
Contracción	2,978,053						2,978,053
Persistencia	2,811,732	3,408,393	14,022,701	7,168,162	3,769,418	12,115,371	43,295,776
							47,315,811

Tabla 1. Estadísticas que describen las tendencias de patrón de uso de hábitat del grupo de especies de lagomorfos de México de amplia distribución. La expresión cartográfica de estas estadísticas se muestra en la Figura 1.

Se identificaron cinco territorios que aglomeran condiciones para albergar a todas aquellas especies no insulares que requieren una estrategia de conservación (Fig. 3).

Figura 2. Patrón de distribución de agregados de especies especialistas. Existen varias combinaciones pues la complejidad geográfica se expresa con patrones de agregados de especies distintas.



Una hacia el extremo sur del la Sierra Madre Occidental entre los estados de Sinaloa y Durango (territorio seis); otra hacia el centro del Eje Neovolcánico Transversal entre la Ciudad de México y el Estado de México (territorio cuatro); otro en la Sierra Madre del Sur limitado al estado de Guerrero (territorio uno); y dos más en el estado de Oaxaca, uno dentro de la Sierra Madre del Sur (territorio ocho), y uno más en la porción costera del Istmo de Tehuantepec (territorio dos; Fig. 3). La distribución potencial de estas especies debe ser acotada con base en su significado ecológico. Esta labor implica, inevitablemente, la validación de campo del patrón de uso de hábitat (*sensu* Velázquez y Heil *et al.* 1996), esto es una tarea aún pendiente.

Un tema aquí no desarrollado, contempla la ubicación de los territorios dentro o fuera de las Áreas Naturales Protegidas (ANP). La naturaleza del trabajo lleva implícito suponer que si algún territorio cae dentro de alguna de las áreas con decreto como ANP entonces su protección estaría asegurada. Este supuesto es controversial dado que estudios recientes han demostrado la ineficiencia del papel de conservación de las ANPs en México (Figueroa y Sánchez-Cordero 2008). La forma de hacer operativas estas ANPs también resulta un tema relevante que rebasa los intereses de este artículo.

Las especies limitadas a espacios insulares tales como el conejo matorralero de las Islas Marías, *S. graysoni*, el conejo matorralero de la Isla de San José, *S. mansuetus*, y la liebre negra, *L. insularis*, son sin duda las que más vulnerabilidad confrontan y donde las oportunidades de conservación escapan a la jurisdicción de ejidos y comunidades

indígenas. Esto se debe a que la tenencia de la tierra es de carácter federal. Esto en conjunto denota los territorios críticos para salvaguardar el patrimonio natural de los lagomorfos de México (Fig. 3; Tablas 3 y 4). Resultados similares para especies particulares ya se habían detectado anteriormente, en especial para aquellas de distribución insular (e.g., Lorenzo *et al.* 2011), entre otras ecológicamente mejor estudiadas (Velázquez *i.e.* 1996). En los ocho territorios críticos señalados (Fig. 3) prevalecen condiciones sociales para

	Cubiertas culturales			Cubiertas naturales			Total de Has.
	Cultivos	Pastizal	Bosques	Selva caducifolia	Selva perenifolia	Matorral	
Procesos de hábitat							
Expansión		150,986	349,992	355,178	54,881	131,068	1,042,104
Contracción	2,980,342						2,980,342
Persistencia		3,412,116	14,023,317	7,168,742	3,773,490	12,118,193	40,495,857
							44,518,303

Tabla 2. Estadísticas que describen las tendencias de patrón de uso de hábitat del grupo de especies especialistas de lagomorfos de México de distribución restringida. La expresión cartográfica de estas estadísticas se muestra en la Figura 2.

que los núcleos agrarios identificados concilien uso con conservación dentro del marco del capital natural como patrimonio cultural. Las estructuras de gobierno comunales, la cantidad y calidad de recursos disponibles, la densidad poblacional, entre otros atributos

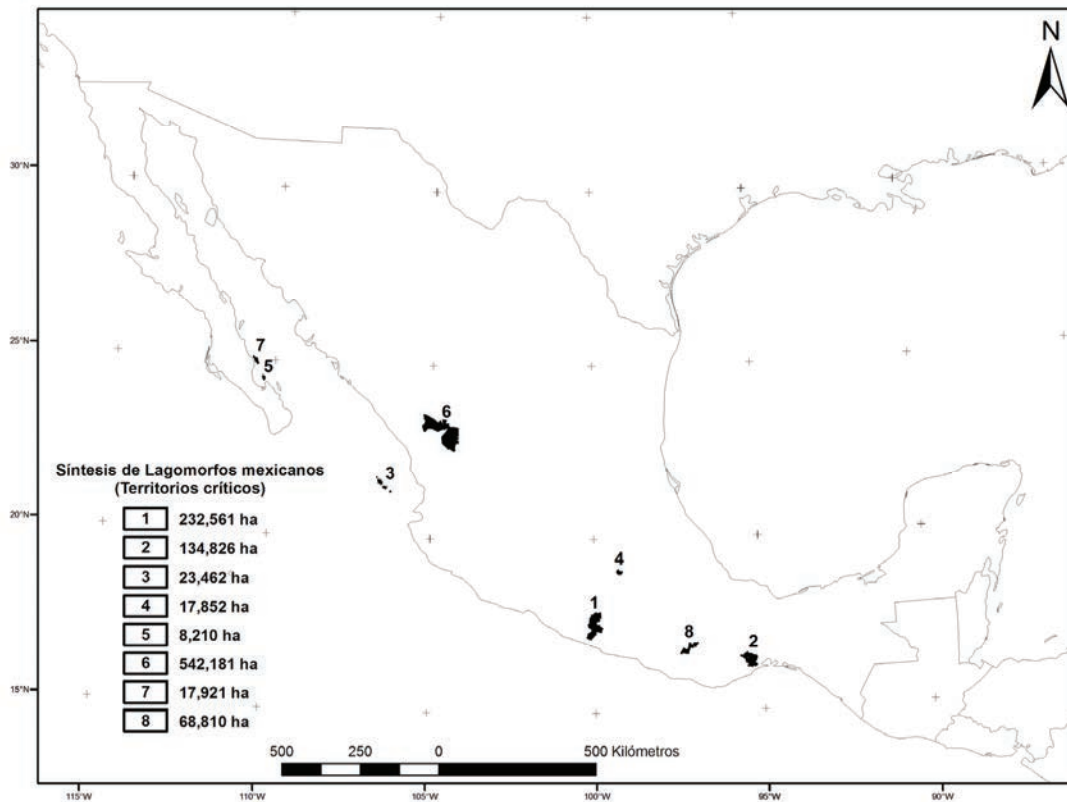


Figura 3. Expresión espacial de los ocho territorios críticos para el manejo de los lagomorfos de México. En estos ocho territorios se agregan todas las especies de lagomorfos de México.

los hace susceptibles a transitar hacia rutas de sustentabilidad (Bray y Velázquez 2009). En buena parte de los núcleos agrarios identificados como regiones de oportunidad

Tabla 3. Síntesis de los lagomorfos mexicanos y su condición actual.

	Lagomorfos mexicanos		Endemicidad	Condición (IUCN)	Amplitud
	Nombre común	Género y especie			ecológica
1	Conejo de Omiltemi	<i>Sylvilagus insonus</i>	Endémica	En peligro crítico de extinción	Estenoico
2	Liebre tropical	<i>Lepus flavigularis</i>	Endémica	En peligro de extinción	Estenoico
3	Conejo de las Islas Marias	<i>Sylvilagus graysoni</i>	Endémica	En peligro de extinción	Estenoico
4	Zacatucho	<i>Romerolagus diazi</i>	Endémica	En peligro de extinción	Estenoico
5	Liebre negra	<i>Lepus insularis</i>	Endémica	Amenazada de extinción	Estenoico
6	Liebre torda	<i>Lepus callotis</i>	Endémica	Amenazada de extinción	Estenoico
7	Conejo matorralero de la Isla de San José	<i>Sylvilagus mansuetus</i>	Endémica	Amenazada de extinción	Estenoico
8	Conejo robusto	<i>Sylvilagus robustus</i>	Endémica	Indeterminada	Estenoico
9	Conejo mexicano	<i>Sylvilagus cunicularius</i>	Endémica	Sin preocupación	Eurieco
10	Liebre de cola negra	<i>Lepus californicus</i>		Sin preocupación	Eurieco
11	Liebre antílope	<i>Lepus alleni</i>		Sin preocupación	Eurieco
12	Conejo matorralero	<i>Sylvilagus bachmani</i>		Sin preocupación	Eurieco
13	Conejo del desierto	<i>Sylvilagus audubonii</i>		Sin preocupación	Eurieco
14	Conejo castellano	<i>Sylvilagus floridanus</i>		Sin preocupación	Eurieco
15	Conejo tropical	<i>Sylvilagus brasiliensis</i>		Sin preocupación	Eurieco

dominan los índices de pobreza y marginación. Esto ha fomentado el cambio de las prácticas tradicionales entorno al tipo e intensidad, por aquellas que obedecen a mercados que demandan otro tipo de productos y bienes. Un primer cambio se representa en las actividades como la roza, tumba y quema o año y vez que han sido prácticamente reemplazados por pastoreo extensivo de animales domésticos (e.g., territorios 1 y 2; Velázquez *et al.* 2003a; Durán *et al.* 2011). Otro cambio se ejemplifica por la agricultura tradicional que se sustituye por cultivos de estupefacientes para atender la demanda de los más de 30 millones de adictos de los Estados Unidos (e.g., territorio 1 y 6; López-Barrera *et al.* 2010; Durán *et al.* 2011). Uno más es el abandono de las parcelas y milpas por efectos de emigración a centros urbanos ya se de México o hacia otros países (e.g., territorio 4; Velázquez *et al.* 2003b). Un cambio particular se experimenta en el

Figura	Territorio crítico	Núcleos agrarios	Superficie	Especies
1	Omiltemi, Guerrero	Santiago Tlacotepec y Anexos; Tepetitla	232,561	<i>Sylvilagus insonus</i> <i>Sylvilagus floridanus</i> <i>Sylvilagus audubonii</i> <i>Sylvilagus cunicularius</i> <i>Sylvilagus brasiliensis</i> <i>Lepus callotis</i>
2	La porción costera del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca	Barrio de Lieza; Jalapa del Marqués; Magdalena Tlacotepec; Santa Cruz Tagolaba; Santa María Mixtequilla	134,826	<i>Lepus flavigularis</i> <i>Sylvilagus audubonii</i> <i>Sylvilagus cunicularius</i> <i>Lepus callotis</i> <i>Sylvilagus floridanus</i>
3	Islas Marías, Nayarit		23,462	<i>Sylvilagus graysoni</i>
4	La Sierra Chichinautzin, Morelos-D.F.	Huitzilac; Cuajomulco	17,852	<i>Romerolagus diazi</i> <i>Sylvilagus cunicularius</i> <i>Sylvilagus audubonii</i> <i>Lepus callotis</i> <i>Sylvilagus floridanus</i>
5	La Isla de Espíritu Santo, Baja California Sur		8,210	<i>Lepus insularis</i>
6	El Salto en la Sierra de Durango	San Bernardino de Milpillas Chico; San Miguel Temoaya; Santa María de Ocotán y Xoconoxtle; Santa María Magdalena Taxicaringa	542,181	<i>Lepus callotis</i> <i>Sylvilagus robustus</i> <i>Sylvilagus cunicularius</i> <i>Sylvilagus audubonii</i> <i>Sylvilagus brasiliensis</i> <i>Lepus alleni</i> <i>Sylvilagus bachmani</i> <i>Lepus californicus</i> <i>Sylvilagus floridanus</i>
7	Isla de San José, Baja California Sur		17,921	<i>Sylvilagus mansuetus</i>
8	Santiago Textitlan	San Miguel Peras y sus anexos San Fernando y Río Dulce; San Antonio Huitepec; San Juan Elotepec; Santiago Textitlan	68,810	<i>Sylvilagus cunicularius</i> <i>Sylvilagus audubonii</i> <i>Lepus callotis</i> <i>Sylvilagus floridanus</i> <i>Lepus californicus</i>

Tabla 4. Territorios críticos de los lagomorfos de México. Cada territorio está constituido por un conjunto de núcleos agrarios con jurisdicción de gobiernos locales. En negritas se ilustra la especie clave para cada territorio, con presencia probada; mientras que el conjunto de especies asociados es resultado de la distribución potencial. Poco más de un millón de hectáreas, repartidas en ocho territorios bastarían para asegurar la conservación de los lagomorfos de México.

entorno a la Zona Metropolitana de la Ciudad de México (territorio 5) donde el avance de la frontera urbana impide prácticamente toda la posibilidad de sustentabilidad del ámbito rural, pese a ser de este de donde se nutre su persistencia. A todo esto se le suele acuñar el icono de “amenazas a la conservación” por instancias gubernamentales y no gubernamentales de corte ambientalista (Terborgh *et al.* 2002).

En estas regiones, no obstante ocurren actividades de enorme valor ambiental, social y económico que suele no destacarse (Bray y Velázquez 2009). Se consideran regiones de oportunidad social por representar espacios donde operan prácticas de manejo milenarias que forman mosaicos de sistemas productivos sujetos a modelos de gobiernos tradicionales y comunales. Estos espacios albergan al mismo tiempo un capital cultural inédito que en general se denota por sus lenguas, costumbres y sobre todo por la armonía de los sistemas tradicionales de aprovechamiento. Ejemplos de manejo forestal comunitario (e.g., territorios 2, 3 y 4), ecoturismo (e.g., territorios 2 y 5), producción de café orgánico (i.g., territorio 3) entre muchas otras parecen ofrecer un panorama de oportunidad (e.g., López-Barrera *et al.* 2010; Durán *et al.* 2011). Todas estas actividades son producto de iniciativas locales, a veces en contra de políticas ambientales dictadas desde escritorios de instituciones de gobierno tales como PROCAMPO o PROARBOL. Las condiciones de marginación y pobreza que hoy día caracterizan a estos ejidos puede ser la razón para crear una ruta que conciba a la conservación como una estrategia para mitigar la pobreza (Bray y Velázquez 2009). Los detalles de estos territorios, los núcleos agrarios relevantes y el conjunto de especies que ocurren se muestran en la Tabla 4.

Discusión

Los resultados representan un primer acercamiento hacia entender el contexto geográfico, *sensu lato*, de los lagomorfos de México. La tarea inmediata exhorta a constatar la presencia y condición de las especies en los territorios identificados (Fig. 3), puesto que la escala de análisis tiene alto grado de incertidumbre aún no evaluado. Ejemplos concretos se refieren a especies especialistas como *R. diazi* (Velázquez *et al.* 1996) y *L. flavigularis* (Cervantes 1993) pues en ambas los modelos GARP sobreestiman sus límites de distribución.

La aproximación geográfica permitió conjuntar temas tradicionalmente acotados a la biogeografía (patrón de distribución histórica) y ecología (patrón de distribución actual) con temas propios de la geología, geomorfología y ciencias sociales. El enfoque derivó en reconocer las bondades y limitaciones de cada campo disciplinario. Así, mientras los expertos en ciencias biológicas determinan, clasifican e identifican, con alto rigor, las “especies” con necesidades de manejo (ya sea control o conservación); los expertos en ciencias sociales, con el mismo rigor, describen, analizan y dirigen los “procesos culturales” necesarios para que el manejo se implemente. El experto en las ciencias de la tierra, en turno y con el mismo rigor, determina, clasifica e identifica los “espacios” donde estas acciones de manejo deben ocurrir. Los “espacios” son concebidos como delimitaciones geográficas donde coinciden los capitales naturales y culturales que con ciertas estructuras de gobierno se traducen en territorios. Es así como se eliminan yuxtaposiciones, se respetan los objetos de estudio, siguen protocolos, se evitan violaciones a conceptos propios de cada campo disciplinario y se construye una aproximación geográfica completa que hasta ahora ha estado ausente en el estudio de los lagomorfos.

La predicción de los patrones de distribución de las especies oriundas no resulta trivial. El contexto espacial del conocimiento ecológico, tal como lo postuló Levin en 1992, ha sido el principal reto de las ciencias biológicas en las dos últimas décadas. Hoy día existen diversos modelos matemáticos (e.g. GLM, BIOCLIM, ENFA, GARP) que con base en principios aritméticos definen rangos de distribución de las especies, asociados a atributos con expresión cartográfica (e.g., clima, cubierta, uso de suelo, topografía). El límite de los rangos deriva de los registros existentes de sitios o puntos de colecta que una vez acotados se convierten en reglas de decisión para extrapolar, en modelos raster, hacia contextos espaciales. El desarrollo de los modelos persigue cubrir las deficiencias que por omisión o comisión el modelo precedente obvió. Si bien existe un avance significativo, aún prevalecen enormes retos entre los que se destacan tres (ver Guisan y Thuiller 2005). El primero se refiere a suponer que la especie registrada en un punto se comporta de manera ecológicamente uniforme dentro de la unidad cartográfica artificial (pixel), indistintamente de la resolución espacial y temporal (Velázquez *et al.* 2003b). El segundo reto concierne en suponer que el valor asociado pixel del registro, es un dato independiente del valor del pixel vecino; lo que contradice la literatura de varias décadas que concluye que los patrones de distribución y vagilidad de las especies son definidos en buena parte por las interacciones ecológico-geográficas (Stockman *et al.* 2006). El último reto versa sobre el rigor del manejo y reporte de la información cartográfica que no incluye, en ningún modelo presente, valores de certidumbre. Otros modelos tales como MAXENT (Phillips y Dudík 2008) han intentado ofrecer mejores panoramas sobre patrones con mayor significado ecológico y menor incertidumbre. No obstante, todos, sin excepción, carecen de significado social a pesar de ser éste el factor detonante de las acciones de manejo y por ende el atributo que subyace a las tendencias de hábitat actuales. Así, más que nuevos modelos se hace necesario un trabajo interdisciplinario.

Bajo esta aproximación geográfica se determinó que tanto el grupo de especies especialistas como el de generalistas de lagomorfos perdieron, coincidentemente, superficies similares. Adicionalmente, el grupo de las especies especialistas cubre ligeramente una mayor superficie que el grupo de especies generalistas (23 y 22 % del territorio nacional, respectivamente). Las posibles causas se limitan a dos situaciones. La primera atañe a que los modelos de distribución usados como insumos (principalmente GARP) tienden a sobre ponderar los patrones de distribución de las especies especialistas. La segunda sugiere que las micro condiciones de hábitat en el país son mas la regla que la excepción. Esta última posible causa es recurrente en otros grupos biológicos que abundan en endemismos y patrones de distribución poblacional disyuntos (Sarukhán *et al.* 2009).

Para evitar en efecto tautológico que deriva de usar dos veces el atributo de la vegetación tanto en el nivel histórico-biogeográfico como ecológico, se aclara que para el nivel ecológico se distinguieron “comunidades vegetales” definidas como agregados de especies en un lugar y tiempo definido (Velázquez *et al.* 2010b); a las que los autores se refieren en las descripciones autoecológicas de cada especie. GARP, por su cuenta usa como insumo “cubiertas vegetales” que son expresiones de la actividad fotosintética o térmica de la vegetación; y que dependen tanto del sensor (satélite) en cuanto a resolución espacial, temporal y espectral y del mecanismo de clasificación de

las respuestas espectrales (Mas *et al.* 2004).

La distinción entre grupos de especies generalistas y especialistas de lagomorfos ayudó a entender patrones históricos y ecológicos, lo que puede ayudar a traducir uso y conservación en una realidad social. En este artículo se infiere que existen un grupo de especies que potencialmente pueden ser aprovechadas bajo reglas estrictas *sensu* cotos de caza. En la práctica, los actores locales llevan a cabo esta tarea, pues son las especies que a menudo forman parte de su complemento alimenticio de proteína animal. Esta labor de reguladores de las poblaciones debe sólo limitarse a las especies que caben en la categoría de generalistas. Sin embargo, los actores locales y los cazadores urbanos no distinguen entre estos dos grupos de especies, por lo que esto se puede regular por territorios en donde sólo ocurran las generalistas para evitar confusiones o la elaboración de leyes que en la práctica no se ejercen.

Los lagomorfos constituyen un ejemplo revelador del potencial de uso y conservación del capital natural oriundo de México. Las oportunidades de aprovechamiento así como las imperantes acciones de conservación son simpátricas. El total de núcleos agrarios con reconocimiento legítimo de México suman un total 29,713. De este universo, se identifica un grupo que potencialmente puede transitar de la marginación hacia arriba del umbral de pobreza. Este conjunto representa un total de 47,396,566 hectáreas que corresponde a casi un 25% del territorio nacional. Por esta razón los actores sociales locales deben ser vistos como aliados en la operación de acciones de manejo, pues son los dueños legítimos y de los que depende el futuro de la diversidad de liebres y conejos así como el resto del capital natural del país. El trabajo conjunto para traducir amenazas en aliados ha sido probado en otras áreas de México (*sensu* Velázquez *et al.* 2003b, 2009) y merece ser reproducido para construir una ruta conciliatoria entre la conservación y la consolidación de estructuras de gobierno local para atender el tema de la mitigación a la pobreza y conservación del capital natural de México y el mundo.

Agradecimientos

G. Cuevas compiló, corrigió y coadyuvó al manejo de las bases de datos geoespaciales, su análisis y elaboración de insumos fundamentales para el buen desarrollo de este estudio. Así mismo, F. Gopar concluyó los análisis y elaboró las figuras finales y rectificación de estadísticas. INEGI permitió acceso a las bases de datos de las series I y IV así como a la Carta de Vegetación Primaria de México escala 1: 1000,000. Tres revisores anónimos contribuyeron con sugerencias importantes para alcanzar la versión final de este artículo.

Referencias

- BEST, T. L. 1996. *Lepus californicus*. Mammalian Species 530:1-10.
- BEST, T. L., Y H. T. HILL. 1993a. *Lepus alleni*. Mammalian Species 424:1-8.
- BEST, T. L., Y H. T. HILL. 1993b. *Lepus callotis*. Mammalian Species 442:1-6.
- BRAY, D. B., E. DURAN, V. H. RAMOS, J. F. MAS, A. VELÁZQUEZ, R. B. McNAB, D. BARRY, Y J. RADACHOWSKY. 2008. Tropical deforestation, community forests, and protected areas in the Maya Forest. Ecology and Society 13:56. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol13/iss2/art56/>.
- BRAY, D. B., Y A. VELÁZQUEZ. 2009. From Displacement-Based Conservation to Place-Based Conservation. The Case of Community Forest Management. Conservation

and Society 7:11-14.

- CERVANTES, F. A. 1993. *Lepus flavigularis*. Mammalian Species 423:1-3.
- CERVANTES, F. A. 1997. *Sylvilagus graysoni*. Mammalian Species 569:1-3.
- CERVANTES, F. A., C. LORENZO, Y R. S. HOFFMAN. 1990. *Romerolagus diazi*. Mammalian Species 360:1-7.
- CERVANTES, F. A., C. LORENZO, J. VARGAS, Y T. HOLMES. 1992. *Sylvilagus cunicularius*. Mammalian Species 412:1-4.
- CERVANTES, F. A., Y C. LORENZO. 1997. *Sylvilagus insonus*. Mammalian Species 568:1-4.
- CHAPMAN, J. A., Y J. E. C. FLUX (EDS.). 1990. Rabbits, hares and pikas. Status Survey and Conservation Action Plan. International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources, Gland, Suiza.
- CHAPMAN, J. A., J. G. HOCKMAN, Y C. M. M. OJEDA. 1980. *Sylvilagus floridanus*. Mammalian Species 136:1-8.
- CHAPMAN, J. 1974. *Sylvilagus bachmani*. Mammalian Species 34:1-4.
- CHAPMAN, J., Y G. L. WILLNER. 1978. *Sylvilagus audubonii*. Mammalian Species 106:1-4.
- DE SOUSA E SILVA, J. J., J. A. OLIVEIRA, Y P. A. DIAS. 2005. Update on the geographical distribution and habitat of the tapiti (*Sylvilagus brasiliensis*: Lagomorpha, Leporidae) in the Brazilian Amazon. Mammalia 69:245-250.
- DELIBES-MATEOS, M., S. M. REDPATH, E. ANGULO, P. FERRERASA, Y R. VILLAFUERTE. 2007. Rabbits as a keystone species in southern Europe. Biological Conservation 137:149-156.
- DURÁN, E., D. B. BRAY, A. VELÁZQUEZ, Y A. LARRAZÁBAL. 2011. Deforestation, and Violence in Two Regions of Guerrero, Mexico. World Development 39:611-939.
- ELDRIDGE, D., J. COSTANTINIDES, Y A. VINE. 2006. Short-term vegetation and soil responses to mechanical destruction of rabbit (*Oryctolagus cuniculus* L.) warrens in an Australian box woodland. Restoration Ecology 14:50-59.
- 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.
- GUISAN, A., Y W. THUILLER. 2005. Predictive habitat distribution models in ecology. Ecology Letters 8:993-1009.
- INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA, GEOGRAFÍA E INFORMÁTICA (INEGI). 1976. Carta de Uso del Suelo y Vegetación del INEGI, escala 1:250 000. Series I. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, Aguascalientes, México.
- INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA, GEOGRAFÍA E INFORMÁTICA (INEGI). 2007. Carta de Uso del Suelo y Vegetación del INEGI, escala 1:250 000. Series IV. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, Aguascalientes, México.
- INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE (IUCN). 2011. The IUCN red list of threatened species. Version 2011.2. <<http://www.iucnredlist.org>>. Accessed 6 Dec 2011.
- LEVIN, S. A. 1992. The Problem of Pattern and Scale in Ecology: The Robert H. MacArthur Award Lecture. Ecology 73:1943-1967.
- LÓPEZ, E., G. BOCCO, M. MENDOZA, A. VELÁZQUEZ, Y R. AGUIRRE. 2006. Peasant emigration and land-use change at the watershed level. A GIS-based approach in Central Mexico. Agricultural Systems 90:62-78.

- LÓPEZ-BARRERA, F., A. VELÁZQUEZ, Y L. MERINO. 2010. Explorando los determinantes del buen manejo forestal comunitario. *Interciencia* 35:560-567.
- LORENZO, C., S. T. ÁLVAREZ-CASTAÑEDA, Y J. VÁZQUEZ. 2011. Conservation status of the threatened, insular San Jose brush rabbit (*Sylvilagus mansuetus*). *Western North American Naturalist* 71:10-16.
- MAS, J. F., A. VELÁZQUEZ, J. R. DÍAZ-GALLEGOS, R. MAYORGA-SAUCEDO, C. ALCANTARA, G. BOCCO, R. CASTRO, T. FERNÁNDEZ, Y A. PÉREZ-VEGA. 2004. Assessing land use/cover changes: a nationwide multirate spatial database for México. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 5:249-261.
- MORENO, S., R. VILLAFUERTE, S. CABEZAS, Y L. LOMBA. 2004. Wild rabbit restocking for predator conservation in Spain. *Biological Conservation* 118:183-193.
- PHILLIPS, S. J., Y M. DUDÍK. 2008. Modelling of species distributions with MAXENT: new extensions and comprehensive evaluation. *Ecography* 31:161-175.
- REGISTRO AGRARIO NACIONAL (RAN). 2010. *Procede*: Presidencia de la República. www.ran.gob.mx/ran/programas_sustantivos/ran_procede.html.
- SARUKHÁN, J., P. KOLEFF, J. CARABIAS, J. SOBERÓN, R. DIRZO, J. LLORENTE-BOUSQUETS, G. HALFFTER, R. GONZÁLEZ, I. MARCH, A. MOHAR, S. ANTA, Y J. DE LA MAZA. 2009. Capital natural de México. Síntesis conocimiento actual, evaluación y perspectivas de sustentabilidad. Comisión Nacional para el conocimiento y uso de la Biodiversidad. Ciudad de México, México.
- SIBLY, R. M., D. BARKER, M. C. DENHAM, J. HONE, Y M. PAGEL. 2005. On the regulation of populations of mammals, birds, Fish, and insects. *Science* 5734:607-610.
- SOULÉ, M. E. 1986. *Conservation Biology. Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer Associates Inc. Sunderland, EE.UU.
- STOCKMAN, A. K., D. A. BEAMER, Y J. E. BOND. 2006. An evaluation of a GARP model as an approach to predicting the spatial distribution of non-vagile invertebrate species. *Diversity and Distributions* 12:81-89.
- TERBORGH, J., C. VAN SCHAIK, L. DAVENPORT, Y M. RAO (Eds.). 2002. *Making Parks Work: Strategies for Preserving Tropical Nature*. Island. Washington, EE.UU.
- THOMAS, H., H. BEST, Y L. TROY. 1994a. *Lepus insularis*. *Mammalian Species* 465:1-3.
- THOMAS, H., H. BEST, Y L. TROY. 1994b. *Sylvilagus mansuetus*. *Mammalian Species* 464:1-2.
- VELÁZQUEZ, A., Y G. W. HEIL. 1996. Habitat suitability study for the conservation of the volcano rabbit (*Romerolagus diazi*). *Journal of Applied Ecology* 33:543-554.
- VELÁZQUEZ, A., G. BOCCO, Y C. SIEBE. En prensa. Cambio de uso del suelo. In M. Maass y M. Equihua (eds.). *Red Temática de CONACYT sobre Medio Ambiente y Sustentabilidad*. Ciudad de México, México.
- VELÁZQUEZ A., C. MÉDINA, Y D. REYGADAS. 2010b. Síntesis geobotánica de las sierras Ajusco-Chichinautzin. *Investigación Ambiental* 2:5-24.
- VELÁZQUEZ, A., F. J. ROMERO Y J. LÓPEZ-PANIAGUA (Eds.). 1996. *Ecología y conservación del conejo zacatuche y su hábitat*. Ediciones Científicas Universitarias. Fondo de Cultura Económica. Ciudad de México, México.
- VELÁZQUEZ, A., G. BOCCO, F. J. ROMERO, Y A. PÉREZ VEGA. 2003b. A landscape perspective on biodiversity conservation: the case of Central Mexico. *Mountain Research and Development* 23:240-246.

- VELÁZQUEZ A., J. F. MAS, G. BOCCO, Y J. L. PALACIO-PRieto.** 2010a. Mapping land cover changes in Mexico, 1976-2000 and applications for guiding environmental management policy. *Singapore Journal of Tropical Geography* 31:152-162.
- VELÁZQUEZ, A., E. M. CUÉ-BÄR, A. LARRAZÄBAL, N. SOSA, J. L. VILLASEÑOR, M. McCALL, Y G. IBARRA-MANRÍQUEZ.** 2009. Building participatory landscape-based conservation alternatives: a case study of Michoacán, Mexico. *Applied Geography* 29:513-526.
- VELÁZQUEZ, A., E. DURAN, I. RAMÍREZ, J. F. MAS, G. RAMÍREZ, G. BOCCO, Y J. L. PALACIO.** 2003a. Land use-cover change processes in highly biodiverse areas: the case of Oaxaca, Mexico. *Global Environmental Change* 3:8-24.
- WAMPLER, C. R., J. K. FREY, Y D. M. VANLEEUWEN.** 2008. Mammals in mechanically thinned and non-thinned mixed-coniferous forest in the Sacramento mountains, New Mexico. *Southwestern Naturalist* 53:431-443.

Sometido: 30 de mayo de 2012

Revisado: 2 de julio de 2012

Aceptado: 9 de agosto de 2012

Editor asociado: Consuelo Lorenzo

Diseño gráfico editorial: Gerardo Hernández

Los mamíferos de México en las colecciones científicas de Norteamérica

Consuelo Lorenzo^{1*}, **Sergio Ticul Álvarez-Castañeda², Elizabeth Arellano³, Joaquín Arroyo-Cabrales⁴, Jorge Bolaños¹, Miguel Briones-Salas⁵, Fernando A. Cervantes⁶, Juan Chablé-Santos⁷, Leonardo Corral⁸, Malinalli Cortés⁵, Patricia Cortés-Calva², Mayra de la Paz-Cuevas², Cynthia Elizalde-Arellano⁹, Enrique Escobedo-Cabrera¹⁰, Eduardo Espinoza¹¹, Erendira Estrella⁷, Juan Pablo Gallo-Reynoso¹², Diego F. García-Mendoza¹³, Héctor A. Garza-Torres⁸, Alvar González Christen¹⁴, Francisco X. González-Cózatl³, Rosa M. González-Monroy¹⁵, Noé González-Ruiz¹⁶, Daniela Guzmán¹⁷, Ana Fabiola Guzmán⁴, Silvia F. Hernández-Betancourt⁷, Yolanda Hortelano-Moncada⁶, Luis Ignacio Iñiguez¹⁸, Arturo Jiménez-Guzmán¹⁹, Yamil N. Kantum¹⁷, Livia León-Paniagua²⁰, Celia López-González¹³, Juan Homero López-Soto¹⁹, Juan Carlos López-Vidal⁹, Natalia Martín⁵, Jesús Martínez-Vázquez¹⁵, Sol Mayo A. Mejenes-López²¹, Benjamín Morales-Vela¹⁰, Raúl Muñiz-Martínez¹³, José Antonio Niño-Ramírez¹⁹, Arturo Núñez-Garduño²², Carmen Pozo¹⁰, José Ramírez-Pulido¹⁶, Oscar G. Retana¹⁷, Irma Ruan¹⁸, Celia I. Selem⁷, Julieta Vargas⁶ y Miguel Ángel Zúñiga-Ramos¹⁹

Abstract

Updated information on the geographic and taxonomic representativeness of mammal specimens deposited in 28 Mexican mammal collections, the *Mammal Networked Information System* (MaNIS), and the Unidad de Informática para la Biodiversidad (UNIBIO) data bases were compiled in order to analyze and compare the overall current status of the specimens of Mexican mammals deposited in collections in North America. A total of 421,466 specimens deposited in 120 collections were documented, of which 233,116 were deposited in collections in the United States of America and Canada, and 188,350 in collections in Mexico. The collections with the greatest number of specimens from Mexico are the Colección Nacional de Mamíferos (CNMA 46,000), the University of Kansas (KU 44,301), and the Escuela Nacional de Ciencias Biológicas (ENCB 43,985). In Mexican collections, the states of northern Mexico are improperly represented in number of specimens (< 3,000), whereas in foreign collections, the states of central Mexico are poorly represented. The Mexican states better represented by number of specimens (> 10,000) are Baja California Sur, Chiapas, Oaxaca, Puebla and Veracruz. The orders better represented in terms of number of specimens are Rodentia and Chiroptera (234,978 and 120,956, respectively). The Mexican states with the smallest area have the greatest density of specimens collected (specimens/km²), such as Distrito Federal (3.2), Tlaxcala (1.4), Colima (1.06), and Morelos (0.9). The aim of this analysis is to provide a baseline to establish appropriate strategies to complete the

national inventory of Mexican mammals and to ensure that this natural heritage is fully represented within Mexican collections.

Key words: biodiversity, collections, conservation, geographic representation, Mammal data base, taxonomic representation.

Resumen

La información actualizada sobre la representatividad geográfica y taxonómica de los ejemplares depositados en 28 colecciones mastozoológicas mexicanas y la disponible en las bases de datos *Mammal Networked Information System* (MaNIS), y de la Unidad de Informática para la Biodiversidad (UNIBIO) se recopiló con el fin de analizar y comparar el estado actual de los ejemplares de mamíferos mexicanos depositados en colecciones de Norteamérica. Se documentaron un total de 421,466 ejemplares de mamíferos depositados en 120 colecciones mastozoológicas, de los cuales 233,116 ejemplares se encuentran en colecciones de Estados Unidos de América y Canadá, y 188,350 ejemplares en colecciones de México. Las colecciones con el mayor número de ejemplares de mamíferos de México son la Colección Nacional de Mamíferos (CNMA 46,000), la Universidad de Kansas (KU 44,301), y la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas (ENCB 43,985). En colecciones mexicanas, los estados del norte de México están escasamente representados en número de ejemplares (< 3,000), y en las colecciones extranjeras, los estados del centro de México están pobremente representados. Los estados mexicanos mejor representados por número de ejemplares (> 10,000) son Baja California Sur, Chiapas, Oaxaca, Puebla y Veracruz. Los órdenes mejor representados por el número de ejemplares son Rodentia y Chiroptera (234,978 y 120,956, respectivamente). Los estados mexicanos con menor extensión territorial tienen la mayor densidad de ejemplares colectados (ejemplares/km²): Distrito Federal (3.2), Tlaxcala (1.4), Colima (1.06) y Morelos (0.9). Se espera contar con una línea base que permita establecer estrategias adecuadas para completar el inventario nacional de los mamíferos mexicanos, y lograr que este patrimonio natural este adecuadamente representado en colecciones de México.

Palabras clave: bases de datos de mamíferos, biodiversidad, colecciones, conservación, representación geográfica, representación taxonómica.

Introducción

Las colecciones científicas juegan un papel de gran relevancia en la documentación de la biodiversidad, favoreciendo así el desarrollo del estudio de la biogeografía, la ecología, la evolución y, proveyendo el marco documental para la biología de la conservación (Graham *et al.* 2004; Drew 2011). Las colecciones científicas han sido consideradas como componentes esenciales de las investigaciones taxonómica y sistemática (Brooke 2000a; Suarez y Tsutsui 2004) y, recientemente se han enfocado en investigaciones novedosas; por ejemplo, en reconocer el estado taxonómico de especies extintas (Fleischer *et al.* 2006; Kirchman *et al.* 2010), redescubrir especies consideradas extintas (Steeves *et al.* 2010), o resolver la taxonomía de especies poco estudiadas o conocidas solamente por sus ejemplares tipo (Kirchman *et al.* 2010). Por otra parte, han desempeñado un papel

crucial en campos de vanguardia de las ciencias biológicas, incluyendo los estudios de la pérdida de la biodiversidad, de la detección, supervisión y cambio histórico de la acumulación de contaminantes en el ambiente (e.g. hidrocarburos tratados con cloro en DDT, metales pesados; Méndez y Álvarez-Castañeda 2000), de la reconstrucción de historias evolutivas de vectores o reservorios de patógenos de enfermedades (e.g. mosquitos para el virus del oeste del Nilo, influenza, hantavirus, *Trypanosoma cruzi*; Pinto et al. 2010), de invasiones biológicas en la agricultura (e.g. mosca de la fruta mediterránea, *Ceratitis capitata*), de la ontogenia trófica de cetáceos (e.g. isótopos estables de carbono y nitrógeno en delfín común de rostro largo, *Delphinus capensis*; Niño-Torres et al. 2006) y del cambio climático global (Brooke 2000a; Suarez y Tsutsui 2004; Mejia et al. 2011).

El uso de los datos que aportan las colecciones científicas ha influido en la aplicación y el desarrollo de recursos bioinformáticos, tales como las bases de datos digitales integradas a dichas colecciones (Drew 2011). La digitalización de las colecciones tiene implicaciones de gran trascendencia para dar a conocer la información que contienen a diferentes sectores de la sociedad, además de usar, compartir e interactuar con los datos disponibles y permitir estudios de la biodiversidad con objetivos eficientemente planeados (Brooke 2000b).

El contar con ejemplares resguardados que puedan ser consultados y estudiados dentro de México es de gran importancia y valor para la nación, entre otras cosas, por el papel que juegan en el proceso descriptivo de la biodiversidad. De hecho, es en gran medida que por medio de las colecciones científicas mexicanas reconocemos que México cuenta con 477 especies y 913 subespecies de mamíferos terrestres (Ramírez-Pulido et al. 2005; Wilson y Reeder 2005), y se ha considerado que en el país existen 525 especies de mamíferos nativos terrestres y marinos (Ceballos y Oliva 2005). Desafortunadamente muchos de estas taxa están poco o nulumamente representados con ejemplares en las colecciones científicas en México.

El uso de datos de ejemplares de colección implica ciertas limitaciones, por ejemplo, errores en la determinación taxonómica, ya sea por identificación incorrecta, o basada en conocimientos incompletos (e.g. especies crípticas), o antiguos (e.g. sinónimos); y, limitaciones espaciales, como en las georeferencias, en la imprecisión de la localización de un registro y en la localización original de un registro (Scoble 2000; Graham et al. 2004). De igual manera, existen sesgos geográficos y ambientales asociados con los datos *ad hoc* de las colecciones y de presencia-ausencia. Los que más se han detectado son: especies que no están presentes en un sitio histórico de colecta; localidades que pueden representar una declinación demográfica para las especies; ausencia de una especie, porque estuvo realmente ausente en un sitio o por carencia en el esfuerzo de colecta, o que la metodología utilizada falló en detectar (Graham et al. 2004). Para solventar dichos errores y sesgos se requiere de un examen físico de los ejemplares, revisar notas de campo, eliminar o dar menor peso a los registros sospechosos, incluir estimadores de precisión en las georeferencias, o mapear espacios geográficos y ambientales para determinar qué regiones o qué contexto ambiental ha sido pobremente muestreado (Graham et al. 2004). De hecho, se recomienda que las colecciones mastozoológicas realicen evaluaciones del estado de conservación de las mismas de manera regular (Rivera 2012).

Con el fin de definir las tendencias actuales en el crecimiento del acervo de mamíferos en las colecciones científicas de Norteamérica y determinar las deficiencias en la representatividad geográfica (a nivel de entidades federativas) o taxonómica (a nivel de órdenes) de los mamíferos en México, se analizó la representatividad de ejemplares depositados en colecciones mexicanas y extranjeras. Este estudio no se enfocó en generar conocimiento de las historias taxonómica y sistemática del grupo bajo estudio, ni en detectar errores y sesgos en las bases de datos. Asumimos que los datos obtenidos no están libres de errores y sesgos, pero representan una visión general de la diversidad de mamíferos mexicanos que existen en las colecciones de Norteamérica. Esperamos que los resultados de este análisis sirvan como punto de referencia en futuros estudios de la biodiversidad y la conservación de la mastofauna mexicana, así como para puntualizar donde están los vacíos de información.

Material y Métodos

La recopilación de la información se realizó a partir de las publicaciones de Hafner *et al.* (1997), Álvarez-Castañeda y Castro-Campillo (1996), López-Wilchis y López-Jardines (1998, 1999, 2000), además de los datos publicados en diferentes capítulos del libro "Colecciones Mastozoológicas de México" (Lorenzo *et al.* 2006a). Asimismo, a principios de 2012, se solicitó a los responsables de 28 colecciones de México de las que se tiene registro, la actualización de los datos del número de ejemplares depositados en sus acervos en relación con los órdenes taxonómicos y entidades federativas a los que pertenecen. No existe problema en agrupar ejemplares de mamíferos a nivel taxonómico de orden, por lo que no hubo la necesidad de estandarizar criterios taxonómicos.

Paralelamente, fueron revisadas las bases de datos disponibles en Internet, únicamente de las colecciones presentes en *Mammal Networked Information System* (MaNIS, <http://manisnet.org/portals.html>; Wieczorek 2003), y en la Unidad de Informática para la Biodiversidad (UNIBIO), del Instituto de Biología de la Universidad Nacional Autónoma de México (<http://unibio.unam.mx/>). La información recabada de las diferentes colecciones mexicanas como en Estados Unidos de América y Canadá (estas últimas denominadas como extranjeras) se organizó en una base de datos y se procedió a su análisis taxonómico y geográfico. Los nombres de las colecciones se manejaron de acuerdo a sus acrónimos, indicados en la Tabla 1. Para contar con una aproximación del nivel de representatividad del esfuerzo de colecta por entidad federativa de la República Mexicana, se calculó la densidad de ejemplares colectados a través del número total de ejemplares de mamíferos depositados en colecciones por unidad de área de la entidad en km² (INEGI 1991).

Resultados

Se comprobó que existen ejemplares de mamíferos mexicanos depositados en 120 colecciones mastozoológicas de Norteamérica. De este total, 28 colecciones son de México, 87 de Estados Unidos de América y 5 de Canadá (Tabla 1) y, su distribución espacial se puede observar en la Figura 1. La información de 31 colecciones de los dos últimos países y una colección mexicana (CNMA) se encuentran disponibles en el portal de MaNIS (Tabla 1). En total se documentaron 421,466 ejemplares, de los cuales 233,116 se encuentran depositados en colecciones de Estados Unidos de América y Canadá, y

188,350 en colecciones de México. Esto implica que el 55.3% del material colectado de mamíferos de México (sin incluir los museos europeos) está fuera del país. La diferencia en el número de ejemplares depositados en colecciones extranjeras y mexicanas (44,766 ejemplares) equivale aproximadamente al acervo de la colección más grande de México (CNMA, 46,000 ejemplares). Del total de ejemplares documentados en las colecciones extranjeras y mexicanas, 141,468 (33.6%) se encuentran en seis grandes colecciones mexicanas (CIB, CNMA, DP, ENCB, MZFC-M y UAM-I). Las colecciones con el mayor número de ejemplares de mamíferos de México (más de 40,000 ejemplares en cada una) son CNMA (46,000), KU (44,301) y ENCB (43,985; Tabla 1).

Tabla 1. Colecciones biológicas y sus acrónimos ordenadas en función del número de ejemplares de mamíferos mexicanos depositados en México, Estados Unidos de América y Canadá. Fuente: 1 = Encuesta directa. 2 = obtenido de MaNIS. 3 = obtenido de López-Wilchis y López-Jardines (1999).

	Colecciones	Acrónimo	Número ejemplares	Fuente
1	Universidad Nacional Autónoma de México, Colección Nacional de Mamíferos	CNMA*	46,000	1
2	University of Kansas, Biodiversity Institute	KU	44,301	2
3	Instituto Politécnico Nacional, Escuela Nacional de Ciencias Biológicas	ENCB	43,985	1
4	National Museum of Natural History, Smithsonian Institution	NMNH	34,109	2
5	Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste	CIB	21,400	1
6	University of California en Berkeley, Museum of Vertebrate Zoology	MVZ	18,950	2
7	American Museum of Natural History	AMNH	17,393	2
8	Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa	UAM-I	16,550	1
9	Texas A & M University, Texas Cooperative Wildlife Collection	TCWC	16,297	3
10	University of Michigan, Museum of Zoology	UMMZ	14,365	2
11	Los Angeles County Museum of Natural History	LACM	12,166	2
12	Universidad Nacional Autónoma de México, Museo de Zoología "Alfonso L. Herrera"	MZFC-M	10,280	1
13	Michigan State University	MSU	9,631	3
14	Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Unidad Durango	CRD	8,869	1
15	Texas Tech University, The Museum	TTU	8,175	2
16	San Diego Natural History Museum	SDNHM	7,003	3
17	University of New Mexico, Museum of Southwestern Biology	MSB	6,120	2
18	Field Museum	FMNH	5,377	2
19	Louisiana State University Museum of Natural Science	LSUMZ	4,320	2
20	Universidad Autónoma de Nuevo León	UANL	4,311	1
21	El Colegio de la Frontera Sur, Unidad San Cristóbal de Las Casas	ECOSUR	4,178	1
22	Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Unidad Oaxaca	OAXMA	4,148	1
23	Universidad Veracruzana, Instituto de Investigaciones Biológicas	IIB-UV	4,023	1
24	Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo	CM-UMSNH	3,609	1
25	Angelo State University	ASVRC	3,603	3
26	California Academy of Sciences	CAS	3,584	2
27	Instituto Nacional de Antropología e Historia	DP	3,253	1

28	Harvard University Provider	MCZ	3,178	2
29	Oklahoma Museum of Natural History	OU	3,178	3
30	Carnegie Museum of Natural History	CM	3,162	3
31	Universidad Autónoma del Estado de Morelos, Centro de Investigación en Biodiversidad y Conservación	CMC	3,063	1
32	Secretaría de Medio Ambiente, Vivienda e Historia Natural	CZRMA	2,677	1
33	El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Chetumal	ECO-CH-M	2,582	1
34	Royal Ontario Museum	ROM	2,493	2
35	University of California at Los Angeles, Dickey Collection	UCLA-Dickey	2,049	2
36	New Mexico Museum of Natural History and Science	NMMNH	1,824	2
37	Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Museo de Zoología	MZ-ICACH	1,611	1
38	California State University	CSULB	1,461	3
39	University of Minnesota, J. F. Bell Museum of Natural History	MMNH	1,428	3
40	Universidad de Guadalajara. Instituto Manantlán de Ecología y Conservación de la Biodiversidad	CV-IMECBIO	1,131	1
41	Benemérita Universidad Autónoma de Puebla	EB-BUAP	978	1
42	Universidad Autónoma de Yucatán, Museo de Zoología	FMVZ-UADY	961	1
43	Occidental College, More Laboratory of Zoology	OC	936	3
44	Universidad Simón Bolívar	USB	840	1
45	Universidad Autónoma de Aguascalientes	CMUAA	801	1
46	Universidad Autónoma de Campeche	CM-UAC	766	1
47	University of Washington, Burke Museum	UW-WSM	750	3
48	Instituto Tecnológico de Huejutla	HMAM	604	1
49	Nevada State Museum and Historical Society	NSM	589	3
50	Yale University Peabody Museum	YPM	587	2
51	Fort Hays State University, Museum of the High Plains	MHP	585	3
52	Central State University	CSUO	579	3
53	Cornell University Museum of Vertebrates	CUMV	529	2
54	Universidad de Guanajuato, Museo de Historia Natural Alfredo Dugès	MADUG-MA	480	1
55	Florida Museum Natural History	UF	426	2
56	Universidad Autónoma de Baja California	CVUABC	399	1
57	University of Florida, Florida State Museum	FSM	377	
58	Instituto Tecnológico de Estudios Superiores de Monterrey y Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo	CIAD-ITESM-GUAYMAS	332	1
59	Cornell University	CU	301	3
60	Western New Mexico University Mammal Collection	WNMU	298	2
61	Academy of Natural Science of Philadelphia	ANSP	285	3
62	Instituto de Ecología Aplicada, Universidad Autónoma de Tamaulipas	IEA-UAT-M	263	1
63	Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Ciencias, Mamíferos Marinos	FCMM	256	1
64	Alberston College, Museum of Natural History	CIMNH	220	3
65	University of Puget Sound, Slater Museum of Natural History	PSM	192	3
66	James R. Slater Museum	JRSM	190	2

67	University of Texas en El Paso	UTP	186	2
68	Santa Barbara Museum of Natural History en Santa Barbara Museum of Natural History	SBMNH	176	2
69	University of Nebraska State Museum	UNSM	153	2
70	Brigham Young University, Life Science Museum	BYU	130	3
71	Texas A & M University	TAIU	100	3
72	University of Colorado Museum of Natural History	CUMNH	99	2
73	Cleveland Museum of Natural History	CMNH	98	3
74	Oklahoma State University Museum	OSU	92	3
75	University of Connecticut, Ecology and Evolutionary Biology Department	UCONN	86	3
76	California State University en Sacramento, Museum of Natural History	CSUS	84	3
77	University of Colorado Museum en Boulder	UCM	80	3
78	University of North Dakota	UND	71	3
79	New Mexico State University, Vertebrate Museum	NMSU	67	3
80	University of Iowa, Museum of Natural History	IOWA	62	3
81	San Diego State University, College of Sciences	SDSU	60	3
82	Southwestern College Natural History Museum	SCNHM	48	3
83	Washington State University, C. R. Conner Museum	CRCM	46	3
84	California State University	CSUN	40	3
85	Canadian Museum of Nature	CMN	38	3
86	Central University of Iowa	CUI	34	3
87	California State University en Los Angeles	CSULA	29	3
88	University of Wisconsin en Madison, Zoological Museum	UWZ	29	3
89	Baylor University, Strecker Museum	SM	22	3
90	University of Alaska Museum	UAM	20	2
91	Milwaukee Public Museum	MPM	18	3
92	California State University en Fresno	CSUF	17	3
93	Manitoba Museum of Man and Nature	MMMN	17	3
94	University Museum of Zoology Cambridge University	UMZC	17	2
95	Illinois State University	ISU	16	2
96	Ohio State University, Museum of Zoology	OSUMZ	16	3
97	Southern Oregon State University, Museum of Vertebrate Natural History	SOSC/MVNH	16	3
98	University of Texas en Austin, Texas Memorial Museum	TMM	15	3
99	Trailside Nature and Science Center	TNSC	14	3
100	Oregon State University, Fish and Wildlife Department	OSUFW	12	3
101	University of British Columbia, Cowan Vertebrate Museum	UBC	11	3
102	Bemidji State University	BSCVC	10	3
103	California State University en Stanislaus	CSCS	8	3
104	New York State Museum	NYSM	8	2
105	Westfields State College, D. A. Lovejoy Collection	DALC	8	3
106	California Polytechnic State University	CPSU	7	3

107	Fort Collins, Biological Survey Collection	BS/FC	7	3	
108	Vermont State College en Lyndon	VSC-L	6	3	
109	University of Nevada en Reno, Museum of Biology	UNEVR	4	3	
110	Webster State College	WEBSC	4	3	
111	Hasting Museum	HM	3	3	
112	University of Alberta, University of Alberta Museums	UA	3	2	
113	University of Missouri Museum of Zoology	UNMZ	3	3	
114	University of North Carolina-Wilming	UNCW	3	3	
115	University of Utha, Utha Museum of Natural History	UMNH	3	3	
116	University of Wisconsin en Madison, Wildlife Ecology Department	UWMWE	2	3	
117	Central Michigan University, Center for Cultural and Natural History	CCMH	1	3	
118	Miami University	MU	1	3	
119	Museum of Vertebrate Zoology, Milton Hildebrand Collection	MVZMH	1	2	
120	Wagner Free Institute of Science of Philadelphia	WFIS	1	3	
TOTAL			421,466		Nota: *CNMA, conocida antiguamente como Colección Mastozoológica del IBUNAM.

En términos de la cantidad de ejemplares depositados en colecciones mexicanas por entidad federativa en México, siete colecciones ubicadas en el Distrito Federal albergan en conjunto ~121,164 ejemplares (64% del material depositado en México y 51.97% a nivel de Norteamérica), que representa el mayor número de ejemplares al comparar con otras entidades. Dentro del territorio mexicano se encuentran, además, acervos importantes (superiores a 8,000 ejemplares) en las entidades de Baja California Sur (~21,500 ejemplares), Durango (~8,800), Chiapas (tres colecciones con un total de ~8,500 ejemplares). Es importante destacar que la mayoría de las colecciones de Norteamérica y algunas mexicanas cuentan con menos de 5,000 ejemplares mexicanos (Tabla 1).

La Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) y el Instituto Politécnico Nacional (IPN) son las instituciones que tienen el mayor número de colecciones, cada una con tres (Tabla 1). En la UNAM, las tres colecciones se encuentran dentro del campus de la Ciudad Universitaria, una en el Instituto de Biología (CNMA) y dos en la Facultad de Ciencias (FCMM y MZFC-M). En el caso del IPN, una se localiza en el Distrito Federal (ENCB), otra en Durango (CRD) y una más en Oaxaca (OAXMA). El Colegio de la Frontera Sur tiene dos colecciones, una en Chiapas (ECO-SC-M) y otra en Quintana Roo (ECO-CH-M). El resto de las instituciones tienen sólo una colección (Fig. 1).

Por otro lado, no se obtuvo información sobre la existencia de alguna colección mastozoológica para las entidades de Chihuahua, Coahuila, Sinaloa, Zacatecas, San Luis Potosí, Nayarit, Querétaro, Colima, Estado de México, Tlaxcala, Guerrero y Tabasco. En referencia al material mexicano alojado en el extranjero, las principales colecciones y depositarios de mamíferos están asociadas a los grandes museos en ciudades cosmopolitas, como es el caso del American Museum of Natural History (AMNH) en New York y el National Museum of Natural History (NMNH) en Washington, D.C., o pertenecen a instituciones educativas como el Museum of Vertebrate Zoology de la

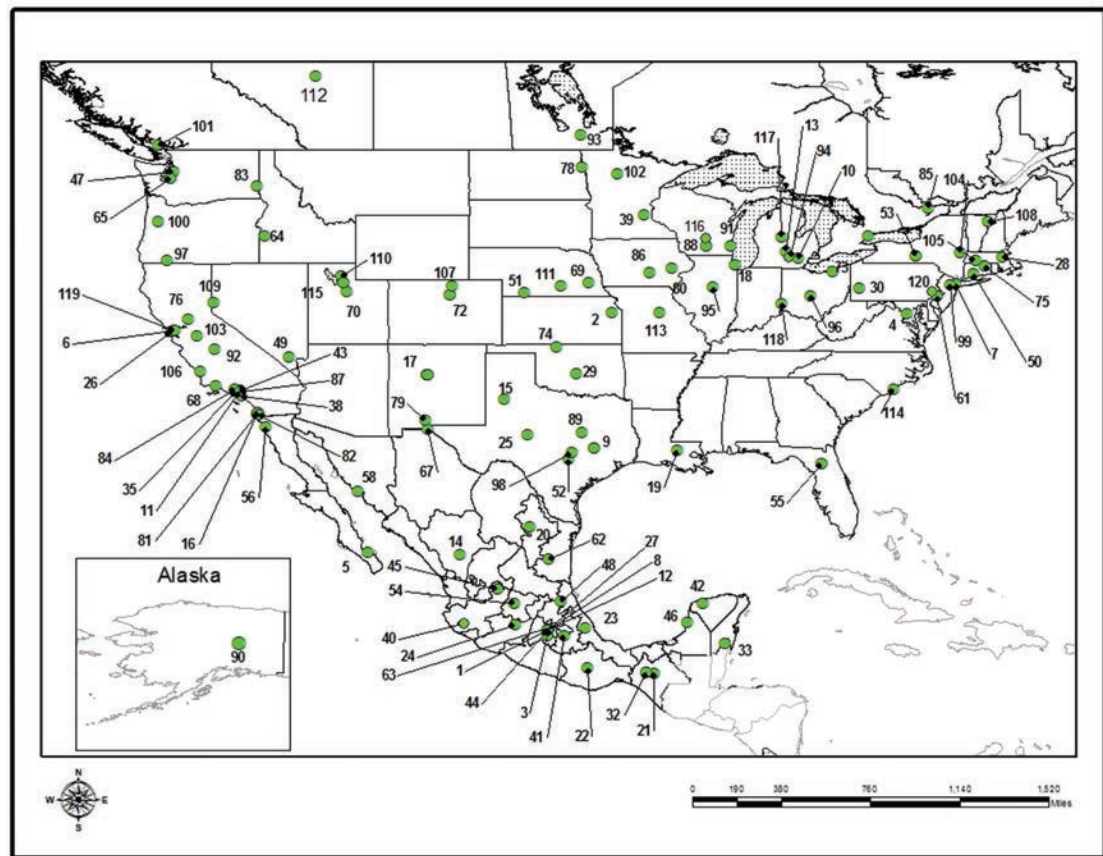


Figura 1. Ubicación geográfica de las colecciones científicas mastozoológicas en México, Estados Unidos de América y Canadá que contienen material procedente de México. Los nombres de las colecciones corresponden a los acrónimos indicados en la Tabla 1. Los números corresponden al orden de las colecciones mencionadas en la Tabla 1. 1= CNMA; 2= KU; 3 = ENCB; 4 = NMNH; 5 = CIB; 6 = MVZ; 7 = AMNH; 8 = UAM-I; 9 = TCWC; 10 = UMMZ; 11 = LACM; 12 = MZFC-M; 13 = MSU; 14 = CIIDIR- Durango; 15 = TTU; 16 = SDNHM; 17 = MSB; 18 = FMNH; 19 = LSUMZ; 20 = UANL; 21 = ECOSUR; 22 = OAXMA; 23 = IIB-UV; 24 = CM-UMSNH; 25 = ASVRC; 26 = CAS; 27 = DP; 28 = MCZ; 29 = OU; 30 = CM; 31 = CMC; 32 = CZRMA; 33 = ECOSUR; 34 = ROM; 35 = UCLA-Dickey; 36 = NMMNH; 37 = MZ-ICACH; 38 = CSULB; 39 = MMNH; 40 = CV-IMECBIO; 41 = EB-BUAP; 42 = FMVZ-UADY; 43 = OC; 44 = USB; 45 = CMUAA; 46 = CM-UAC; 47 = UW-WSM; 48 = HMAM; 49 = NSM; 50 = YPM; 51 = MHP; 52 = CSUO; 53 = CUMV; 54 = MADUG-MA; 55 = UF; 56 = CVUABC; 57 = FSM; 58 = CIAD-ITESM- GUAYMAS; 59 = CU; 60 = WNMU; 61 = ANSP; 62 = IEA-UAT-M; 63 = FCMM; 64 = CIMNH; 65 = PSM; 66 = JRSM; 67 = UTP; 68 = SBMNH; 69 = UNSM; 70 = BYU; 71 = TAIU; 72 = CUMNH; 73 = CMNH; 74 = OSU; 75 = UCONN; 76 = CSUS; 77 = UCM; 78 = UND; 79 = NMSU; 80 = IOWA; 81 = SDSU; 82 = SCNHM; 83 = CRCM; 84 = CSUN; 85 = CMN; 86 = CUI; 87 = CSULA; 88 = UWZ; 89 = SM; 90 = UAM; 91 = MPM; 92 = CSUF; 93 = MMMN; 94 = UMZC; 95 = ISU; 96 = OSUMZ; 97 = SOSC/MVNH; 98 = TMM; 99 = TNSC; 100 = OSUFW; 101 = UBC; 102 = BSCVC; 103 = CSCS; 104 = NYSM; 105 = DALC; 106 = CPSU; 107 = BS/FC; 108 = VSC-L; 109 = UNEVR; 110 = WEBSC; 111 = HM; 112 = UA; 113 = UNMZ; 114 = UNCW; 115 = UMNH; 116 = UWMWE; 117 = CCMH; 118 = MU; 119 = MVZMH; 120 = WFIS.

Universidad de California (MVZ) en Berkeley; el Biodiversity Institute de la Universidad de Kansas (KU) en Lawrence, y el Museum of Zoology de la Universidad de Michigan (UMMZ) en Michigan (Tabla 1).

Se documentó la existencia de seis colecciones de México (CIB, CNMA, DP, ENCB, MZFC-M y UAM-I) y 15 de Estados Unidos de América y Canadá con material proveniente de gran parte del territorio nacional (Tabla 1), aunque sólo seis de ellas registran ejemplares de todas las entidades federativas de la República (CIB, CNMA, ENCB, KU, NMNH y UMMZ). Cinco de las colecciones mexicanas de mayor representatividad nacional se encuentran en la Ciudad de México y, una en La Paz, Baja California Sur; en conjunto, estas seis colecciones acumulan el 75.1% del total de los ejemplares depositados en colecciones mastozoológicas del país. Cuatro de ellas están asociadas a

universidades públicas, pertenecientes a la Universidad Nacional Autónoma de México (CNMA, MZFC-M), al Instituto Politécnico Nacional (ENCB) y a la Universidad Autónoma Metropolitana Iztapalapa (UAM-I); dos a instituciones públicas de investigación como el Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste (CIB) y el Instituto Nacional de Antropología e Historia (DP), dependientes del Gobierno Federal.

Las entidades federativas mejor representadas en términos del número de ejemplares albergado en colecciones mexicanas, de Estados Unidos de América y Canadá son: Baja California (en 60 colecciones, en referencia a la península en su totalidad), Sonora (en 52 colecciones), Chiapas (en 51 colecciones) y Oaxaca (en 50 colecciones). El resto de las entidades federativas se hallan representadas en menos de 50 colecciones. Las entidades menos representadas son: Querétaro (en 15 colecciones) y Aguascalientes (en 14 colecciones; Tabla 2). Aunque hay entidades federativas de la República Mexicana que no se tiene registro de existir alguna colección mastozoológica, su mastofauna está representada en colecciones de México como es el caso de: Estado de México, Colima, Guerrero y Tabasco (en 36, 35, 41 y 27 colecciones, respectivamente; Tabla 2).

De acuerdo al número total de ejemplares depositados y catalogados en las colecciones mexicanas por entidad federativa de la República Mexicana, la mayor representación de ejemplares (más de 10,000) corresponde a cinco entidades (Baja California Sur, Chiapas, Oaxaca, Puebla y Veracruz; Tabla 2). En contraparte, entre las entidades poco representadas en las colecciones mexicanas (menos de 1,000 ejemplares), se encuentran Aguascalientes (979 ejemplares), Guanajuato (764 ejemplares), Tabasco (675 ejemplares) y Querétaro (613 ejemplares). Aguascalientes, Querétaro y Guanajuato son las entidades federativas menos representadas en colecciones mexicanas y extranjeras (en 14, 15 y 19 colecciones, respectivamente). Los estados de Guanajuato (649 ejemplares) y Aguascalientes (941 ejemplares) también están poco representadas en colecciones extranjeras (Tabla 2).

En las colecciones de Estados Unidos de América y Canadá, la mayoría de las colectas han estado enfocadas a ejemplares de seis entidades de la República Mexicana (más de 10,000 ejemplares): Baja California, Chiapas, Oaxaca, Veracruz, Jalisco y Sonora (Tabla 2). Los cinco primeros estados también son los más representados en las colecciones mexicanas. Las entidades de Oaxaca y Chiapas son las mejor representadas en colecciones de México (10,847 y 10,843, respectivamente) y de Estados Unidos de América y Canadá (16,132 y 13,290, respectivamente; Tabla 2).

Para la región norte del país, el número de ejemplares representados en colecciones mexicanas por entidad es menor a 3,000 ejemplares: Chihuahua (2,619), Nayarit (2,561), San Luis Potosí (2,450), Sinaloa (1,487), Coahuila (1,107) y Zacatecas (1,039). Además, en Chihuahua y Coahuila no hay colecciones mastozoológicas. En contraste, en las colecciones extranjeras, la región centro de la República Mexicana está pobremente representada: Hidalgo (3,076), Puebla (2,719), Distrito Federal (1,993), Morelos (1,929), Tlaxcala (1,787), Querétaro (1,593) y Guanajuato (649; Tabla 2). Cabe destacar que en las colecciones extranjeras hasta antes de la década de 1980, no se hizo distinción entre las dos entidades de la Península de Baja California (el estado de Baja California Sur se erigió como estado hasta 1974), considerada toda ella como territorio de la Baja California Sur o "Lower California", por lo que no fue posible separar los ejemplares por entidad (Tabla 2).

Tabla 2. Número de colecciones científicas en México, Estados Unidos de América y Canadá que albergan ejemplares de mamíferos de las entidades federativas de México, y número de ejemplares de mamíferos por entidad federativa de la República Mexicana depositados en colecciones mexicanas y en colecciones de Estados Unidos de América y Canadá. Los valores en negritas destacan las cifras mayores a 10,000 ejemplares por entidad federativa.

Entidad federativa	Número de colecciones	Ejemplares en colecciones de México	Ejemplares en colecciones extranjeras
Aguascalientes	14	979	941
Baja California	60**	5,545*	20,874**
Baja California Sur		13,538*	
Campeche	28	2,688	4,520
Chiapas	51	10,843	13,290
Chihuahua	47	2,619	9,395
Coahuila	34	1,107	6,767
Colima	35	2,619	2,928
Distrito Federal	43	2,754	1,993
Durango	34	7,882	6,692
Estado de México	36	2,867	2,625
Guanajuato	19	764	649
Guerrero	41	4,477	4,843
Hidalgo	29	1,933	3,076
Jalisco	48	4,076	13,556
Michoacán	40	5,828	4,722
Morelos	32	2,536	1,929
Nayarit	47	2,561	9,946
Nuevo León	34	1,112	3,100
Oaxaca	50	10,847	16,132
Puebla	34	10,644	2,719
Quintana Roo	30	2,838	1,673
Querétaro	15	613	1,593
San Luis Potosí	44	2,450	6,677
Sinaloa	48	1,487	8,882
Sonora	52	3,990	14,945
Tabasco	27	675	1,846
Tamaulipas	41	1,667	8,448
Tlaxcala	20	3,893	1,787
Veracruz	47	11,027	13,353
Yucatán	32	1,624	2,630
Zacatecas	27	1,039	6,416

*La suma de ambas entidades es 19,083.

**Incluye a las dos entidades de la Península de Baja California, México.

En cuanto a las diferencias en el número de ejemplares por entidades federativas de México entre las colecciones mexicanas, Estados Unidos de América y Canadá, los estados de Aguascalientes (38), Distrito Federal (761), Durango (1,190), Estado de México (242), Guanajuato (115), Michoacán (1,106), Morelos (607), Puebla (7,925), Quintana Roo (1,165) y Tlaxcala (2,106), están mejor representadas en colecciones mexicanas, mientras que Baja California (1,791), Campeche (1,832), Chiapas (2,447), Chihuahua (6,776), Coahuila (5,660), Colima (309), Guerrero (366), Hidalgo (1,143); Jalisco (9,480), Nayarit (7,385), Nuevo León (1,988), Oaxaca (5,285), Querétaro (980),

San Luis Potosí (4,227), Sinaloa (7,395), Sonora (10,955), Tabasco (1,171), Tamaulipas (6,781), Veracruz (2,326), Yucatán (1,006) y Zacatecas (5,377), están mejor representadas en las colecciones extranjeras.

Rodentia y Chiroptera son los órdenes taxonómicos mejor representados por el número de ejemplares en las colecciones mexicanas y extranjeras (234,978 y 120,956, respectivamente). Por el contrario, Perissodactyla, Sirenia y Pilosa son los órdenes menos representados cuyos valores de representatividad no llegan ni siquiera a la décima porcentual. Este patrón es similar al presentado en las colecciones de Estados Unidos de América y Canadá registradas en MaNIS, en López-Wilchis y López-Jardines (1999; Tabla 3).

Orden	Total México	Total Extranjeras	Suma Total	Porcentaje
Rodentia	98,998	135,980	234,978	60.95%
Chiroptera	64,667	56,289	120,956	31.37%
Carnivora	4,523	5,443	9,966	2.58%
Lagomorpha	3,151	3,361	6,512	1.69%
Didelphimorphia	2,381	1,749	4,130	1.07%
Artiodactyla	1,146	1,756	2,902	0.75%
Soricomorpha	1,001	1,451	2,452	0.63%
Cingulata	1,480	*	1,480	0.38%
Cetacea	719	285	1,004	0.26%
Primates	135	368	503	0.13%
Perissodactyla	40	50	90	0.02%
Sirenia	93	3	96	0.02%
Pilosa	129	*	129	0.03%
Edentata		316**	316	0.08%
Total	178,463	207,051	385,514	

Tabla 3. Número y porcentaje de ejemplares catalogados de mamíferos colectados en México por orden taxonómico representados en colecciones de México (datos tomados de la información vertida por curadores y Lorenzo *et al.* 2006a) y extranjeras (Estados Unidos de América y Canadá, MaNIS, López-Wilchis y López-Jardines 1999).

* No se tiene el dato para este orden en específico.

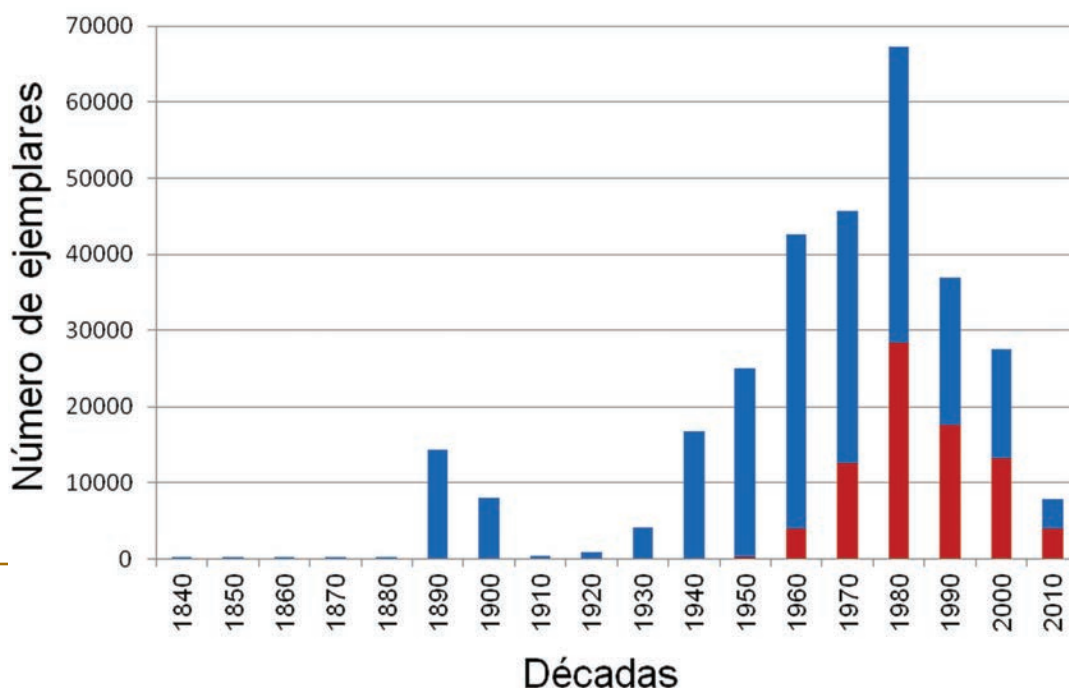
** Se sumaron los Cingulata y Pilosa para poder hacer la comparación de los datos obtenidos de las bases de datos con los de las colecciones de México.

En cuanto a las diferencias en la proporción de ejemplares por órdenes taxonómicos en colecciones mexicanas en comparación a las extranjeras, se obtiene que en colecciones mexicanas están mayormente representados Chiroptera (con el 2.17%), Cingulata (con el 0.38%), Didelphimorphia (con el 0.16%), Cetacea (con el 0.11%), Sirenia (con el 0.02%) y Pilosa (con el 0.03), mientras que Rodentia (con el -9.59%), Carnivora (con el -0.24%), Artiodactyla (con el -0.16%), Soricomorpha (con el -0.12%), Edentata (con el -0.08%), Primates (con el -0.06%) y Lagomorpha (con el -0.05%) están mejor representadas en las extranjeras. En el orden Perissodactyla la diferencia es nula.

La mayor densidad de ejemplares colectados se encuentra asociada a las entidades con extensión territorial más pequeña como son: el Distrito Federal (3.2 ejemplares/km²), Tlaxcala (1.4 ejemplares/km²), Colima (1.06 ejemplares/km²) y Morelos (0.9 ejemplares/km²). El menor número de ejemplares por área está en entidades de mayor superficie como Nuevo León (0.064 ejemplares/km²), Coahuila (0.052 ejemplares/km²) y Chihuahua (0.049 ejemplares/km²; Fig. 2). La media actual de ejemplares por cada km² para toda la República Mexicana es de 0.21 ejemplares/km², lo que equivale a decir

que se tiene un ejemplar por cada 4.76 km², y 0.096 ejemplares/km² en colecciones mexicanas, o sea un ejemplar por cada 10.42 km².

Figura 2. Número de ejemplares de mamíferos mexicanos por unidad de área (km²) por entidad de México y depositados en colecciones de México, Estados Unidos de América y Canadá.



Al retirar los datos de las cuatro entidades con mayor esfuerzo de colecta (Distrito Federal, Tlaxcala, Colima y Morelos), se obtiene una correlación lineal de 0.5 entre el número de ejemplares y la superficie de la entidad, lo que indica que a pesar de existir una serie de entidades mejor representadas, existe una menor colecta en las entidades de mayor superficie. Por otro lado, eliminando estas cuatro entidades sobrerrepresentadas existen 10 entidades más que destacan por tener una representatividad en esfuerzo de colecta mayor a la media: Nayarit (0.46), Puebla (0.39), Aguascalientes (0.35), Veracruz (0.34), Chiapas (0.32), Oaxaca (0.29), Baja California (0.28), Estado de México (0.26), Hidalgo (0.24) y Jalisco (0.22). Con excepción de Aguascalientes, Distrito Federal, Estado de México, Morelos, Puebla y Tlaxcala, todas las demás entidades están mejor representadas en colecciones extranjeras que en mexicanas. Cada una de estas entidades ha tenido una fuerte importancia en los grupos de trabajo de diferentes instituciones y por eso han recibido un fuerte esfuerzo de colecta, e incluso en la mayoría de ellas se ha publicado un compendio. El estado de Puebla está mejor representado en México debido a los grandes esfuerzos de la UAM-I, que ha centrado sus estudios en esta entidad y, adicionalmente la de Tlaxcala.

Históricamente, el periodo más importante en términos del número de formación de colecciones mastozoológicas mexicanas va de las décadas de 1960 a 1990 en el cual surgen 23 colecciones. En las décadas de 1960 y 1970 dan inicio seis colecciones (CIAD-ITESM-GUAYMAS, CMUAA, DP, MZFC-M, UAM-I y UANL) que son, en conjunto con el IPN y la UNAM las colecciones que forman a la gran mayoría de los curadores actuales de las diferentes colecciones de México (Castro-Campillo y Álvarez-Castañeda 2006). En la década de 1980 se presenta el mayor incremento en la creación de colecciones mastozoológicas en México, con once colecciones, por los apoyos económicos

proporcionados por el CONACyT (Ramírez-Pulido y González-Ruiz 2006). Finalmente, durante las últimas dos décadas (1990 y 2000) se crearon ocho colecciones más.

Los ejemplares más antiguos depositados en colecciones en México datan de 1870 y se encuentran en la Colección de Mamíferos del Museo de Historia Natural Alfredo Dugès de la Universidad de Guanajuato (Magaña-Cota 2006) y de otros gabinetes de historia natural de esa época (Rico-Mansard 2004). En 1947 se funda formalmente la Colección Nacional de Mamíferos del Instituto de Biología, de la Universidad Nacional Autónoma de México (Cervantes y Villa-Ramírez 1997), instalada en sus inicios en la Casa del Lago en Chapultepec y trasladada posteriormente a la Ciudad Universitaria (Cervantes y Villa-Ramírez 1997; Ramírez-Pulido y González-Ruiz 2006). En 1955 se funda la colección de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas del Instituto Politécnico Nacional, aunque incluye material colectado desde 1937. En 1963 se funda la colección del Instituto Nacional de Antropología e Historia, que cuenta con algunos ejemplares del antiguo Museo del Chopo (finales del siglo XIX, principios del siglo XX). En 1976 se funda la colección de la Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa e incluye material desde 1963. A partir de la década de 1940 se da un incremento en el ingreso de ejemplares tanto en colecciones mexicanas como de Norteamérica, con un pico de ingreso de ejemplares en la década de 1980 (Fig. 3).

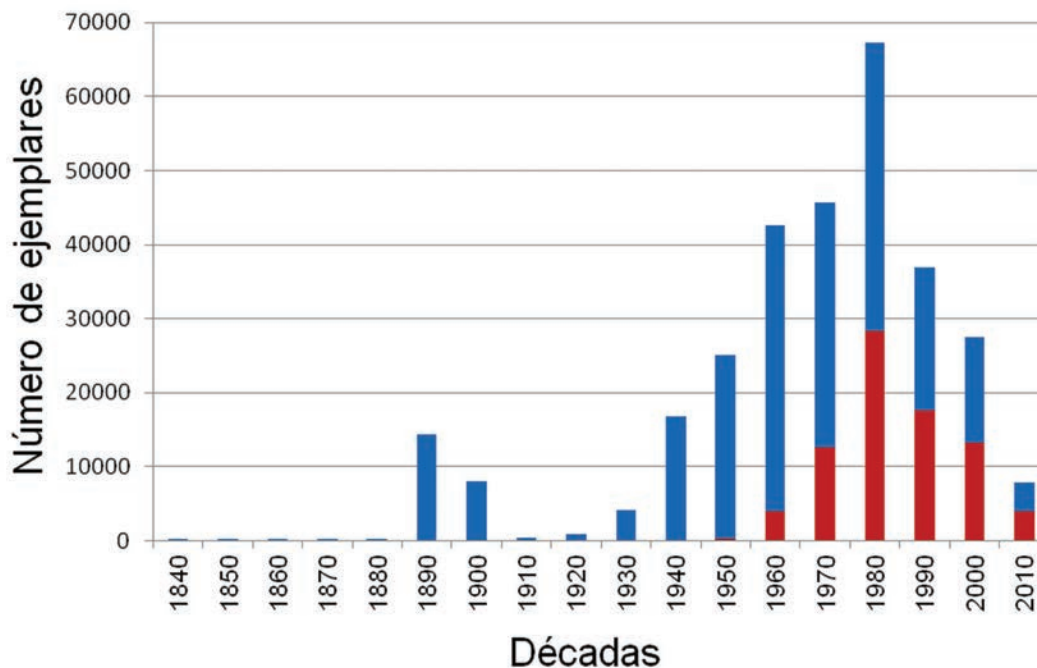


Figura 3. Número de ejemplares de mamíferos mexicanos depositados en colecciones de México, Estados Unidos de América y Canadá por década. Columnas en rojo = colecciones de instituciones mexicanas. Columnas en azul = colecciones de Estados Unidos de América y Canadá.

Discusión

Durante el siglo XIX y principios del XX, se lograron organizar acervos muy importantes de la mastofauna mexicana, entre los cuales destacan por el número de ejemplares, los museos de historia natural de Estados Unidos de América, Canadá, Inglaterra y Francia. Este material fue precursor en la generación del conocimiento de la diversidad de mamíferos de México y constituye un patrimonio científico de gran importancia y valor para la humanidad. Aunque desde finales del siglo XX y principios del siglo

XXI comienza el fortalecimiento y representatividad de la mastofauna en colecciones mexicanas. Se observa una mayor actividad científica en esta disciplina a partir de mediados del siglo XX, con el consecuente depósito de los ejemplares dentro de las mismas (Espinoza *et al.* 2006; Ramírez-Pulido y González-Ruiz 2006).

Un comparativo histórico por décadas en el ingreso de ejemplares mexicanos a las colecciones mexicanas con mayor número de ejemplares (CIBNOR, ENCB, UAMI y UNAM) y las de Estados Unidos de América y Canadá, muestra que a finales del siglo XIX y principios del XX existe la colección intensa y masiva que realizaron en nuestro país investigadores extranjeros principalmente estadounidenses (Ramírez-Pulido y Britton 1981). A ellos se debe en buena medida el conocimiento básico de la diversidad de mamíferos de México (Ramírez-Pulido y González-Ruiz 2006).

Históricamente, la colecta científica de mamíferos mexicanos se puede dividir en dos etapas. La primera realizada por instituciones extranjeras y la segunda por instituciones nacionales que continúan con las actividades de inventario (Ramírez-Pulido y González-Ruiz 2006). Sin embargo, existe una sobreposición temporal en las actividades de colecta entre las décadas de 1970 y 1990, cuando declina la colecta de instituciones extranjeras y se incrementa la de las instituciones nacionales.

Este periodo de transición obedece a dos fenómenos principales. El primero es el cambio en la legislación ambiental, incluyendo las actividades de colecta en México, que regula las actividades de colecta de los extranjeros en nuestro país que no estén asociados a investigadores mexicanos. Además, se establecen lineamientos para la exportación de ejemplares de mamíferos silvestres colectados en México. El segundo tiene que ver con el incremento en la creación de instituciones de educación superior e investigación fuera del área metropolitana de México (universidades, centros de investigación y unidades descentralizadas de las universidades nacionales; Ramírez-Pulido y González-Ruiz 2006). Esto abre la puerta para el inicio y el desarrollo de diferentes grupos de mastozoólogos que centran sus actividades de colecta fuera del Distrito Federal y como consecuencia, se estimula la descentralización que permite el nacimiento de colecciones mastozoológicas en los estados, primero con un enfoque local, luego regional y posteriormente nacional.

En promedio, las colecciones mexicanas ingresan 866 ejemplares por año. Las colecciones más activas ingresan entre 500 y 800 ejemplares, otras entre 100 y 250 ejemplares y el resto de las colecciones registran menos de 100 ejemplares al año. Esto último puede ser debido a que existen actualmente pocos fondos para coleccionar y porque han cambiado otros aspectos en la investigación en el estudio de los mamíferos, haciendo uso de los ejemplares ya existentes en las colecciones, así como de sus tejidos conservados.

Además, en el período de 1980 a 1990 el número de ejemplares de varias colecciones aumentó de manera exponencial gracias al apoyo económico que proporcionó el gobierno federal a través de la Secretaría de Educación Pública (SEP) y del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT), tanto en infraestructura como en trabajo de campo y contratación de investigadores (Hafner *et al.* 1997; Ramírez-Pulido y González-Ruiz 2006).

Aunque en 1992 se crea la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), cuya misión es promover, coordinar, apoyar y realizar

actividades dirigidas al conocimiento de la diversidad biológica, así como a su conservación y uso sustentable para beneficio de la sociedad, aparentemente su ámbito de apoyo no se refleja en la curva de crecimiento de las colecciones, como podría esperarse. Es posible que esto se deba, al menos en el caso de los mamíferos, a que en sus primeras fases la CONABIO ha financiado y fomentado principalmente la generación de bases de datos de los registros existentes en colecciones, más que la realización de nuevos inventarios, los cuales se han apoyado más en los últimos años. Por otro lado, muchas de las colecciones de mamíferos no tienen el número de ejemplares suficientes para ser financiadas por la CONABIO, por lo que han quedado al margen de estos apoyos y, por lo mismo, no pueden ser curadas de una manera adecuada. Debería haber una política de CONABIO para colecciones pequeñas con potencial de incremento y modernización de su equipo, ya que se quedan rezagadas y fuera de los fondos. Sin embargo, los beneficios que ha otorgado la CONABIO son indiscutibles y se han reflejado, por ejemplo, en la adquisición o actualización de equipos que ayudan a mantener en mejores condiciones las colecciones mayores.

En referencia a la posesión de ejemplares tipo, las colecciones de los Estados Unidos de América cuentan con 3,143 holotipos de especies de México, mientras que en las de México únicamente hay 23 (17 en la CNMA, cuatro en la ENCB, uno en el CIB y uno en el MZFC-M; Ramírez-Pulido y González-Ruiz 2006). Cabe destacar que del total de tipos actualmente en colecciones extranjeras, once fueron descritos por investigadores mexicanos (Ramírez-Pulido y González-Ruiz 2006). Esto es una muestra clara de cómo se condujo el estudio de los mamíferos en México y de cómo, hasta hace pocos años, prácticamente la totalidad de los trabajos de descripción taxonómica a nivel de especies se desarrollaron fuera del país, cuando este aún no había construido una base científica sólida. La ausencia de material tipo en México hace importante que se tengan ejemplares de representación topotípica de las diferentes especies (Álvarez *et al.* 1997), como lo realizó en la década de los ochentas la ENCB para el Centro de México y desde los noventas el CIB para el noroeste de México.

En general, las especies poco representadas en las colecciones corresponden a grupos endémicos, raros y con una distribución geográfica reducida. Más aún, una buena parte de las especies de estos órdenes poco representados en colecciones, están clasificadas como en peligro de extinción de acuerdo a la Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-2010 (SEMARNAT 2010) y, por lo tanto su colecta científica está restringida por la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), que es la autoridad ambiental del gobierno mexicano. Un caso extremo, en términos de la representatividad de especies en colecciones es el orden Erinaceomorpha, incluyendo sus dos especies, *Scapanus latimanus* y *Scalopus aquaticus* que sólo están representados en la CNMA y en el CIB, y con material extranjero en DP. Otras especies raras o microendémicas están mínimamente representadas o ausentes como en el caso de *Peromyscus mekisturus*, *P. madrensis*, *Neotoma nelsoni*, *Oryzomys nelsoni*, *O. peninsularis*, *Dipodomys gravipes*, *Orthogeomys lanis*. Incluso esta subrepresentación se manifiesta en especies descritas recientemente como *Notiosorex cockrumi* y *N. villai*, entre otras, sin contar a muchas de las subespecies. Por otro lado, las colecciones mexicanas resguardan ejemplares de especies muy poco representadas en otras colecciones del mundo, como *Myotis planiceps* (DP y UANL), *Rhogeessa mira* (DP, ENCB y CIB), *Habromys delicatulus* (MZFC-M) y *H. schmidlyi* (CIB y CRD).

Es necesario que México sea depositario de su propia biodiversidad y que exista representación de toda ella en las instituciones mexicanas encargadas de su resguardo. El contar con los ejemplares dentro del país facilita su estudio por parte de investigadores mexicanos, ya que se evita el tener que viajar a colecciones en el extranjero o solicitar préstamos del material, que en algunos casos es complicado por la imposición de restricciones migratorias, aduanales y económicas. Además es primordial que exista una descentralización que permita a las regiones y entidades contar con una representación de su diversidad regional, lo que fomentará el desarrollo de nuevos recursos humanos encargados del estudio de su diversidad y una mejor manera de salvaguardar el patrimonio en caso de incendio, sismo, huracán o cualquier otro evento catastrófico. Similarmente, es necesario que se dé un mayor impulso a las colecciones de tejidos, debido a que este tipo de material es fundamental para abordar, desde una perspectiva genética, aspectos taxonómicos y filogenéticos de los diferentes grupos de mamíferos. Esto además, no implica una gran inversión de tiempo y dinero, ya que una vez colectados los ejemplares, la obtención de tejidos y la preservación de los mismos es relativamente sencilla (Ríos y Álvarez-Castañeda 2006). Finalmente un aspecto indispensable es conocer el estado de salud de las colecciones nacionales, evaluando sus condiciones y proponiendo medidas para mejorarlas.

El norte de México es la región con menor proporción de ejemplares por km² en las colecciones mexicanas, por lo que después de revisar los registros en el extranjero, habría que revisar la necesidad de incrementar los estudios mastofaunísticos y de inventarios en estas entidades. Si bien, es posible que el factor principal sea la ausencia de una institución local con interés en estos estudios, también puede ser que su representación en las colecciones extranjeras haya llevado a realizar estudios en áreas no trabajadas antes. El análisis en función de la representatividad geográfica por entidad federativa nos demuestra que, en algunas de éstas entidades urge implementar estrategias y políticas que permitan estudiar de forma intensiva y extensiva esos territorios. Es un hecho que existe un fuerte cambio en la gestión ambiental de México y que es necesario tener un conocimiento base para en un futuro próximo poder detectar cuáles han sido los cambios en la presencia de especies y en la abundancia de las mismas.

Es de destacar el bajo número de ejemplares de mamíferos representados en colecciones por kilómetro cuadrado. Si se considera todo el material del cual se pudieron obtener datos, la cifra está próxima a un ejemplar por cada 4.76 km², mientras que en México existe una representatividad muy baja de un ejemplar por cada 10.42 km², por lo que debiera duplicarse en el corto plazo (con la consecuente generación de conocimiento), principalmente en las entidades con baja representatividad y que más alteración han presentado en sus hábitats. Dado que tener un mayor número de ejemplares colectados, no necesariamente implica una mayor representatividad geográfica y específica, es decir, una colección puede tener un número alto de ejemplares de sólo dos especies provenientes de una única localidad, mientras que otra colección puede tener menos ejemplares pero correspondientes a un mayor esfuerzo de colecta en diversas localidades; sería deseable llevar a cabo este análisis de la representatividad del esfuerzo en relación con el número de especies/ número de localidades/ entidad federativa y el número de ejemplares/ número de localidades/ entidad federativa, para tener más información de dicho esfuerzo.

El uso de ejemplares de mamíferos de colecciones ha permitido el desarrollo de estudios sobre diversos aspectos de su biología, que en conjunto han resultado en la generación de un número importante de publicaciones sobre la mastofauna mexicana. Se pueden destacar, por ejemplo, los estudios sistemáticos y taxonómicos utilizando diversos enfoques como la morfometría tradicional y geométrica y, el análisis de marcadores moleculares (principalmente del ADN mitocondrial). Estas herramientas han permitido proponer nuevos arreglos taxonómicos, límites de especies más robustos, una comprensión más sólida de los patrones filogenéticos y de distribución geográfica de los linajes (López-Ochoterena y Ramírez-Pulido 1999). Muy recientemente, la implementación de un sistema de códigos de barras de ADN se ha planteado como una herramienta para la identificación precisa de las especies y, en consecuencia, poder hacer estimaciones más acertadas de la biodiversidad (Álvarez-Castañeda *et al.* 2012).

Varios grupos de investigación continúan desarrollando estudios de distribución geográfica de las especies y se han reportado nuevos registros y ampliación de la distribución de especies en diferentes entidades de la República Mexicana. El uso de sistemas de información geográfica continúa realizándose con el fin de analizar los patrones biogeográficos de diversidad y endemismo de la mastofauna mexicana a escala regional, así como modelos de distribución potencial de especies (Martínez y Sánchez-Cordero 2006). Los estudios ecológicos poblacionales han generado conocimiento de la abundancia y la riqueza de especies a nivel local y regional, así como una mejor comprensión de la estructuración de las comunidades y las interacciones ecológicas en las que participan los mamíferos (Müdespacher *et al.* 2006).

En contraste, existen áreas geográficas pobremente exploradas, por su difícil acceso, a causa de sus condiciones fisiográficas y ecológicas y, en los últimos tiempos, por las condiciones de inseguridad que imperan en el país. El conocimiento de la biología de muchas especies endémicas y de distribución restringida es escaso o nulo, así como la de muchas especies de importancia ecológica, evolutiva, económica y de conservación.

La representatividad de los ejemplares de mamíferos no es proporcional para todas las regiones del país y se ha visto muy influida por los intereses extranjeros, que han concebido el interés de conocer los recursos bióticos de otros países, como una inversión a futuro. Sin embargo, en México no se ha comprendido la necesidad de invertir en el desarrollo del conocimiento propio, como un beneficio a futuro. El contar con un conocimiento mínimo de las especies de todas las regiones ha sido tarea importante de las actividades de investigación de las instituciones en sus propias áreas geográficas y del interés académico de los propios investigadores. El hecho de que los ejemplares estén en custodia en colecciones biológicas de instituciones de educación superior o investigación en sus propias áreas geográficas, permiten el uso y el manejo de los datos asociados a los investigadores interesados y a las entidades interesadas en el conocimiento y cuidado de la biodiversidad en la región.

En este trabajo se incluyen los datos de 28 colecciones mexicanas registradas por Lorenzo *et al.* (2006a), que contrastan con las 16 previamente documentadas por Hafner *et al.* (1997) para México. En México es necesario impulsar un reconocimiento institucional formal del valor y la importancia de las colecciones biológicas, así como la necesidad de asegurar su funcionamiento en el mediano y el largo plazos. Así mismo, sería importante generar acuerdos de trabajo entre las colecciones que deriven en la

creación de una red académica vinculada a éstas, la cual podría facilitar la búsqueda de financiamiento externo para el desarrollo de las mismas.

A la fecha se tiene registro de tres institutos de investigación que han sido cerrados.

En el caso del Centro de Investigaciones de Quintana Roo (CIQRO), el Centro de Investigaciones Ecológicas del Sureste (CIES) y el Instituto de Investigaciones sobre Recursos Bióticos (INIREB) que desaparecen en 1978 (Lorenzo *et al.* 2006c). En los dos primeros casos las colecciones de mamíferos fueron incorporadas a El Colegio de la Frontera Sur, en las sedes Chetumal y San Cristóbal de Las Casas, respectivamente (Escobedo-Cabrera y Pozo, 2006; Lorenzo *et al.* 2006b). En el caso del INIREB no se tienen registros de que hubiera existido una colección de mamíferos.

Evidentemente, la naturaleza de los datos evaluados es limitada para realizar análisis adicionales, como representación de ejemplares por tipo de vegetación, número de especies por áreas geográficas o hábitats o, registros de ejemplares recientemente colectados. No obstante, el análisis efectuado en este trabajo ha dejado ver claramente que aún quedan vacíos de información de nuestra mastofauna. En este sentido, esta carencia de información deberá ser la motivación y la línea de base para continuar con la enorme responsabilidad de completar el inventario de la gran diversidad mastofaunística de México y que, como se ha comentado, es deseable que este patrimonio natural pueda estar representado en su totalidad en las colecciones mastozoológicas mexicanas.

Agradecimientos

Agradecemos los comentarios de tres revisores anónimos que mejoraron en gran medida la calidad de este trabajo. A. Sarabia apoyó en la elaboración de la Figura 1.

Referencias

- ÁLVAREZ-CASTAÑEDA, S. T., Y A. CASTRO-CAMPILLO. 1996. II Mesa de colecciones, III Congreso Nacional de Mastozoología. Asociación Mexicana de Mastozoología, A. C. Boletín de primavera 6:3.
- ÁLVAREZ, T., S. T. ÁLVAREZ-CASTAÑEDA, Y M. GONZÁLEZ-ESCAMILLA. 1997. Localidades típicas de mamíferos terrestres en México. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste /Escuela Nacional de Ciencias Biológicas. La Paz, México.
- ÁLVAREZ-CASTAÑEDA, S. T., C. LORENZO, M. ELÍAS, P. CORTÉS-CALVA, E. RÍOS, J. ORTEGA, Y F. A. CERVANTES. 2012. DNA barcoding of mammals in Mexico: implications for biodiversity. *Open Zoology* 5:18-26.
- BROOKE, M. DE L. 2000a. Why museums matter. *Trends in Ecology and Evolution* 15:136-137.
- BROOKE, M. DE L. 2000b. Reply from M. de L. Brooke. *Trends in Ecology and Evolution* 15:375.
- CASTRO-CAMPILLO, A., Y S. T. ÁLVAREZ-CASTAÑEDA. 2006. La AMMAC y su papel en las colecciones mastozoológicas. Pp. 27- 56 in *Colecciones Mastozoológicas de México* (Lorenzo, C., E. Espinoza, M. Briones-Salas, y F. A. Cervantes, eds.). Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México y Asociación Mexicana de Mastozoología, A. C. Ciudad de México, México.
- CEBALLOS, G., Y G. OLIVA, COMPS. 2005. *Los mamíferos silvestres de México*. CONABIO, Fondo de cultura Económica. Ciudad de México, México.

- CERVANTES, F. A., y B. VILLA RAMÍREZ.** 1997. 50 años de la Colección Nacional de Mamíferos. *Ciencia y Desarrollo* 133/134:64-71.
- DREW, J.** 2011. The role of natural history institutions and bioinformatics in conservation biology. *Conservation Biology* 25:1250-1252.
- ESCOBEDO-CABRERA, E., y C. POZO.** 2006. Colección de Mamíferos del Museo de Zoología-Ecosur, Chetumal. Pp. 477-487 in *Colecciones Mastozoológicas de México* (Lorenzo, C., E. Espinoza, M. Briones-Salas, y F. A. Cervantes, eds.). Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México y Asociación Mexicana de Mastozología, A. C. Ciudad de México, México.
- ESPINOZA, E., C. LORENZO, y M. BRIONES-SALAS.** 2006. Integración del conocimiento de las Colecciones Mastozoológicas de México. Pp. 537-548 in *Colecciones Mastozoológicas de México* (Lorenzo, C., E. Espinoza, M. Briones-Salas, y F. A. Cervantes, eds.). Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México y Asociación Mexicana de Mastozología, A. C. Ciudad de México, México.
- FLEISCHER, R. C., J. J. KIRCHMAN, J. P. BUMBACHER, L. BEVIER, C. DOVE, N. C. ROTZEL, y S. V. EDWARDS.** 2006. Mid-Pleistocene divergence of Cuban and North American ivory-billed woodpeckers. *Biology Letters* 2:466-469.
- GRAHAM, C. H., S. FERRIER, F. HUETTMAN, C. MORITZ, y A. T. PETERSON.** 2004. New developments in museum-based informatics and applications in biodiversity analysis. *Trends in Ecology and Evolution* 19:497-503.
- HAFNER, M. S., W. L. GANNON, J. SALAZAR-BRAVO, y S. T. ÁLVAREZ-CASTAÑEDA.** 1997. *Mammal Collections in the Western Hemisphere. A Survey and Directory of Existing Collections.* American Society of Mammalogists, Allen Press. Lawrence, EE.UU.
- INEGI.** 1991. *Datos básicos de la geografía de México. Segunda edición.* Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. Ciudad de México, México.
- KIRCHMAN, J. J., C. C. WITT, J. A. MCGUIRE, y G. R. GRAVES.** 2010. DNA from a 100-year-old holotype confirms the validity of a potentially extinct hummingbird species. *Biology Letters* 6:112-115.
- LÓPEZ-UCHOTERENA, E., y J. RAMÍREZ-PULIDO.** 1999. La Zoología en México: contribuciones, estado actual y perspectivas. Pp. 212– 254 in *Las ciencias naturales en México* (Aréchiga, H., y C. Beyer, coords.). Biblioteca mexicana, Fondo de Estudios e Investigación Ricardo J. Zevada y Consejo Nacional para la Cultura y las Artes. Ciudad de México, México.
- LÓPEZ-WILCHIS, R., y J. LÓPEZ-JARDINES.** 1998. Los mamíferos de México depositados en colecciones de Estados Unidos y Canadá, volumen I. Universidad Autónoma Metropolitana. Ciudad de México, México.
- LÓPEZ-WILCHIS, R., y J. LÓPEZ-JARDINES.** 1999. Los mamíferos de México depositados en colecciones de Estados Unidos y Canadá, volumen II. Universidad Autónoma Metropolitana. Ciudad de México, México.
- LÓPEZ-WILCHIS, R., y J. LÓPEZ-JARDINES.** 2000. Los mamíferos de México depositados en colecciones de Estados Unidos y Canadá, volumen III. Universidad Autónoma Metropolitana. Ciudad de México, México.
- LORENZO, C., E. ESPINOZA, M. BRIONES-SALAS, y F. A. CERVANTES, EDS.** 2006a. *Colecciones Mastozoológicas de México.* Instituto de Biología, Universidad Nacional

- Autónoma de México y Asociación Mexicana de Mastozoología, A. C. Ciudad de México, México.
- LORENZO, C., J. BOLAÑOS-CITALÁN, Y E. ESPINOZA-MEDINILLA.** 2006b. Colección Mastozoológica de El Colegio de la Frontera Sur, Unidad San Cristóbal de Las Casas, Chiapas. Pp. 279-289 in Colecciones Mastozoológicas de México. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México y Asociación Mexicana de Mastozoología, A. C. Ciudad de México, México.
- LORENZO, C., E. ESPINOZA, M. BRIONES-SALAS, Y F. A. CERVANTES.** 2006c. Introducción. Pp. 15-23 in Colecciones Mastozoológicas de México. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México y Asociación Mexicana de Mastozoología, A. C. Ciudad de México, México.
- MAGAÑA-COTA, G. E.** 2006. Colección de Mamíferos del Museo de Historia Natural Alfredo Dugès de la Universidad de Guanajuato. Pp. 387-396 in Colecciones Mastozoológicas de México (Lorenzo, C., E. Espinoza, M. Briones-Salas, y F. A. Cervantes, eds.). Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México y Asociación Mexicana de Mastozoología, A. C. Ciudad de México, México.
- MARTÍNEZ, M. E., Y V. SÁNCHEZ-CORDERO.** 2006. Uso de datos de Colecciones Mastozoológicas. Pp. 177-186 in Colecciones Mastozoológicas de México (Lorenzo, C., E. Espinoza, M. Briones-Salas, y F. A. Cervantes, eds.). Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México y Asociación Mexicana de Mastozoología, A. C. Ciudad de México, México.
- MEJÍA, O., L. G. HERRERA M., B. MAY, R. A. MEDELLÍN, Y J. J. FLORES-MARTÍNEZ.** 2011. Effective Population Size Dynamics of *Myotis vivesi* During the Pleistocene and Holocene Climatic Changes. *Acta Chiropterologica* 13:33-40.
- MÉNDEZ, L., Y S. T. ÁLVAREZ-CASTAÑEDA.** 2000. Comparative analysis of heavy metals in two species of ichthyophagous bats *Myotis vivesi* and *Noctilio leporinus*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 58:51-54.
- MÜDESPACHER, Z. C., S. GAONA, Y M. MARTÍNEZ-CORONEL.** 2006. Importancia de las Colecciones y su Impacto en la Sociedad. Pp. 151-159 in Colecciones Mastozoológicas de México (Lorenzo, C., E. Espinoza, M. Briones-Salas, y F. A. Cervantes, eds.). Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México y Asociación Mexicana de Mastozoología, A. C. Ciudad de México, México.
- NIÑO-TORRES, C. A., J. P. GALLO-REYNOSO, F. GALVÁN-MAGAÑA, E. ESCOBAR-BRIONES, Y S.A. MACKO.** 2006. Isotopic analysis of $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{34}\text{S}$ "a feeding tale" in teeth of the long-beaked common dolphin, *Delphinus capensis*. *Marine Mammal Science* 22:831-846.
- PINTO, C. M., B. D. BAXTER, J. D. HANSON, F. M. MÉNDEZ-HARCLERODE, J. R. SUCHECKI, M. J. GRIJALVA, C. F. FULHORST, Y R. D. BRADLEY.** 2010. Using museum collections to detect pathogens. *Emerging Infectious Diseases* 16:356-357.
- RAMÍREZ-PULIDO, J., Y M. C. BRITTON.** 1981. An historical synthesis of the Mexican mammalian taxonomy. *Proceedings of the Biological Society of Washington* 94:1-17.
- RAMÍREZ-PULIDO, J., J. ARROYO-CABRALES, Y A. CASTRO-CAMPILLO.** 2005. Estado actual y

- relación nomenclatural de los mamíferos terrestres de México. *Acta Zoológica Mexicana* (n. s.) 21:21-82.
- RAMÍREZ-PULIDO, J., Y N. GONZÁLEZ-RUIZ.** 2006. Las colecciones de mamíferos de México: origen y destino. Pp. 73-110 in *Colecciones Mastozoológicas de México* (Lorenzo, C., E. Espinoza, M. Briones-Salas, y F. A. Cervantes, eds.). Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México y Asociación Mexicana de Mastozología, A. C. Ciudad de México, México.
- RICO-MANSARD, L. F.** 2004. Exhibir para educar: objetos, colecciones y museos de la Ciudad de México. Ediciones Pomares. Barcelona, España.
- RÍOS, E., Y S. T. ÁLVAREZ-CASTAÑEDA.** 2006. Las colecciones como banco de biodiversidad genética. Pp. 187-200 in *Colecciones Mastozoológicas de México* (Lorenzo, C., E. Espinoza, M. Briones-Salas, y F. A. Cervantes, eds.). Asociación Mexicana de Mastozología A. C. Ciudad de México, México.
- RIVERA, L. V. E.** 2012. Evaluación del nivel de salud de una colección mastozoológica. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.
- SCOBLE, M. J.** 2000. Costs and benefits of Web access to museum data. *Trends in Ecology and Evolution* 15:374.
- SECRETARÍA DE 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 en riesgo. Diario Oficial de la Federación, Segunda Sección, págs. 1 —78, Jueves 30 de Diciembre. Ciudad de México, México.
- STEEVES, T. E., R. N. HOLDAWAY, M. L. HALE, E. MCLAY, I. A. W. MCALLEN, M. CHRISTIAN, M. E. HAUBER, Y M. BUNCE.** 2010. Merging ancient and modern DNA: extinct seabird taxon rediscovered in the North Tasman Sea. *Biology Letters* 6:94-97.
- SUAREZ, A.V., Y N. D. TSUTSUI.** 2004. The value of museum collections for research and society. *Bioscience* 54:66-74.
- WIECZOREK, J.** 2003. MaNIS Portals. The Mammal Networked Information System <http://www.manis.org> (fecha de consulta, Marzo 2012).
- WILSON, D. E., Y D. M. REEDER, EDS.** 2005. *Mammal species of the World. A taxonomic and geographic reference*, tercera edición. The Johns Hopkins University Press. Baltimore, EE.UU.

Sometido: 30 de marzo de 2012

Revisado: 12 de junio de 2012

Aceptado: 13 de agosto de 2012

Editor asociado: Jesús Maldonado

Diseño gráfico editorial: Gerardo Hernández

notas de pie de página:

¹Departamento Ecología y Sistemática Terrestres, El Colegio de la Frontera Sur, Carretera Panamericana y Periférico Sur s/n, San Cristóbal de Las Casas, Chiapas 29290. E-mail: clorenzo@ecosur.mx (CL), jbolanos@ecosur.mx (JB).

²Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, Mar Bermejo 195, La Paz, Baja California Sur 23090. E-mail: sticul@cibnor.mx (STAC), mdelapaz04@cibnor.mx (MDLPC), pcortes04@cibnor.mx (PCC).

³Centro de Investigación en Biodiversidad y Conservación, Universidad Autónoma del Estado de Morelos, Av. Universidad 1001, Cuernavaca, Morelos 62209. E-mail: elisabet@uaem.mx (EA), xavier@uaem.mx (FXGC).

⁴Laboratorio de Arqueozoología, Subdirección de Laboratorios y Apoyo Académico, Instituto Nacional de Antropología e Historia, Moneda 16, Distrito Federal 06060. E-mail: aromatu@hotmail.com, aromatu5@yahoo.com.mx (JAC), fguzman@ipn.mx (AFG).

⁵Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Unidad Oaxaca, Instituto Politécnico Nacional, Calle Hornos 1003, Santa Cruz Xoxocotlán, Oaxaca 71230. E-mail: mbriones@ipn.mx (MBS), mali_cor@yahoo.com.mx (MC), cmartinr@ipn.mx (NM).

⁶Colección Nacional de Mamíferos, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Avenida Universidad 3000, Distrito Federal 04510. E-mail: fac@ibunam2.ibiologia.unam.mx (FAC), yolahm@ibunam2.ibiologia.unam.mx (YHM), jvargas@ibunam2.ibiologia.unam.mx (JV).

⁷Departamento de Zoología, Campus de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad Autónoma de Yucatán, Carr. Mérida-Xmatkuil Km 15.5, Itzimná, Mérida, Yucatán 97000. E-mail: jcsantos@uady.mx (JChS), Mirna.estrella@uady.mx (EE), hbetanc@uady.mx (SFHB), ssalas@tunku.uady.mx (CIS).

⁸Instituto de Ecología Aplicada, Universidad Autónoma de Tamaulipas, Av. División del Golfo 356, Ciudad Victoria, Tamaulipas 87020. E-mail: lcorral@uat.edu.mx (LC), hagarza@uat.edu.mx (HAGT).

⁹Laboratorio de Cordados Terrestres, Departamento de Zoología, Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, Instituto Politécnico Nacional, Carpio y Plan de Ayala s/n, Distrito Federal 11340. E-mail: celizald@encb.ipn.mx, thiadeno@hotmail.com (CEA), jclopez@ipn.mx, jclvidal@hotmail.com (JCLV).

¹⁰Departamento Ecología y Sistemática Terrestres, El Colegio de la Frontera Sur, Av. Centenario Km 5.5, Carretera Chetumal-Calderitas, Chetumal, Quintana Roo 77014. E-mail: escobedo@ecosur.mx (EEC), bmorales@ecosur.mx (BMV), cpozo@ecosur.mx (CP).

¹¹Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, 1ª sur. Poniente 1460, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, 29000 E-mail: emedinilla@yahoo.com.mx.

¹²Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo A.C., Unidad Guaymas, Carretera a Varadero Nacional km 6.6, Guaymas, Sonora 85480. E-mail: jggallo@ciad.mx.

¹³Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Unidad Durango, Instituto Politécnico Nacional, Sigma s/n, Fraccionamiento 20 de Noviembre II, Durango, Durango 34220. E-mail: diegofgarciam@gmail.com (DFGM), celiag@prodigy.net.mx, clgonzal@ipn.mx (CLG), raulmm1@yahoo.com (RMM).

¹⁴Instituto de Investigaciones Biológicas, Universidad Veracruzana, Av. Luis Castelazo s/n, Xalapa, Veracruz 91190. E-mail: agonzalez@uv.mx.

¹⁵Laboratorio de Mastozoología, Escuela de Biología, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, Blvd. Valsequillo y Av. San Claudio. Edificio 112A Ciudad Universitaria, Puebla, Puebla 72570. E-mail: rosagonzalez@hotmail.com (RMGM), jesusmartinez90@hotmail.com (JMV).

¹⁶Departamento de Biología, División de Ciencias Biológicas y de la Salud, Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa, Av. San Rafael Atlixco 186, Distrito Federal, 09340. E-mail: artilituratus@hotmail.com (NGR), jrp@xanum.uam.mx (JRP).

¹⁷Centro de Estudios de Desarrollo Sustentable y Aprovechamiento de la Vida Silvestre, Universidad Autónoma de Campeche, Avenida Agustín Melgar s/n, Ciudad Universitaria, Campeche, Campeche, 24030. E-mail: ogetana@uacam.mx, retana1967@yahoo.com.mx (ORG).

¹⁸Instituto Manantlán de Ecología y Conservación de la Biodiversidad, Departamento de Ecología y Recursos Naturales, Centro Universitario de la Costa Sur, Universidad de Guadalajara, Av. Independencia Nacional 151, Autlán de Navarro, Jalisco 48900. E-mail: liniguez@cucsur.udg.mx (LII), iruan@cucsur.udg.mx (IR).

¹⁹Laboratorio de Mastozoología, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León, Pedro de Alba y Manuel Barragán s/n, Ciudad Universitaria, San Nicolás de los Garza, Nuevo León 66460. E-mail: arturo.jimenezgz@uanl.edu.mx (AJG), canislatrans@yahoo.com.mx (JHLS), jantonionr@yahoo.com.mx (JANR), zunigar.ma54@gmail.com (MAZR).

²⁰Museo de Zoología, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Avenida Universidad 3000, Distrito Federal, 04510. E-mail: llp@ciencias.unam.mx (LLP).

²¹Instituto Tecnológico de Huejutla, Carretera Huejutla-Chalahuiyapa Km 5.5, Huejutla, Hidalgo 43000. E-mail: solmejenes@hotmail.com (SMAML).

²²Laboratorio de Mastozoología, Facultad de Biología, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Edif. B-4 planta baja, Ciudad Universitaria, Morelia, Michoacán 58000. E-mail: anunez@umich.mx (ANG)

*Corresponding author

** El resto de los autores van en estricto orden alfabético.

Descripción del nido de dos especies de *Thomasomys* (Cricetidae) en un bosque alto-andino en Ecuador

Jorge Brito M¹., William R. Teska² y Reed Ojala-Barbour²

Abstract

Nests are described for *Thomasomys aureus* and *T. paramorum* in a high Andean forest in northern Ecuador. Nests of *T. aureus* were found in the tree canopy to 6 and 7 m in height and those for *T. paramorum* were located under the roots from 15 cm to 1.5 m above the surface.

Keywords: nest, paramo, *Polylepis*, *Thomasomys*.

Resumen

Se describe los nidos de *Thomasomys aureus* y *T. paramorum* en un bosque alto andino al norte de Ecuador. Los nidos de *T. aureus* se encontraron en el dosel arbóreo a 6 y 7 m de altura y los de *T. paramorum* se localizaron bajo raíces desde los 15 cm hasta 1.5 m sobre la superficie.

Palabras Clave: Nido, Páramo, *Polylepis*, *Thomasomys*.

Introducción

Los roedores cricétidos *Thomasomys* spp. se distribuyen en los páramos y bosques subtropicales, templados y altoandinos (Barnett 1999; Voss 2003 y Albuja 2011). *Thomasomys aureus* habita principalmente en sotobosques densos y *T. paramorum* habita matorrales de *Polylepis*, páramo arbustivo, y bosques de ecotono (Voss 2003).

Para la mayoría de los pequeños mamíferos, los sitios utilizados para anidación son desconocidos; en las últimas décadas, el seguimiento a través de la bobina con hilo ha mejorado la capacidad para encontrar nidos (Miles *et al.* 1981; Wooley 1989; Briani *et al.* 2001). Los nidos son de importancia clave en la vida de los mamíferos, proporcionándoles protección contra depredadores (Hamilton, 1982), seguridad frente al clima (Faus y Vericad 1981, Kolbe y Janzen 2002) y un ambiente para el cuidado parental (Ebensperger *et al.* 2006). Las características de los nidos incluyendo arquitectura y mimetismo, varían según las especies y el tipo de hábitat (Cooper y Francis 1998).

El estudio fue realizado en un bosque andino ubicado en la Reserva Ecológica El Ángel, Provincia del Carchi, (1007969 N; 836181 O), a 3620 msnm. Según Albuja (2011), el

¹Sección de Mastozoología del Instituto de Ciencias Biológicas, Escuela Politécnica Nacional. Ladrón de Guevara E11-253. Casilla: 17-01-2759. Quito-Ecuador E-mail: jorgeyakuma@yahoo.es.

²Pacific Lutheran University, Department of Biology, Tacoma, Washington, 98447-0003.

área corresponde al Piso zoogeográfico Altoandino, de condiciones climáticas severas (Tarifa y Yensen 2001), temperaturas medias entre 11 y 12 °C, y extremos absolutos entre 0 y 18°C (Albuja *et al.* en prensa).

En enero y agosto del 2010 y enero 2012, cuatro individuos de *Thomasomys aureus* y nueve de *T. paramorum* fueron capturados con trampas vivas tipo Sherman y tratados según las pautas de manejo de la Sociedad Americana de Mastozoología (Sikes *et al.* 2011). Se colocaron en el dorso de cada uno, bobinas con 160 metros de hilo, siendo adheridas con silicona Uro-Bond IV (Fig. 1A- B), siguiendo la técnica de Boonstra y Craine (1986). Los ratones fueron liberados en el mismo sitio de captura y las bobinas se siguieron al día siguiente como sugiere Briani *et al.* (2001). Para todos los nidos se registraron las siguientes medidas: longitud, ancho, altura del nido, peso y dimensiones de las entradas del nido; también se anotó la orientación relativa en el espacio y los materiales usados para la construcción.

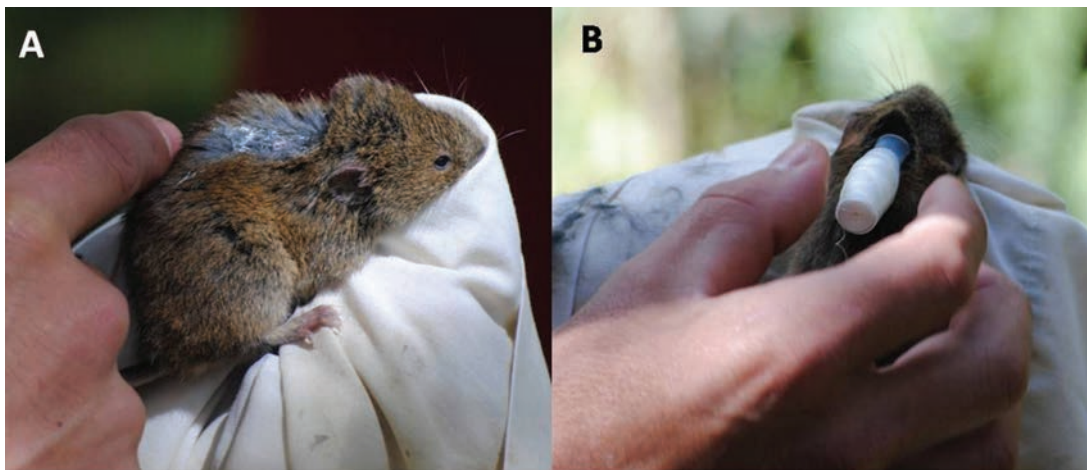


Fig. 1. A= Aplicación de silicona; B= Fijación de la bobina en el dorso de *Thomasomys paramorum* (Foto: J. Brito).

De tres bobinas seguidas en *Thomasomys aureus*, se encontraron dos nidos para un macho y una hembra. Sus medidas promedio fueron: Cabeza y cuerpo 250 mm; largo de la cola 210 mm; largo de la pata 35 mm; largo de la oreja 23 mm; peso 140 g. (Tabla. 1). Los nidos estaban situados en árboles de *Polylepis incana*, a 6 y 7 m de altura (Fig. 2A); de forma ovalada, su tamaño promedio fue de 27.5 cm de largo, 24 cm de ancho y 12 cm de altura (Fig. 2B). Los nidos poseían dos entradas, la principal (6-7 cm) con dirección norte y la secundaria (3-5 cm) con dirección sur. Los nidos estaban contruidos con material vegetal según la siguiente disposición: el contorno recubierto con pequeñas ramas de *Miconia salicifolia*, de 16-28 cm de longitud que cubrían al nido, además cortezas de *P. incana* de 6–8 cm y musgos. Los materiales del interior del nido fueron cortezas picadas de *P. incana* de tamaño menor a 5 mm y trozos de paja (*Calamagrostis intermedia*).

La distancia recorrida del sitio de liberación hasta el nido fue 86 m para el macho y 10 m para la hembra, de los cuales el 85 y 100% de recorrido respectivamente lo hicieron por los árboles. Se encontró también una cría en el nido de la hembra, la cual estaba cubierta de un fino y pequeño pelo, los ojos estaban cerrados, la longitud total fue de 80 mm.

Tres nidos de *Thomasomys paramorum* fueron encontrados a partir del seguimiento de nueve bobinas, que corresponden a dos hembras y un macho. Los individuos

presentaron en promedio las siguientes medidas: Cabeza y cuerpo 90 mm; largo de la cola 120 mm; largo de la pata 29 mm; largo de la oreja 18 mm; peso 25 g. Los nidos tenían las siguientes características y medidas promedio: forma alargada (macho) y circular (hembras), 16.6 cm de longitud, 11 cm ancho, alto 6.6 cm (Tabla.1). Todos los nidos tenían dos entradas, la principal (2-2.5 cm) con dirección norte y la secundaria (1.2-1.8 cm) con dirección sur. Un nido (macho), se encontró a 65 m del sitio de captura, bajo las raíces de *Gynoxys sodiroi*, el segundo nido (hembra) estaba ubicado a 160 m del sitio de captura, bajo las raíces de *Lachemilla orbiculata*. El tercer nido (hembra), fue hallado en un frailejón (*Espeletia pycnophyllia*), a 45 m del sitio de captura, entre hojas verdes y secas (Fig. 3 A-B) a 1.5 m de altura.



Fig. 2. A= Nido de *Thomasomys aureus* en un árbol de *Polylepis incana*, visto desde el suelo; B= nido con medidas principales (Foto: J. Brito).

Los nidos estaban contruidos en su totalidad por material vegetal. Aquellos hallados bajo la superficie fueron elaborados con cortezas de *Polylepis incana* y *Calamagristis intermedia*; en los dos nidos, la cámara interna estaba forrada de diminutas, finas y picadas cortezas de *P. incana*. Para la construcción del tercer nido el material utilizado en su totalidad fueron hojas masticadas de frailejón (*Espeletia pycnophyllia*). En enero del 2010, el nido de un macho registró una cría (bien desarrollada), con los ojos abiertos y con pelo; su longitud total fue de 110 mm.



Fig. 3. Nido de *Thomasomys paramorum* en *Espeletia pycnophyllia*; A= entrada anterior; B= entrada posterior. Fotos: R. Ojala-Barbour.

Se observo que *Thomasomys aureus* construye nidos en lo alto de árboles, cerca a cuerpos de agua; comportamientos similares reportan Morzillo et al. (2003), donde las hembras del ratón dorado *Ochrotomys nuttalli* habitan nidos contruidos en los árboles y

los machos aquellos construidos en el suelo; Meyer *et al.* (2005), reportan que la ardilla planeadora (*Glaucomys sabrinus*) construye nidos en los árboles de la conífera *Abies magnifica*, cerca de hábitats riparios; Faus y Vericad (1981), dan a conocer que la rata negra *Rattus rattus* puede construir nidos en lo alto de árboles de Cítricos; y, Moraes-Junior y Chiarello (2005), reportan que la raposa *Micoureus dimerarae* se refugia en nidos construidos en los peciolos de las palmas (*Astrocaryum aculeatissimum*), en lianas y en huecos de árboles a 4.6 y 10.6 m de altura sobre el suelo. Nuestros resultados sugieren que *T. aureus* es una especie arborícola con un comportamiento especialista.

Carácter	<i>T. paramorum</i> <i>n</i> = 3	<i>T. aureus</i> <i>n</i> = 2
Medidas corporales (mm)		
Cabeza y cuerpo	235 - 270 (250 ± 18.0)	85 - 95 (90 ± 7.1)
Cola	205 - 215 (210 ± 5.0)	117 - 123 (120 ± 4.2)
Pata	34 - 36 (35 ± 1.0)	28 - 30 (29 ± 1.4)
Oreja	22 - 24 (23 ± 1.0)	16 - 20 (18 ± 2.8)
Peso	137 - 143 (140 ± 3.0)	23 - 28 (25.5 ± 3.5)
Medidas del nido (cm)		
Largo	15 - 20 (16.6 ± 2.8)	23 - 32 (27.5 ± 6.3)
Ancho	8 - 16 (11.0 ± 4.3)	23 - 25 (24 ± 1.4)
Alto	6 - 7 (6.6 ± 0.5)	12 - 12 (12 ± 0)
Peso	40 - 49 (44.5 ± 6.3)	130 - 212 (171 ± 57.9)

Tabla 1. Principales medidas de los nidos, mínimas, máximas, en paréntesis promedio y desviación.

Los nidos de *Thomasomys paramorum* se encontraron bajo y sobre la superficie del suelo, siempre cerca a cuerpos de agua; algunos autores dan a conocer sitios de anidación de roedores similares a *T. paramorum*. Briani *et al.* (2001) menciona que la rata *Nectomys scuamipes* construye nidos en troncos caídos y *Oryzomys intermedius* bajo o dentro de troncos caídos y dentro de raíces aéreas de palmas, siempre cerca de cuerpos de agua; Udrizar-Sauthier *et al.* (2010) reportan los nidos de *Oryzomys* sp. e *Hylochilus brasiliensis* en sitios elevados a pocos centímetros de la superficie del agua.

Las entradas a los nidos estudiados presentaron siempre la misma dirección, nortesur, es posible que estas especies adoptaran este comportamiento para que los rayos del sol no los delaten ante sus depredadores y protegerse del viento.

En un nido de *T. paramorum* (macho) se encontró una cría, sugiriendo que la especie vive en grupos sociales, este comportamiento es conocido también en *Rattus rattus*, (Faus y Vericad 1981) y en *Microcavia australis* (Ebensperger *et al.* 2006), donde los nidos albergaban de 1-4 hembras reproductivas y dos machos reproductores.

Agradecimientos

A Carlos Cerón del Herbario QAP de la Universidad Central del Ecuador por su colaboración con la identificación de las muestras botánicas. Víctor Pacheco del Museo de Historia Natural de la Universidad Mayor de San Marcos Lima-Perú; Luís Albuja de la Escuela Politécnica Nacional Quito-Ecuador y dos revisores anónimos

aportaron valiosos comentarios y sugerencias al manuscrito. Por los fondos otorgados agradecemos a Wiancko Charitable Foundation y a la Pacific Lutheran University.

Referencias

- ALBUJA, L.** 2011. Lista de mamíferos actuales del Ecuador. Escuela Politécnica Nacional. Quito. http://bibdigital.epn.edu.ec/bitstream/15000/3843/4/icbio_listaMamiferos.pdf.
- ALBUJA, L., A. ALMENDÁRIZ, R. BARRIGA, F. CÁCERES, L. MONTALVO Y J. ROMÁN.** En Prensa. Fauna de Vertebrados del Ecuador. Escuela Politécnica Nacional. Quito, Ecuador.
- BARNETT, A. A.** 1999. Small mammals of the Cajas Plateau, southern Ecuador: ecology and natural history. *Bulletin of the Florida Museum of Natural History* 42:161-217.
- BOONSTRA, R., AND I. T. M. CRAINE.** 1986. Natal nest location and small mammal tracking with a spool and line technique. *Canadian Journal of Zoology* 64:1034-1036.
- BRIANI, D. C., VIEIRA, E.M., Y M. V. VIEIRA.** 2001. Nests and nesting sites of Brazilian forest rodents (*Nectomys squamipes* and *Oryzomys intermedius*) as revealed by a spool-and-line device. *Acta Theriologica* 46:331-334.
- COOPER, D. S., Y C. M. FRANCIS.** 1998. Nest predation in a Malaysian lowland rain forest. *Biological Conservation* 85:199-202.
- EBENSPERGER, L. A., P. TARABORELLI, S. M. GIANNONI, M. J. HURTADO, C. LEÓN, Y F. BOZINOVIC.** 2006. Nest and space use in a Highland population of the southern mountain (*Microcavia australis*). *Journal of Mammalogy* 87:834-840.
- FAUS, F.V., Y J. R. VERICAD.** 1981. Sobre nidos aéreos de rata negra *Rattus rattus* (Linnaeus, 1758), en el naranjal Sagutino (Valencia). *Mediterránea* 5:67-96.
- HAMILTON, W. J.** 1982. Baboon sleeping site preferences and relationships to primate grouping patterns. *American Journal of Primatology* 3:41-53.
- KOLBE, J. J., Y F. J. JANZEN.** 2002. Impact of nest-site selection on nest success and nest temperature in natural and disturbed habitats. *Ecology* 83:269-281.
- MEYER, M. D., K. A. DOUGLAS, AND N. P. MALCOLM.** 2005. Nest trees of Northern flying squirrels in the Sierra Nevada. *Journal of Mammalogy* 86:275-280.
- MILES, M. A., A. A. SOUSA, AND M. M. POVOA.** 1981. Mammal tracking and nest location in Brazilian forest with an improved spool-and-line device. *Journal Zoology* 195:331-337.
- MORAES-JUNIOR, E. A., Y A. G. CHIARELLO.** 2005. Sleeping sites of woolly mouse opossum *Micoureus demerarae* (Thomas) (Didelphimorphia, Didelphidae) in the Atlantic Forest of south-eastern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 22:839-843.
- MORZILLO, A. T., G. A. FELDHAMER Y M. C. NICHOLSON.** 2003. Home range and nest use of the golden mouse (*Ochrotomys nuttalli*) in Southern Illinois. *Journal of Mammalogy* 84:553-560.
- SIKES, R. S., W. L. GANNON, THE ANIMAL CARE AND USE COMMITTEE OF THE AMERICAN SOCIETY OF MAMMALOGISTS.** 2011. Guidelines of the American Society of Mammalogists for the use of wild mammals in research. *Journal of Mammalogy* 92:235-253.
- TARIFA, T., Y E. YENSEN.** 2001. Mamíferos de los Bosques de *Polylepis* de Bolivia. *Revista Boliviana de Ecología* 9:29- 44.

- UDRIZAR-SAUTHIER, W. O., A. M. ABBA Y D. E. UDRIZAR-SAUTHIER.** 2010. Nests of *Oligoryzomys* sp. and *Holochilus brasiliensis* (Rodentia, Cricetidae) in eastern Entre Ríos Province, Argentina. *Mastozoología Neotropical* 17:207-211.
- Voss, R.** 2003. A New species of *Thomasomys* (Rodentia: Muridae) from Eastern Ecuador, with remarks on Mammalian Diversity and Biogeography in the Cordillera Oriental. *American Museum Novitates* 3421:1-47.
- WOOLEY, P. A.** 1989. Nest location by spool-and-line tracking of dasyurid marsupials in New Guinea. *Journal Zoology* 218:689-700.

Sometido: 26 de abril de 2012

Revisado: 18 de junio de 2012

Aceptado: 17 de agosto de 2012

Editor asociado: William Z. Lidicker, Jr.

Diseño gráfico editorial: Gerardo Hernández

Normas Editoriales Revista Digital THERYA

THERYA es una revista electrónica, órgano oficial de la Asociación Mexicana de Mastozoología, Asociación Civil (AMMAC). El objetivo y alcance de **THERYA** es ser una revista de circulación internacional dedicada a la publicación de artículos sobre todos los aspectos relacionados con los mamíferos. Se acepta el envío de documentos de investigación (artículos de fondo y notas) cuyo objetivo central sean los mamíferos, así como editoriales, comentarios y revisiones de libros enfocados al estudio de mamíferos.

Presentación de manuscritos en línea

THERYA ofrece a los autores, editores y revisores la opción de utilizar un sistema plenamente habilitado para el envío en línea de manuscritos y el análisis de los mismos. Para mantener la revisión de tiempo tan breve como sea posible (evitando los retrasos del correo), los manuscritos serán enviados en línea al editor general therya@cibnor.mx con copia a Therya.ammac@yahoo.com. En el subject (asunto) se deberá de poner "manuscrito THERYA"

Nota: Utilizando la presentación de manuscritos en línea no es necesario presentar el manuscrito en copia impresa o disco.

En caso de encontrar cualquier dificultad mientras somete su manuscrito en línea, por favor ponerse en contacto con el editor general (sticul@cibnor.mx).

La revista también publica editoriales, revisiones, comentarios y notas de investigación. Todos los artículos deberán presentarse al editor general de la manera habitual, pero los autores deben indicar claramente en una carta de presentación del manuscrito si se trata de artículos de fondo, comentarios editoriales, revisiones o notas de investigación.

Idioma

THERYA imprime artículos en español e inglés. Apreciamos los esfuerzos para asegurarse de corregir el idioma antes de su presentación. Esto mejorará en gran medida la legibilidad del manuscrito si el inglés no es su primer idioma.

Presentación del Manuscrito

La ortografía del inglés puede ser británica o americana, pero debe seguirse constantemente a lo largo del artículo. Deben dejarse márgenes adecuados (2.5 cm de cada lado) en todas las páginas para permitir que los evaluadores incluyan sus observaciones. Se recomienda que todos los artículos sometidos sean enviados en Times New Roman tamaño 12 puntos a doble espacio con alineación a la izquierda. Debe asegurarse de que un nuevo párrafo pueda ser identificado claramente, por medio de una sangría de 1 centímetro. Después de cada punto y seguido debe dejar dos espacios. Las tablas, pies de figuras y figuras deben presentarse en páginas separadas al final del texto. Las tablas deben aparecer sin

colores y en su programa original (Microsoft) o insertadas como objeto, es importante que la tabla no esté insertada como imagen. En cuanto a las gráficas, debe insertarlas también como objeto o en su defecto como imagen en RGB a 300 dpi o en escala de grises a 450 dpi. Debe numerar todas las páginas y líneas del manuscrito consecutivamente desde la primera página.

Las notas de investigación serán artículos de investigación cortos de menos de cinco cuartillas y 20 citas bibliográficas. Deberán de incluir un resumen y “abstract” de menos de 50 palabras.

El nombre del archivo sometido estará formado por el apellido del primer autor, guión bajo y una palabra clave del título (e.i. Arroyo_tadarida, Lorenzo_flavigularis, etc.).

La primera página (carátula) deberá contener lo siguiente:

- Cabeza de ejecución centrado (título acortado, menos de 30 caracteres)
- En una nueva línea, colocar el título en negritas, centrado y sin punto
- En una nueva línea, mencionar los autor (es) (primero nombre (s) y después apellidos en negritas, separados por comas y antes del último autor colocar la letra y.

Si son varios autores de diferentes instituciones deben indicarse con números en superíndice después de los apellidos de cada autor. El autor por correspondencia debe indicarse con un asterisco en superíndice después del número.

-En una nueva línea, mencionar la afiliación(s), nombre completo del área, departamento e institución separados por comas y finalizar con punto. Si existen superíndices, estos deben aparecer como tal antes de la afiliación.

-Después del punto y seguido mencionar la dirección para correspondencia; primero calle y número sin signo #, coma, entidad federativa, coma, país, espacio y código postal sin C. P., punto y seguido. Número de teléfono y fax de los autores después del punto y dirección de e-mail, como E-mail: correo@electronico y terminar sin punto.

En una nueva línea, colocar un asterisco en superíndice y enseguida Corresponding autor, sin punto.

Resumen

Se debe presentar primero un breve “Abstract” (inglés) y después un Resumen (castellano) de 100 a 250 palabras. Ambos deben estar en páginas separadas y no deben contener abreviaturas no definidas o referencias no especificadas. Las palabras Abstract y Resumen deben estar en negritas seguidos de punto y seguido.

Key words y Palabras clave

Se deben proporcionar entre 5 y 10 Key words y Palabras clave en negritas después del “Abstract” (inglés) y Resumen, colocando dos puntos después de ellas como **Key words:** y **Palabras clave:** Las palabras deben estar separadas por coma y ordenadas alfabéticamente. De preferencia, no se deben repetir las palabras utilizadas en el título.

Nomenclatura

Se deben usar los nombres taxonómicos correctos de los organismos conforme con las normas internacionales y en cursivas (no subrayados). Las descripciones de taxa nuevos no deberán ser enviadas a menos que se tenga un ejemplar depositado en una colección reconocida y sea designado como tipo.

Otras nomenclaturas usadas en el texto:

c., ca. o cca. (abreviada) significa “alrededor” o “cerca de”.

E. g. (*exempli gratia*) es una locución latina que significa literalmente “dado como ejemplo” (**se utiliza en plural**).

i. e. (*id est*) es una expresión latina que significa “es decir”, es muy usada en definiciones y teoremas de las matemáticas (**se utiliza en singular**).

inc. sed. (*Incertae sedis*) se usa en taxonomía para señalar la incapacidad para ubicar exactamente un taxón (por ejemplo una especie o género) dentro de la clasificación.

s. a. o s. ampl (*sensu amplo*) es una expresión latina que significa “en sentido amplio”.

s. l. (*Lato sensu o sensu lato*) es una expresión latina que significa “en sentido amplio”, tiene los mismos usos que la expresión *sensu amplo* y se opone a la expresión *sensu stricto* o *stricto sensu*.

s. s. o s. str. (*sensu stricto o stricto sensu*) es una expresión latina que significa “en sentido estricto” o “en sentido restringido”.

sp. (especie) se refiere a una especie.

spp. (especies) se refiere a más de una especie.

ssp. (subespecie) se refiere a una subespecie.

ssp. (subespecies) se refiere a más de una subespecie.

V. gr. (*Verbi gratia*) es una locución latina de uso actual que significa literalmente “por la gracia de la palabra”. Equivale a “como tal”, “por ejemplo”; es muy utilizada con fines didácticos (**se utiliza en singular**).

Gráficas

Todas las fotografías, gráficos y diagramas deberán remitirse como ‘Figuras’ y deben estar numeradas consecutivamente (Fig. 1, Fig. 2, etc.). En las gráficas con varias partes, cada una deberá de ser etiquetada con minúsculas (Fig. 1a, b, etc.). Por favor, inserte la barra de escala directamente en las gráficas y evite al máximo colocar las claves dentro de las gráficas, es mejor referirlas a la leyenda de la gráfica. Debe evitarse el texto relativamente pequeño y la gran variación de tamaños en el mismo dentro de las figuras, ya que las gráficas se reducen a menudo en tamaño. Se debe proporcionar una leyenda detallada (sin abreviaturas) a cada figura. Todas las figuras deberán de estar citadas en el texto del artículo de manera consecutiva. Coloque las leyendas de las gráficas en el manuscrito en hoja parte y después de la Literatura citada.

Debe considerar que para el tamaño final de las figuras se deberá ajustar a la caja de impresión de la revista. Es muy importante hacer las pruebas de las líneas y el tamaño del texto en las figuras considerando el tamaño final en la publicación. Las gráficas podrán ser de dos tamaños: a) caja completa, con un ancho obligatorio de 18 cm y hasta 24 cm de largo, y b) media caja, con un ancho obligatorio de 6.6 cm y un largo de 24 cm.

Una vez aceptado el artículo para su publicación, cada una de las gráficas deberá de enviar en un archivo por separado y haber sido elaboradas en programas que permitan la edición del formato, tales como CorelDraw y Excel. Debe considerar este punto en la elaboración del manuscrito original.

Gráficas a color

THERYA ofrece opciones para reproducir ilustraciones de color en su artículo.

Tablas

Cada tabla debe estar numerada consecutivamente (Tabla 1, Tabla 2, etc.). Evite el uso de líneas verticales dentro de la tabla, colores y líneas horizontales sólo las necesarias. En las tablas, las notas al pie de página son preferibles a una larga exposición en el encabezado o en el cuerpo de la tabla. Estas notas explicativas, identificadas por letras superíndice, deben colocarse inmediatamente por debajo de la tabla. Proporcione un título (sin abreviaturas) para cada tabla, consulte la tabla en el texto y anote su ubicación aproximada en el margen derecho del mismo. Por último, coloque las tablas después de la Lista de figuras en el manuscrito.

Encabezados de sección

Los encabezados deberán de ser claramente distinguibles pero no numerados. Por ejemplo, Introducción, Materiales y métodos, Resultados, Discusión, Agradecimientos, Literatura citada. Estos deben estar centrados y en negritas. Se permiten subencabezados, que deberán aparecer alineados a la izquierda sin negritas y en cursivas. En la siguiente línea debe aparecer el texto con sangría. En Inglés Introduction, Material and methods, Results, Discussion, Conclusions (optional) Acknowledge and References.

Apéndices

El material complementario debe ser recogido en un apéndice y colocarlo antes de la sección de referencia. Los apéndices deben estar enumerados con números arábigos.

Agradecimientos

Se agradecerá a personas, agencias financiadoras y organizaciones que hayan ayudado a la realización del trabajo. Se incorporará en un párrafo por separado previo a las referencias. No se utilizan los títulos académicos ni los nombre propios de las personas, sino sus iniciales y su apellido.

Referencias

En el texto, una referencia debe escribirse por medio del apellido del autor seguido por la fecha de la referencia entre paréntesis. Cuando existan más de dos autores, sólo debe escribirse el apellido del primer autor, seguido de '*et al.*', en cursivas. En caso de que un autor citado haya tenido dos o más obras publicadas en se mismo año, la referencia, tanto en el texto y en la lista de referencia, debe ser identificado como una letra minúscula 'a' y 'b' después de la fecha para distinguir las obras. Al citar dos o más referencias, éstas deben escribirse en orden cronológico y deben estar separadas por punto y coma.

Ejemplos: Winograd (1986)

(Winograd 1986a, b)

(Winograd 1986; Flores *et al.* 1988)

(Bullen and Bennett 1990)

Por favor evite citar tesis, presentaciones en congresos y reportes técnicos.

Artículos de revistas:

Apellido (coma y espacio), iniciales de los nombres seguidas de punto cada una, (coma) "y" o "and" dependiendo del idioma en el que este escrito el manuscrito sometido

que se publicará en *THERYA*, iniciales de nombre del último autor, apellido (punto y dos espacios), año de publicación (punto y dos espacios), título de la publicación (punto y dos espacios), nombre completo de la revista volumen (sin fascículo), dos puntos y número de páginas separas por guión.

BAKER, R. J., Y D. BRADLEY (TIPO DE LETRA VERSALES NEGRITAS Y SANGRIA FRANCESA). 2006. Speciation in mammals and the Genetic Species Concept. *Journal of Mammalogy* 87:643–662.

Libros:

HALL, R. E. (TIPO DE LETRA VERSALES NEGRITAS) 1981. *The Mammals of North America*. John Wiley and Sons, New York, EE.UU. (NOTA: poner la ciudad y el país. Se utiliza EE.UU. para los Estados Unidos de America)

Libros editados (no incluir número del capítulo):

WILSON, D. E., Y D. M. REEDER (eds.). 2005. *Mammal Species of the World, a Taxonomic and Geographic Reference*, tercera edición. Johns Hopkins Press, Baltimore, EE.UU.

Capítulos de Libros:

WILLIAMS, D. F., H. H. GENOWAYS, Y J. K. BRAUN. 1993. Taxonomy and systematics. Pp. 38–197 in *Biology of the Heteromyidae* (Genoways, H. H., y J. H. Brown, eds.). Special publications No. 10, American Society of Mammalogy, Lawrence, EE.UU.

Mammalian Species:

BEST, T. L., Y H. H. THOMAS. 1991. *Dipodomys insularis*. *Mammalian Species* 374:1–3.

Programas de cómputo:

NYLANDER, J. A. A. 2004. MrModeltest v2.2 Program distributed by the author. Evolutionary Biology Center. Uppsala University, Uppsala, Suecia.

Pruebas de galera

Se enviará las pruebas de galera al autor de correspondencia. Una vez corregidas las pruebas de galera se deberán de regresar con el manuscrito original, al editor general (por correo electrónico) en no más de tres días.

Separatas

THERYA al ser una revista electrónica no tendrán separatas.

THERYA no tiene gastos de impresión por página y gráficas **de color**

Derechos de autor

Se pedirá a los autores, tras la aceptación de un artículo, el transferir el derecho de autor del artículo a la Asociación (AMMAC). Esto asegurará la difusión más amplia posible de información bajo leyes de derechos de autor.

Permisos

Es la responsabilidad del autor obtener permiso por escrito para citar material no publicado.

