

Therya

Volumen 4

Número 3

diciembre 2013

WILDVIEW 02-20-2008 20:32:43



www.mastozoologiamexicana.org
AMMAC

La Portada

Se incluye en la Portada una imagen de un individuo silvestre de lobo mexicano (*Canis lupus baileyi*) obtenida de una cámara-trampa colocada durante la primera prospección de búsqueda de esta especie y de la evaluación de sus presas en sitios potenciales para su reintroducción en la Sierra Madre Occidental en 2008. Por la posición y tamaño del ejemplar, se trata de una hembra, ya que recién ha marcado olorosamente sobre el suelo en una postura de "squat", exclusiva de las hembras, por la fecha de la imagen estaban en el periodo reproductivo, la secuencia de fotografías incluye a su pareja. La especie se encuentra enlistada en la NOM-059 como extinta en el medio silvestre y en el 2011 se comenzó con el programa de reintroducción de lobo mexicano en el medio silvestre en México (foto tomada por Jorge Servin).

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 decimoprimer 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 4, número 3

Diciembre 2013

Contenido

Carta del Editor _____	425	176
Editorial:		
Perspectivas de estudio, conservación y manejo de los Carnívoros en México <i>Jorge Servín</i> _____	427	175
Depredación de ganado por jaguar y otros carnívoros en el noreste de México <i>Juan L. Peña-Mondragón y Alicia Castillo</i> _____	431	153
Revisión bibliográfica actualizada del oso negro en México <i>Luis Antonio Juárez-Casillas y Cora Varas</i> _____	447	114
Análisis filogenético del linaje evolutivo del oso negro (<i>Ursus americanus</i>) de México <i>Luis Antonio Juárez-Casillas, Cora Varas y Fernando A. Cervantes</i> _____	467	155
Morfología cráneo-mandibular del oso andino <i>Tremarctos ornatus</i> (Carnivora: Ursidae) <i>Marcelo Stucchi y Judith Figueroa</i> _____	485	168
Presencia del oso andino <i>Tremarctos ornatus</i> (Carnivora: Ursidae) en el Corredor de Conservación Vilcabamba-Amboró, sureste del Perú <i>Judith Figueroa y Marcelo Stucchi</i> _____	511	169
Presencia de doble estro anual en una hembra de lobo mexicano (<i>Canis lupus baileyi</i>) en cautiverio <i>Ma. de la Asunción Soto, Carmen Vázquez, Xochitl Ramos, Ma. de Lourdes Yáñez L. y Miguel A. Armella</i> _____	539	148
Riqueza de especies y gremios tróficos de mamíferos carnívoros en una selva alta del sureste de México <i>Gabriela Pérez-Irineo y Antonio Santos-Moreno</i> _____	551	157
Cuidados maternos y registros recientes de Puma (<i>Puma concolor</i>) y Gato Montes (<i>Lynx rufus</i>) en el estado de Hidalgo, México <i>Alberto Enrique Rojas-Martínez, Melany Aguilar-López y Brenda Muñoz Vázquez</i> _____	565	154
Cariotipo de <i>Peromyscus grandis</i> (Rodentia: Cricetidae) <i>Nicté Ordóñez-Garza, Vicki J. Swier, John D. Hanson, Cibele G. Sotero-Caio, and Robert D. Bradley</i> _____	575	122

Ámbito hogareño del conejo mexicano (<i>Sylvilagus cunicularius</i>) en un bosque templado del centro de México <i>Jorge Vázquez, Verónica Farías, Luisa Rodríguez-Martínez, Amando Bautista, Guadalupe Palacios-Roque y Margarita Martínez-Gómez</i>	581	144
Riqueza y la abundancia de mamíferos medianos de la reserva biológica Tirimbina, Costa Rica <i>Alberto Astiazarán Azcárraga</i>	597	147
Sitios utilizados por la nutria neotropical en una selva baja caducifolia en la costa de Oaxaca, México <i>Ma. Antonieta Casariego-Madorell</i>	603	137
Extensión del área de distribución de <i>Sturnira koopmanhilli</i> McCarthy et al. 2006 en Colombia <i>Víctor M. Martínez-Arias y Sergio Solari</i>	617	152
Aportaciones al listado de los mamíferos carnívoros del sur de la Reserva de la Biosfera Montes Azules, Chiapas <i>Valeria Towns, Rodrigo León, Javier de la Maza y Víctor Sánchez-Cordero</i>	627	171
Albinismo platinado en <i>Liomys pictus</i> (Mammalia: Heteromyidae) <i>Matías Martínez-Coronel, Rogelio Bautista y Martha Isela Verona-Trejo</i>	641	149
Riqueza, abundancia y diversidad de mamíferos silvestres entre hábitats en el Parque Nacional Cañón del Sumidero, Chiapas, México <i>Erika Arroyo Chacón, Alejandra Riechers Pérez, Eduardo J. Naranjo y Gustavo Rivera-Velázquez</i>	647	140
Fe de erratas del manuscrito: Roedores y murciélagos en la zona cafetalera del Volcán Tacaná, Chiapas, México <i>Víctor Hugo Mendoza Sáenz y Anna Horváth</i>	677	159

fascículo 12 http://www.mastozoologiamexicana.org/doi/10.12933/therya-4_3/therya-4_3
DERECHOS DE AUTOR Y DERECHOS CONEXOS, año 4, No. 12, septiembre-diciembre de 2013, 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. 04-2009-112812171700-102, 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 15 diciembre 2013.
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. Instituto Politécnico Nacional 195. La Paz, Baja California Sur, México 23096. 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 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, D. C. 20013-7012. E-mail: maldonadoj@si.edu.

Jan Schipper. Editor asociado de artículos. Arizona State University-West, 4701 Thunderbird Road, Glendale, Phoenix, AZ 85069, USA. E-mail: jan@sierra2sea.org.

Gerardo R. Hernández García. Diseño Gráfico y Editorial. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste. Departamento de Extensión y Divulgación Científica. Instituto Politécnico Nacional 195. La Paz, Baja California Sur, México 23096. E-mail: ggarcia04@cibnor.mx.

Carta del Editor

El presente fascículo es el doceavo de la revista THERYA. Este proceso de consolidación ha sido largo, pero lleno de estimulaciones y de aciertos, al poder crear un órgano de difusión dentro de la Asociación Mexicana de Mastozoología A. C. que promueva la difusión del conocimiento de los mamíferos. Al realizar una revisión del material publicado en el siglo XXI sobre mamíferos mexicanos con gusto hemos encontrado que en la actualidad THERYA es la revista que más contribuciones ha publicado en este tenor, esto debido a la confianza de todos ustedes.

La Asociación Mexicana de Mastozoología A. C. y su grupo editorial tiene el honor comentarles que la revista THERYA a tres años de su fundación, con altos estándares de calidad y su publicación ininterrumpida, ha sido incluida dentro del patrón de excelencia de revistas científicas y tecnológicas del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología de México. Máxima institución rectora de la administración de la ciencia en México.

Este reconocimiento a THERYA se debe a la activa participación de toda la comunidad, tanto nacional como internacional que ayudo a ser viable este proyecto. La inclusión de la revista en el padrón de excelencia del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología de México tiene como base aspectos del manejo de la revista como son: el corto tiempo entre la recepción y publicación de las contribuciones; la evaluación académica de cada una de las participaciones que se incluyen en cada fascículo; la publicación periódica en tiempo y forma; la calidad en aspectos editoriales; el registro puntual de cada una de las contribuciones y todos los aspectos relacionados con cada una de ellas y el alto grado académicos de los revisores y de grupo de trabajo de THERYA.

El grupo editorial de THERYA desea agradecer a la comunidad de mastozoología su apoyo en todos los diferentes aspectos asociados a un órgano de difusión, desde el tenernos la confianza para ser el órgano de difusión de sus trabajos a través de su publicación hasta el trabajo anónimo de la revisión de manuscritos en un formato constructivo que nos ayude a poder difundir los aspectos de los mamíferos, que es el tema que nos apasiona y aglutina.

Sergio Ticul Álvarez-Castañeda

Editor General

Perspectivas de estudio, conservación y manejo de los Carnívoros en México

Los mamíferos del Orden Carnívora, son el objeto de publicación del presente fascículo de *Therya*. Reconociendo que, en la naturaleza las interacciones que ocurren entre las especies han sido uno de los motores de la evolución biológica. Los mamíferos no son la excepción de la naturaleza y la relación depredador-presa es una interacción permanente que, desde una visión evolucionista ha influido en la aparición y extinción de muchas especies en la historia del planeta. Así, en la actualidad se reconoce que, “la depredación es una práctica ancestral y redituable... aunque no del todo honorable”. De tal forma que los depredadores han jugado un papel importante y activo en la conformación del mundo vivo. Los Carnívoros son, uno de los dos protagonistas de esta interacción y esta es una gran razón por la cual la ciencia ha estado particularmente interesada en conocer, estudiar y conservarlos.

En México y Latinoamérica desde hace poco más de diez años, el estudio de este grupo se ha incrementado notablemente, esto se debe a diferentes causas, oportunidades, y entre otros a la aparición de una serie de herramientas tecnológicas accesibles y que se están utilizando ampliamente para identificar, descubrir y estudiar a los Carnívoros. Los cuales muestran características muy especiales y secretivas, que los ha mantenido como un grupo poco conocido por los científicos. Esto es debido a que la mayoría de las especies son de hábitos nocturnos o crepusculares, elusivos al hombre y a sus actividades, se desplazan solitarios en grandes extensiones territoriales, con ámbitos hogareños extensos, con requerimientos de hábitat tal que les proporcionen suficiente alimento y refugio, nichos ecológicos especializados, tienen bajas tasas de reproducción, son depredadores, tienen bajas abundancias poblacionales y este conjunto de cualidades los ha convertido en animales interesantes y carismáticos. Por lo que son un grupo que debe atenderse en su estudio y conservación.

En México, a grandes rasgos se consideran que ocurren ca 450 especies de mamíferos silvestres terrestres, así el Orden Carnívora, está representado por 5 familias, 22 géneros y 32 especies, de tal manera que son el tercer grupo más numerosos de especies nativas, después de los Roedores (ca 222 especies) y Quirópteros (ca 136 especies). Existen en una amplia variedad de tallas, desde alrededor de 100 g (*Mustela frenata*), hasta especies cuyos individuos alcanzan pesos superiores de 70 kg como el Jaguar (*Panthera onca*), el Puma o león de montaña (*Puma concolor*), y el Oso negro (*Ursus americanus*).

Teniendo una notable representación de carnívoros de talla mediana (entre 4 y 20 kg) también conocidos como mesocarnívoros.

Además de tener presencia en todo el territorio mexicano, son elementos importantes y claves en la dinámica de los ecosistemas y también claves en el mantenimiento de la biodiversidad local y regional. A pesar de esta alta diversidad de especies, también falta mucho por conocer de las características biológicas y ecológicas del grupo y de la mayoría de las especies. Para que, con este conocimiento construir estrategias robustas y exitosas de conservación biológica y más aún, ejecutando acciones y programas de manejo que aseguren su permanencia en el largo plazo, principalmente resolviendo situaciones conflictivas que generan en las actividades agropecuarias en las comunidades rurales colindantes y cercanas de las Áreas Naturales Protegidas por la sola presencia y en menores casos por la abundancia de estos depredadores en estos sitios.

Evitar que se repita lo que sucedió en el siglo XX, donde al menos una de las especies de Carnívoros de mayor talla se extinguió, antes que los biólogos hubiesen acumulado el conocimiento biológico básico de ellos, tal fue el caso del Oso Gris (*Ursus arctos*), que se eliminó del Norte de México a principios de la década de los años 1960. Debido a la ausencia de leyes ambientales y políticas públicas hacia la conservación biológica, otras especies fueron llevadas al borde de su extinción como, el lobo mexicano (*Canis lupus baileyi*), el Jaguar (*Panthera onca*), el león de montaña o puma (*Puma concolor*) y el oso negro (*Ursus americanus*). Actualmente la legislación mexicana incluye 22 taxones de Carnívoros terrestres nativos en alguna categoría de riesgo (Tabla 1).

Actualmente en la mayoría de las especies de mesocarnívoros, se carecen de datos poblacionales y de su distribución real, que permitan emitir juicios acerca del nivel de riesgo y también de programas de conservación objetivos y robustos. También en una visión de mediano plazo, se hace evidente que las leyes ambientales y las políticas públicas relacionadas con la conservación biológica a partir de la década de 1980, comenzaron a detener y revertir procesos de extinción de los grandes carnívoros, de tal forma que en la actualidad, se tienen buenos y alentadores resultados sobre el estatus de conservación de éstas, sin embargo, aún falta mucho camino por construir.

Sin duda, en la actualidad en México estamos viviendo una época de transición entre dos posturas complementarias que involucran a los carnívoros, el dilema que se está creando entre la conservación biológica y el manejo de estas especies. Debido a los alentadores resultados obtenidos en el mediano plazo sobre la recuperación de las grandes especies de Carnívoros en México, los conflictos entre estas especies y el hombre comienzan a reaparecer o hacerse evidentes en el escenario de la gestión para la conservación. Para fortalecer y continuar avanzando en las metas de la conservación de estas especies de grandes carnívoros, es necesario complementar con programas prácticos de manejo de los individuos conflictivos de estas especies. Hay que reconocer que en algunos casos y regiones, ya es urgente adoptar medidas de manejo que fortalezcan a la conservación y cuidar que no se revierta el proceso de conservación

en esta etapa conflictiva emergente y perder lo avanzado en estos más de 30 años de esfuerzos de conservación de los grandes carnívoros en México.

Posiblemente estos últimos argumentos hayan sido muy influyentes para una alta atención e inversión de esfuerzos humanos y económicos en la investigación sobre grandes especies de mamíferos carnívoros silvestres en México. Así se explica que las diferentes familias de Carnívoros se han estudiado en magnitudes diferentes, ya que las especies de mayor tamaño han y están recibiendo mayor atención e inversión económica para su estudio y conservación, mientras que las especies medianas y pequeñas han sido atendidas en menor escala. Es evidente que ha llegado el tiempo y es necesario incrementar nuestros conocimientos de ellos, para enriquecer y complementar los programas de conservación actual en nuestro país y a futuro inmediato transitar hacia ejecutar programas de manejo y aprovechamiento sustentable de la vida silvestre.

Tabla 1. Se muestran los 22 Taxones de Carnívoros terrestres nativos de México que están actualmente incluidos en alguna de las diferentes categorías de riesgo en la legislación federal (NOM-059-ECOL-2010).

Categoría de Riesgo NOM-059-ECOL-2010	Taxón	Nombre Común
Probablemente extinta en el medio silvestre	<i>Canis lupus baileyi</i>	Lobo Gris Mexicano
	<i>Ursus arctos horribilis</i>	Oso Pardo u Oso Grizly
En peligro de extinción	<i>Leopardus pardalis</i>	Ocelote
	<i>Leopardus wiedii</i>	Tigrillo
	<i>Panthera onca</i>	Jaguar
	<i>Eira barbara</i>	Tayra
	<i>Procyon insularis</i>	Mapache de las Islas Marías
	<i>Procyon pygmaeus</i>	Mapache de Cozumel
	<i>Ursus americanus eremicus</i>	Oso negro
	<i>Vulpes macrotis</i>	Zorra norteña o desértica
	<i>Herpailurus yagouaroundi</i>	Jaguarundi
	<i>Galictis vittata</i>	Grisón
Amenazada	<i>Lontra longicaudis annectens</i>	Nutria neotropical
	<i>Spilogale pygmaea</i>	Zorrillo pigmeo
	<i>Taxidea taxus</i>	Tlalcoyote
	<i>Bassariscus astutus insulicola</i>	Cacomixtle norteño
	<i>Bassariscus astutus saxicola</i>	Cacomixtle norteño
	<i>Nasua narica nelsoni</i>	Tejón de Cozumel
	<i>Conepatus semistriatus conepatl</i>	Zorrillo narigón
	<i>Bassariscus sumichrasti</i>	Cacomixtle tropical
Protección especial	<i>Potos flavus</i>	Mico de noche
	<i>Ursus americanus eremicus*</i>	*Oso negro, la población de la Sierra del Burro en Coahuila

¿Hacia dónde continuar con los carnívoros en México? Esta es una pregunta que requiere de respuestas en el corto plazo bajo los escenarios anteriormente expuestos. Por lo que planteo: Continuar generando el conocimiento básico de la biología y ecología de los carnívoros en México. Iniciar con la generación del conocimiento aplicado en los aspectos de conflicto carnívoro-humano, sobre todo para su mitigación, solución y adoptando como meta, la permanencia en el largo plazo de los carnívoros (grandes, medianos y pequeños) nativos. Desarrollar con base en nuestras capacidades y experiencias de conservación, una escuela de pensamiento mexicana sobre el manejo

de carnívoros silvestres nativos, vinculada con los temas de resolución de conflictos con ganaderos y agricultores, conservación de la biodiversidad y uso sustentable de los recursos naturales. Hacer que este gremio académico se vincule con el sector gubernamental federal, estatal y municipal, para que sea un actor clave e influyente en la adopción de medidas de conservación, y ejecutar acciones de manejo de los carnívoros silvestres. Vinculación con el sector privado, sobre todo con los legales propietarios de las Unidades de Conservación Manejo y Aprovechamiento de la Vida Silvestre (UMA), para llevar a cabo las estrategias de conservación y hacer un manejo real a largo plazo, minimizando los conflictos y privilegiando la permanencia y conservación de los carnívoros silvestres. Atender con recursos económicos y humanos a las especies de carnívoros silvestres de tallas pequeñas y medianas. Diseñar y ejecutar programas de conservación y manejo de grandes carnívoros donde se incluya también la conservación y manejo de las poblaciones de sus especies presas y el manejo de hábitat que ocupan tanto los depredadores como las presas. Adoptar acciones de colaboración conjunta y sinérgicas entre los grupos académicos activos que trabajan en la conservación de los grandes carnívoros en México. Adoptar una visión de comunidades para el estudio de los Carnívoros y su conservación en México. Ejecutar programas de manejo, no solo plantear proyectos de conservación. Estamos entrando a una época o etapa donde la acción y ejecución de programas será básico para el éxito de la conservación y permanencia de los carnívoros en México. Restaurar y manejar hábitat que beneficie a las presas y por tanto a los carnívoros silvestres. Estimular y crear un mercado económico de la fauna silvestre, donde también se incluyan a los carnívoros como un elemento valioso y no solo conflictivo de los ecosistemas productivos.

En la medida que se vayan fortaleciendo estas propuestas y otras emergentes, así como alcanzando metas que involucren a los Carnívoros como elementos claves en el mantenimiento de la biodiversidad, la permanencia de los Carnívoros silvestres se asegurará en el largo plazo.

Aún falta mucho por hacer y los jóvenes biólogos y científicos de este siglo XXI tienen un escenario muy amplio para trabajar en favor de la conservación y manejo de los Carnívoros y sus hábitats en México.

Jorge Servín^{1*}

¹Laboratorio de Ecología y Conservación de Fauna Silvestre; Departamento el Hombre y su Ambiente; Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Xochimilco, Calz. Del Hueso #1100, Col. Villa Quietud, Ciudad de México, 14910, México. E-mail: jservin@correo.xoc.uam.mx

*Corresponding author

Depredación de ganado por jaguar y otros carnívoros en el noreste de México

Juan L. Peña-Mondragón^{1*} y ¹Alicia Castillo

Abstract

The principal factors that contribute to the conservation of large carnivorous mammals are, the increase in human density, the amount of remnant natural habitat, land use change and hunting (of the species and their natural preys). In order to take effective conservation actions is necessary to understand all the dimensions of the human-carnivore conflict. One alternative is to assess the economic damage caused by carnivores on cattle a herd which is a major cause of their persecution and elimination. Damage assessed by jaguar in southern of Nuevo Leon. At the same time, we evaluated the economic damage of black bear, coyote, cougar, bobcat and gray fox in order to compare the economic value of damages to livestock. Eighty people were surveyed in 60 rural communities. Economic damages in livestock (in USD) were 134,253 in 1992-2010. By species these were: black bear 43,077; jaguar 39,016; cougar 17,057; coyote 28,492; bob cat 4,095 and gray fox 2,514. Knowing the damage that the jaguar and other carnivores have on the economy of peasant's families is essential for the design of mitigation strategies that lead to conflict and that conduce to achieving the conservation of the jaguar.

Keywords: *Panthera onca*, human – wildlife conflict, conservation, Nuevo León.

Resumen

El aumento de la densidad humana, la cantidad de hábitat natural remanente, el uso de suelo y la incidencia de cacería, ya sea de subsistencia o furtiva (de la especie y de sus presas naturales), son factores que contribuyen a la conservación o eliminación de los grandes mamíferos carnívoros. Para poder emprender acciones de conservación efectivas, es necesario entender el problema en todas sus dimensiones. Una de ellas es poder contabilizar los daños económicos que causan los carnívoros en los hatos ganaderos que es una de las principales causas de su persecución y eliminación. En el presente trabajo evaluamos los daños causados por jaguar en el sur de Nuevo León. Al mismo tiempo, se evaluaron los daños económicos por oso negro, coyote, puma, gato montés y zorra gris para comparar el valor económico de los daños sobre la ganadería. Se encuestaron 80 personas en 60 comunidades rurales. Los daños económicos (en dólares Americanos) en la ganadería ascienden a 134,253 en el lapso de tiempo 1992-2010. Por especie corresponden a: oso negro 43,077; jaguar 39,016; puma 17,057; coyote 28,492; gato montés 4,095 y zorra gris 2,514. Conocer los daños que el jaguar

¹Laboratorio de Comunicación para el Manejo de Ecosistemas. Centro de Investigaciones en Ecosistemas (CIEco), UNAM-Campus Morelia. Antigua Carretera a Pátzcuaro 8701. Morelia, Michoacán 58190, Mexico. E-mail: jlpena@cieco.unam.mx (JLP-M), castillo@cieco.unam.mx (AC)

*Corresponding autor

y otros carnívoros generan en la economía de las familias campesinas es esencial para el diseño de estrategias de mitigación del conflicto y que lleven a lograr la conservación de las especies.

Palabras clave: *Panthera onca*, carnívoros, conflicto humano-vida silvestre, conservación, Nuevo León.

Introducción

El aumento de la población humana a nivel mundial y la demanda cada vez mayor de recursos naturales, ha tenido como consecuencia la reducción de las áreas de distribución de la mayoría de las especies, aislando a la biodiversidad a espacios pequeños para su conservación y forzando a la vida silvestre a vivir cerca de las poblaciones humanas (Hoogesteijn 2003; Inskip y Zimmerman 2009). Lo anterior tiene como consecuencia que se acentúe el traslape entre los espacios utilizados por los seres humanos y el hábitat de algunas especies silvestres y por ende el desarrollo de conflictos, entre ellos la competencia por los recursos. Los grandes mamíferos carnívoros son especies que resienten más esta competencia ya que son sensibles a los cambios en el ecosistema, uno de los principales hoy en día es la deforestación (Hoogesteijn 2003). Esta genera un aumento de la frontera agrícola o la disminución de hábitat que es uno de los factores que desencadena la depredación de ganado (bovino: *Bos* sp.; caprino: *Capra* sp.; ovino: *Ovis orientalis aries*; porcino: *Sus crofa domestica*; equinos: *Equus* sp.), uno de los principales conflictos entre el hombre y los grandes mamíferos carnívoros (Hoogesteijn 2003).

Teniendo como resultado la persecución y eliminación de los grandes carnívoros por los dueños de ganado (Hoogesteijn 2003; Garrote 2012). Esto incluye la extirpación de estas especies en los sitios ubicados fuera de las áreas protegidas (Nowell y Jackson 1996).

Cabe señalar, que la gran mayoría de los casos de depredación de ganado por carnívoros silvestres, refleja algún tipo de desequilibrio (falta de espacio, falta o disminución de presas, aumento de las poblaciones humanas), en el ecosistema local (Hoogesteijn 2003). En México, entre las especies que depredan ganado se puede mencionar al coyote (*Canis latrans*), oso negro (*Ursus americanus*), puma (*Puma concolor*), jaguar (*Panthera onca*); así como felinos pequeños [gato montés (*Lynx rufus*), ocelote (*Leopardus pardalis*), margay o tigrillo (*Leopardus wiedii*) y jaguarundi (*Puma yagouaroundi*; Servín y Huxley 1991; Aranda et al. 2002; Peña-Mondragón 2011; Amador et al. 2013)]. Entre estas especies, el jaguar es una de las especies más afectadas; ha desaparecido en más del 60% de su distribución original en México (Hoogesteijn y Hoogesteijn 2011, Ceballos et al. 2006).

El ganado no es considerado una presa natural (nativa de su distribución) del jaguar, pero a pesar de ello aparece como un componente de su dieta en América Latina teniendo repercusión en la economía de las familias rurales. En Venezuela se reportan pérdidas cercanas a los USD 36,000 (Scognamillo et al. 2002). En el Cerrado, Brasil las pérdidas por jaguar representan el 80% de las pérdidas en las fincas (Crawshaw y Quigley 2002). En Pantanal, Brasil las pérdidas se acercan a los USD 28,500 tan sólo en novillos y becerros (De Azevedo 2008; Oliveira 1994). Al sur de Brasil se reportan pérdidas por USD 699,670 (Mazzolli et al. 2002). En el centro oeste de Brasil los reportes ascienden a USD 1.4 millones (Palmeira et al. 2008). En Centro América las pérdidas

en Costa Rica son cercanas a los USD 60,000 (Moreno y Olmos 2008; Saenz *et al.* 2002). En Colombia las pérdidas son reportadas de manera general como bajas (Garrote 2012). Para Guatemala las pérdidas reportadas ascienden a USD 14,736 (Soto-Shoender y Giuliano 2011). Todo lo anterior, tiene un común denominador: la persecución y eliminación del jaguar por los dueños del mismo (Garrote 2012). En México hay pocos datos publicados que aborden el impacto económico del jaguar u otros carnívoros en la ganadería, se cuenta con información en Chiapas, Querétaro, Sonora y Yucatán (Ortega 2006; Rosas-Rosas *et al.* 2008; Hernández 2009 y, Amador-Alcalá *et al.* 2013). Para poder diseñar manuales de manejo ganadero, o poder emitir recomendaciones para prevenir los ataques en el ganado, es necesario obtener información precisa de cada depredador, tanto en preferencias de ataque como en la correcta identificación del mismo (Rosas-Rosas *et al.* 2008). Uno de los aspectos importantes al caracterizar los daños del ganado y la correcta identificación de los depredadores y dimensionarlo con el impacto familiar, es su potencial implicación en la mejora del “seguro de muerte por el ataque de depredadores” (Confederación Nacional Ganadera-SAGARPA). Actualmente el seguro ganadero sólo cubre ganado bovino reproductivo y de doble función (para producir carne y además otros derivados como leche, queso, cuero), bovino lechero, ovino y caprino.

Los estudios hasta el día de hoy muestran que la depredación de equinos y porcino es también un detonante que puede encrudecer el conflicto.

El presente trabajo buscó documentar el impacto económico del jaguar en la ganadería en dos municipios de Nuevo León, recabando datos sobre esta especie paraguas, clave, bandera y emblemática (jaguar; SEMARNAT 2009; Conde *et al.* 2011) y otros carnívoros (oso negro, puma, coyote, gato montés y zorra gris), ya que en ocasiones el jaguar es culpado por los daños causados por otros carnívoros y en consecuencia eliminado. En esta zona, el jaguar ha sido poco estudiado, sólo existe un trabajo publicado y aborda la distribución y estado de conservación del jaguar (Rosas-Rosas y López-Soto 2002), excluyendo la relación de la especie y las poblaciones humanas. El fin último del trabajo es aportar elementos que permitan contribuir a la formulación e implementación de estrategias de mitigación y prevención de la depredación de ganado por jaguar por las propias comunidades. Así como aportar datos que contribuyan a mejorar los programas y políticas dedicados a mitigar el conflicto existente. Ambas con el objetivo de conservar a largo plazo los carnívoros, incluido el jaguar.

Material y Métodos

Área de estudio. Comprende dos municipios del sur de Nuevo León: Aramberri y General Zaragoza (Fig. 1), pertenecen a la Subprovincia Fisiográfica Gran Sierra Plegada y se encuentran inmersos en el macizo montañoso de la Sierra Madre Oriental, entre los límites de Nuevo León y Tamaulipas. La Sierra Madre Oriental se caracteriza por presentar terrenos muy accidentados, en forma de sierras paralelas en dirección nornoroeste a sursureste, que alcanzan en promedio los 2,000 msnm, y en donde se ubican los picos más altos del estado de Nuevo León, como el Cerro del Potosí, La Ascensión y Peña Nevada con más 3,500 msnm. Los cauces que se forman entre las sierras, llevan arroyos de diversa importancia cuyo desagüe natural se dirige hacia el este (Alanís *et al.* 1996). El relieve, el contraste latitudinal debido a la topografía de la Sierra Madre

Oriental, la exposición a la energía solar, los diferentes tipos de suelo y su capacidad de retener humedad, así como los regímenes de precipitación que son influenciados por la penetración de masas de aire húmedo provenientes del Golfo de México, regulan los diferentes tipos de vegetación de esta zona, compuesta principalmente por bosques de pinos, encinos, bosques mixtos y otros tipos de coníferas (INEGI 1986; Alanís *et al.* 1996).

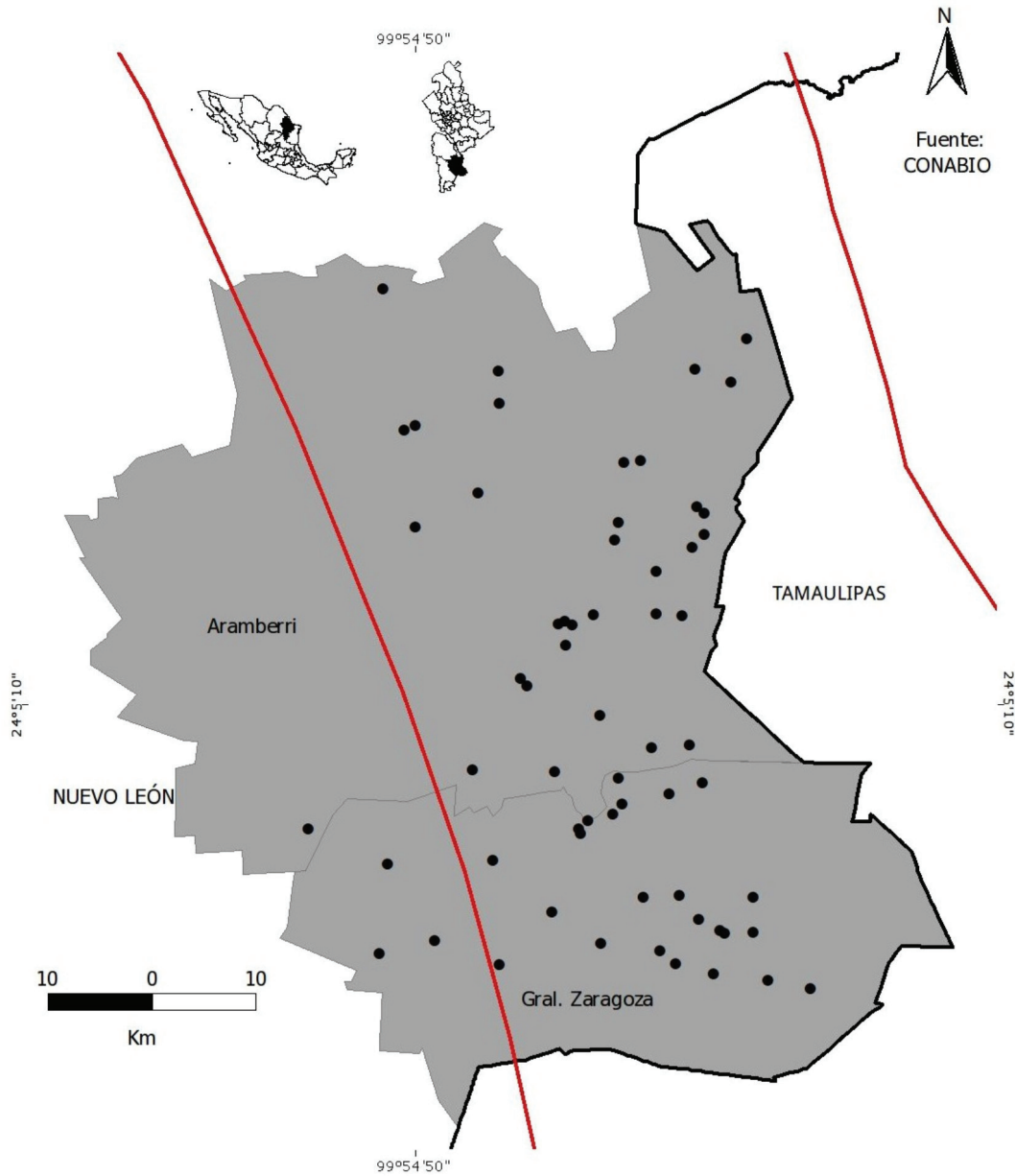


Figura 1. Localización geográfica del área de estudio, se muestran los municipios Aramberri y General Zaragoza en el sur de Nuevo León (gris oscuro). (●) comunidades visitadas durante el desarrollo del trabajo. (↘) Subprovincia Fisiográfica Gran Sierra Plegada, (↖) división municipal y estatal (↗).

Enfoque de investigación. El enfoque de investigación es de corte socio-ecológico, debido a que interesa entender el conflicto existente entre los grupos humanos, sus actividades productivas y las afectaciones de los animales silvestres (Drury *et al.* 2010).

Este enfoque adquiere cada vez más auge en las investigaciones ambientales (Berkes y Folke 2000), ya que se basa en la relevancia de aceptar que en la actualidad las sociedades humanas no solamente dependen de los bienes y servicios que obtienen de los ecosistemas (MEA 2003), sino también reconoce que los ambientes naturales

en el planeta, están impactados y continuamente influenciados por las intervenciones humanas (Vitousek *et al.* 1997).

Instrumentos de investigación. Se utilizaron dos herramientas principales para el levantamiento de datos: la encuesta (compuesta de preguntas abiertas y cerradas; López-Romo 1998; Hernández-Sampieri 1991) y la observación participante (Tarrés 2004). El muestreo se hizo usando el método conocido como “bola de nieve” (Sánchez-Serrano 2004). Consiste básicamente en que al terminar de realizar una encuesta se le pregunta a la persona, por otra persona que pueda aportar información referente al tema de la investigación y que sea posible encuestarla también (Sánchez-Serrano 2004). En este caso interesó obtener información de personas que tuvieran problemas similares de pérdida de ganado y así sucesivamente. Esto llevó a trabajar, por ejemplo, en localidades que no se tenían contempladas al inicio de la investigación.

Selección de los sitios de trabajo. Las comunidades iniciales a incluir en el trabajo, se seleccionaron de acuerdo a los 26 registros que existen publicados de jaguar en la zona (Rosas-Rosas y López-Soto 2002) y con base en la experiencia del primer autor en el área de estudio. Tomando como base estos registros, se trazó una radio de 25 km² (tomando como referencia el ámbito hogareño de un jaguar hembra reportado para Chamela, Jalisco; Núñez *et al.* 2002) a partir de cada registro y se seleccionaron las localidades (rurales) que estuvieran dentro de este radio, seleccionando inicialmente las más cercanas a los registros para el inicio del muestro. Paralelamente, en las reuniones anuales de las Asociaciones Ganaderas Municipales, se presentó el trabajo de investigación (una reunión por municipio); se solicitó autorización y apoyo voluntario para levantar un padrón de ganaderos con problemas de pérdidas de ganado por jaguar y otros carnívoros. Con base en las dos estrategias se obtuvo un padrón de personas dispuestas a colaborar con el proyecto, mismas que se visitaron a lo largo del trabajo.

El criterio de elegibilidad de los actores sociales fue que hubieran sufrido daños por el jaguar y/o otras especies de carnívoros y que recordaran las fechas y cantidades de animales perdidos aproximadamente. Dentro del contexto de trabajo un actor social se define como: aquellas personas que tienen la capacidad de procesar la experiencia social e idear maneras de hacer frente a distintas situaciones que les presente la vida, incluso dentro de escenarios conflictivos como lo es la decisión de eliminar al jaguar de su propiedad privada o comunal (Long 1992).

Inicialmente el trabajo estuvo dirigido a jaguar, y en etapa temprana del trabajo de campo se decidió ampliar el rango de especies de carnívoros incluidas en las encuestas. Lo anterior por la complejidad que implica trabajar sólo con jaguar en una zona en donde se niega su presencia. En donde también es perseguido por los pobladores como medida preventiva y/o correctiva del conflicto sabiendo que existe prohibición de su cacería (NOM-059-SEMARNAT-2010). Entonces el preguntar por diferentes especies de carnívoros facilitó el flujo de información referente al jaguar, debido a que los encuestados no sentían presión por responder sólo cuestiones relacionadas con el jaguar.

Aplicación de encuestas. El formato de encuesta fue modificado del trabajo de Bueno (2004) de depredación de ganado por pumas en Cañón de Santa Elena, Chihuahua,

México. La encuesta estuvo dirigida a actores sociales clave como jefes de familia y/o personas involucradas en el manejo de tierras. Cada cuestionario consistió en preguntas cerradas para obtener datos puntuales sobre los daños en el ganado debidos a los carnívoros presentes en el área (e. g. jaguar, puma, gato montés, oso negro, coyote y zorra gris). Se incluyeron también, preguntas abiertas que permitieron indagar en los patrones de depredación para la correcta identificación del depredador responsabilizado del ataque (Wade y Browns 1982; Hoogestein y Hoggestin 2011). El período contemplado para registrar los eventos de depredación fue de 2007 al 2010. En el caso de que alguna persona recordara eventos anteriores a este periodo, se agruparon en los siguientes períodos: 1992 – 2001 y 2002 – 2007. Debido a que al pasar el tiempo la información puede carecer de veracidad (Amador *et al.* 2013), sólo se contemplaron los eventos de depredación anteriores a 2007 aquellos que se consideran traumáticos para las personas. Esto por la intensidad del evento, por alguna fecha de importancia para el encuestado o por la eliminación del jaguar responsable que es considerado un trofeo. La encuesta se aplicó a manera de charla y dentro de un ambiente que no resultara incómodo para la persona (e. g. su área de trabajo, su casa o recorriendo los sitios donde sucedieron los ataques al ganado por los depredadores).

La conducción de la entrevista consistió en iniciar con dos preguntas guías ¿usted ha sufrido daños en su ganado por carnívoros en los últimos años? y ¿Por cuál de ellos ha sufrido pérdidas? Explicando previamente el objetivo del trabajo y haber presentado el equipo de trabajo y mostrado los permisos comunitarios correspondientes. A partir de entonces se indago en los carnívoros responsables y en asegurar la veracidad de los datos en concordancia con patrones de depredación típicos de los carnívoros mencionados.

Validación de resultados. Al finalizar el proyecto se organizaron dos reuniones en comunidades claves con el objetivo de devolver la información y obtener su visión acerca de las dimensiones de los daños que se obtuvieron en el trabajo. Así mismo, el equipo de trabajo se presentó de nuevo en las reuniones anuales de las Asociaciones Ganaderas Locales de ambos municipios trabajados y se informó al público de los resultados del trabajo y se entregó un folleto a cada uno de los asistentes con los resultados principales.

Consideraciones éticas. Aunque se recomienda en la literatura de investigación social, registrar lo más fiel posible lo que una persona dice cuando se hace una entrevista (hablar con las personas es una de las formas más utilizadas para obtener información), se decidió no utilizar ningún instrumento de registro de audio. Esto debido a que se tuvieron experiencias de desconfianza previas en dos visitas piloto al sitio de trabajo.

El procedimiento general que se siguió fue que se explicó con detalle el propósito de la investigación y se les aseguró a los participantes que la información que las personas brindaran, no se utilizaría para ningún tipo de denuncia, que se mantendría el anonimato de ellas y que el uso de la información sería exclusivamente con fines de investigación.

Se resaltó la confidencialidad de las entrevistas y que los resultados serían dados a conocer posteriormente a los participantes. Se firmó una carta compromiso de entrega de resultados con cada una de las autoridades ejidales. En el inicio de cada encuesta y en el desarrollo de la misma se les mencionó a cada uno de los entrevistados, que el equipo de trabajo no era portador de apoyos económicos, que no se repondrían animales

depredados por carnívoros y que no se pertenecía a alguna agencia gubernamental.

Análisis. Para las preguntas ¿usted ha sufrido daños en su ganado por carnívoros en los últimos años? y ¿por cuál de ellos ha sufrido pérdidas?; los resultados se expresan en porcentajes e intervalos de confianza del 95% (JMP 7.0 SAS Institute 2007). Los porcentajes o proporciones pueden no sumar 100% debido a que hay preguntas que pueden ser no excluyentes o los encuestados podían proporcionar varias respuestas a una sola pregunta.

Para la valoración económica de los daños, se asignó un valor monetario para cada individuo de los diferentes tipos de ganado. El valor unitario se obtuvo de las encuestas, al término de cada una se preguntó cuál era el valor económico de los animales perdidos y se calculó una media para obtener los valores unitarios (Tamang y Baral 2008). Se consideró el valor proporcionado por las encuestas, porque para los pobladores este significa el valor real de su pérdida y es proporcional al nivel de impacto en su economía familiar. A su vez en el área de trabajo el precio de compra del mercado es diferente al pagado que llega a los propietarios, sobre todo por la presencia de intermediarios que pueden manejar los precios y en ocasiones pagar un valor menor al establecido. Los tipos de ganado analizados y su valor unitario fueron (en dolares americanos): aviar (8.33), bovino (201.19), caballos (81.78), mulas (297.40), burros (31.60) caprino (39.11), ovino (40.30) y porcino (148.70), el tipo de cambio utilizado fue 13.45, de acuerdo al Banco de México el día 19 junio de 2013. Durante el trabajo los encuestados no fueron cuestionados por pérdidas relacionadas a enfermedades, parásitos, factores climáticos o robo. El objetivo primordial fue evaluar exclusivamente las pérdidas por depredación.

Resultados

Se visitaron un total de 60 localidades en los municipios de Aramberri y General Zaragoza, Nuevo León. Se encuestó a 80 personas con edades que fluctuaron en 24 y 82 años. El periodo de tiempo en el que se registraron los ataques fue de 1992 a 2010. De los 80 encuestados, el 90.23% (IC: 80.45 – 95.48%) afirmó haber tenido pérdidas por carnívoros presentes en la región de estudio (e. g. oso negro, zorra gris, coyote, gato montés, puma o león y jaguar o tigre). Respecto a los daños económicos generados por cada uno de las especies de carnívoros, el 43.54% (IC: 37.94 – 55.90%) de los encuestados afirmó haber tenido pérdidas por oso negro; un 32.25% (IC: 21.95% – 44.63%) de pérdidas por puma y el 29.03% (IC: 19.22 – 41.28%) responsabilizó al jaguar, esto respecto a los grandes carnívoros (peso superior a 5kg, Cortés 2009). Respecto a los carnívoros medianos (peso entre 150 y 5 kg; Cortés 2009), el 58.06% (IC: 45.66 – 69.52%) de los encuestados afirmó haber sufrido pérdidas por coyote; un 19.35% (IC: 11.43 – 30.85%) responsabilizó al gato montés y el 30.64% (IC: 20.58 – 42.96%) reconoció a la zorra gris como el depredador responsable.

Los daños en la ganadería por especie se agrupan de la siguiente manera (en dólares americanos): el oso negro fue la especie con mayor monto registrando (43,077), el segundo mencionado fue el jaguar (39,016) y en tercer lugar coyote (28,492). Los últimos carnívoros mencionados fueron el puma (17,057), el gato montés (4,095) y la zorra gris (2,514). Todo lo anterior suma un total de 134,253 USD. En relación al número de cabezas y el tipo de ganado depredado por especie, resalta que el oso negro y el

puma depredan mayormente ganado caprino, el jaguar depreda mayormente ganado bovino, el coyote ganado caprino y el gato montés y la zorra gris predominan el ataque en ganado aviar (Tabla 1). Para el impacto económico sólo se integran en los resultados aquellos eventos de depredación que pudieron ser asociados a determinado depredador. Se tuvo cuidado de eliminar aquellos eventos que no coincidieran con patrones típicos de depredación, o que el encuestado no recordara detalles suficientes que permitieran la identificación del depredador.

Especie	Tipo de ganado									Monto \$ USD
	Bovino	Caballos	Mulas	Burros	Caprino	Aviar	Ovino	Porcino	Total	
Oso negro (<i>Ursus americanus</i>)	128	3	0	10	276	0	126	6	549	43077.03
Puma (<i>Puma concolor</i>)	57	11	1	14	101	0	0	0	184	17057.10
Jaguar (<i>Panthera onca</i>)	179	9	0	6	49	0	4	0	247	39016.06
Coyote (<i>Canis latrans</i>)	13	0	0	35	512	125	92	0	777	28492.86
Gato montés (<i>Lynx rufus</i>)	0	0	0	0	55	69	34	0	158	4095.61
Zorra gris (<i>Urocyon cinereoargenteus</i>)	0	0	0	0	0	302	0	0	302	2514.80

Tabla 1. Número total de casos de depredación por especie y tipo de ganado así como su valor económico.

Daños por jaguar. Los resultados muestran que del total de entrevistados ($n = 80$), sólo el 35% ($n = 28$) reconocieron la presencia del jaguar en sus comunidades. Específicamente para jaguar, la suma obtenida de USD 39,016 corresponde a un total de 247 eventos registrados en el lapso de 1992-2010. La distribución de los daños por tipo de ganado atacado es: bovino-179 casos (registrados al menos 100 casos en edades de 5-8 meses); caprino-49 casos; caballar- nueve casos; burro- seis casos y ovino cuatro casos.

Discusión

Respecto a la característica de la muestra, el tamaño puede parecer bajo, pero si se toma en cuenta que es complicado que en esta zona las personas reconozcan el conflicto que existe con el jaguar, se considera un avance importante para el estudio con la especie, pues este número de encuestas se realizaron en un periodo de tres años de trabajo de campo, más dos de trabajo piloto. El acceso a información veraz lleva tiempo debido a que el equipo de trabajo tiene que ganar la confianza de las comunidades. Por otro lado, durante el desarrollo del trabajo de campo es común que una entrevista se realice en dos o tres sesiones en diferentes intervalos de tiempo, lo que lleva a profundizar más en la información y en el problema (Tarrés 2004).

La persecución del jaguar por parte de los dueños del ganado, va de la mano con el nivel de daño que cada persona o familia haya sufrido (Soto-Shonder y Giulliano 2011; Garrote 2012). En ocasiones, el jaguar es perseguido ante el simple hecho de recibir información sobre su presencia en un sitio; eliminarlo se reconoce como medida preventiva en el problema de depredación. Cuando otro carnívoro que comparte el hábitat con el jaguar depreda ganado, es éste último quien frecuentemente es culpado por lo pobladores iniciándose su persecución (Garrote 2012). Conocer qué especie de carnívoro causa daños en el ganado, así como evaluar la magnitud de daño por una especie, es de suma importancia para iniciar trabajos de corte comunitario en los cuales se explique a los dueños del ganado cuestiones como la correcta identificación del depredador responsable de los daños (Hoogestijn y Hoogesteijn 2011).

En el área de estudio, los resultados de las encuestas muestran que el oso negro es el responsable de la cifra más alta de depredación, al igual que lo reportado por Pelton (1999) en toda su área de distribución en América, ubicándose como un depredador permanente para el ganado. El oso negro es una especie oportunista y consume desde venados, cultivos, basura o ganado si se da la oportunidad (Pelton 1999; Larivière 2001). Incluso, un elemento que surgió durante las encuestas fue la depredación de oso negro en los cultivos de maíz, durazno y manzana. Hay que resaltar no obstante, que existen vacíos de información con respecto a la situación de la población de esta especie que deben ser cubiertos (Delfín-Alonso *et al.* 2011) para poder asegurar que la depredación de ganado por oso negro se debe a un amento de la población y no por alteraciones de su hábitat natural. Dentro de este vacío de información es necesario indagar el efecto de los incendios, la alteración del hábitat natural para la implementación de cultivos y el aumento de la población humana en la dinámica poblacional de la especie como un detonante de la depredación de ganado.

Acercas de la depredación de ganado por puma se tiene poca información publicada en México; un ejemplo de ello se da en Chihuahua donde el impacto de los pumas a la ganadería es bajo, siendo el ganado caprino uno de los más afectados (Bueno 2004), esto coincide con otros sitios en nuestro país como el centro y sureste de México (Monroy-Vilchis *et al.* 2009; Amador-Alcalá *et al.* 2013) donde el ganado caprino es preferido por el puma.

Respecto al gato montés y la zorra gris la depredación de ganado es un tema poco abordado. En la presente contribución se reporta depredación de aves de corral por ambos depredadores. Una de las pocas referencias es lo reportado por Amador *et al.* (2013) quienes encuentran que la zorra gris depreda exclusivamente aves de corral en el sureste mexicano, esto coincide con lo reportado de manera general en la literatura fuera de México para ambas especies (Nowell y Jackson 1996; Fritzell y Haroldson 1982; Fuller y Cypher 2004). Para la zona de la Ajusco en el Distrito Federal, Aranda *et al.* (2002), reportan que el gato montés depreda ganado ovino en bajas proporciones de su dieta.

El coyote se aborda de manera separada porque es considerado uno de los carnívoros más dañinos en la industria ganadera (Bekoff 1977; Gee 1979). En el presente trabajo el coyote aparece en tercer sitio en relación al impacto económico, en parte, porque muchas de las localidades donde se trabajó, están inmersas en las zonas montañosas en donde el coyote es menos abundante (Larivière y Walton 1997; Jiménez *et al.* 1999) a diferencia

del Altiplano Mexicano o la Planicie Costera del Golfo en dónde estas cifras pudieran ser distintas. Los resultados de este trabajo coinciden con lo mencionado por Gee (1979) y Gese y Bekoff (2004) que reportan que el coyote depreda predominantemente ganado caprino y genera pérdidas millonarias en la industria ganadera (en 1974, se llegaron a reportar 16 millones de dólares en pérdidas) y es considerado una de las principales amenazas para los productores en la Unión Americana.

La depredación de ganado por jaguar en este estudio coincide con lo obtenido en otras contribuciones dónde el ganado representa una parte importante de la dieta del jaguar (Saenz y Carrillo 2002; Dalponte 2002; Garrote 2012). Los 247 casos obtenidos en este trabajo son superiores a los 31 casos obtenidos por Ortega (2006) en Querétaro, 70 casos de Hernández (2009) en Yucatán y un poco por debajo de los 270 casos que reportan Amador-Alcalá *et al.* (2013) en Chiapas. Estas diferencias muestran que la problemática del jaguar y el ganado es particular para cada una de las zonas de México y puede estar asociado a los sistemas de producción, a la identidad cultural de cada región e inclusive a las características biofísicas del lugar. Así también, en el tipo de ganado existen diferencias, para este trabajo el jaguar depreda predominantemente ganado bovino y en menor grado caprino, en comparación con Querétaro dónde reportan exclusivamente bovino. En Yucatán predomina la depredación sobre bovino y en menor grado ovino y en Chiapas la depredación de ganado caprino y ovino es dominante (Ortega 2006; Hernández 2009; Amador *et al.* 2013). La alta depredación de bovinos, puede ser una respuesta a que en el área predomina este tipo de ganado (INEGI 2007), y que pudiera ser de fácil acceso para el jaguar. Estos datos nos brindan información importante respecto a los programas de conservación del jaguar en México.

La estrategia nacional debe ser determinada de acuerdo a las características propias de cada región en el contexto socio cultural y biofísico.

Durante las conversaciones con los encuestados el jaguar fue mencionado como uno de los depredadores más dañinos (Peña-Mondragón 2011), aunque los resultados arrojan que el oso negro es responsable del número más alto de ataques en el ganado. Esto puede explicarse, quizás, por el impacto psicológico que causa en las personas la magnitud y violencia de los ataques de jaguar al ganado -predominantemente bovino-, debido a que se considera un elemento importante para la economía de las familias campesinas (funciona como un fondo de ahorro del que se puede disponer en determinadas emergencias, lo que les brinda un sentido de seguridad en el corto y mediano plazos; Chalate-Molina *et al.* 2010). En comparación, el ganado caprino y ovino comúnmente se utilizan para auto consumo o venta local, situación provocada por el bajo precio de venta de los hatos y por el papel desempeñado por los intermediarios (Hernández 2000). El alto costo de la depredación de jaguar en ganado bovino, provoca una persecución inmediata ante la presencia de la especie por parte de los pobladores, esto para evitar pérdidas futuras o detener y que no se extienda más el daño del jaguar en sus hatos ganaderos.

El problema de los daños causados en el ganado por jaguar, se puede analizar desde dos ópticas. Se puede examinar desde una visión limitada: el impacto por familia causado por el jaguar. Si se divide el costo de los daños totales causados por jaguar (39,016 USD) entre los 80 encuestados, se obtiene un valor de 487 USD por entrevistado. Esta cantidad dividida en un lapso de tiempo de 18 años, los daños de un jaguar para

una familia por año resultan ser de 27 USD. Desde un segundo enfoque más integral que tome en cuenta no solamente al jaguar: los daños por familia no se limitan al daño por una sola especie. De acuerdo con los entrevistados, una familia puede sufrir daños a lo largo de un año por jaguar en su ganado bovino, pero también por coyote en su ganado caprino, y por oso en las siembras de maíz y/o el ganado ovino. Todo hay que sumarlo a los frecuentes y usualmente largos periodos de sequía o a inundaciones, desbarrancamiento de animales, enfermedades del ganado, así como al robo de ganado (factores no evaluados, pero que han surgido como relevantes en la zona de estudio según los resultados aquí expuestos). Todo esto permite visualizar el problema de forma diferente. Las pérdidas por daños de carnívoros, incluido el jaguar, suman cantidades que son relevantes para las familias campesinas.

Lamentablemente, desde la perspectiva campesina, la eliminación de carnívoros se percibe como una estrategia preventiva y necesaria, en las comunidades un individuo de cualquier especie de carnívoro es buscado y muchas veces eliminado con sólo detectar su presencia (Mishra 1997; Hoogesteijn 2003; Garrote 2012). Esto independiente de que haya causado daños o si ese individuo sea el responsable de los ataques de depredación si ya hubieran sucedido. En este sentido, el presente trabajo buscó abordar el conflicto de la depredación de ganado desde la perspectiva de las pérdidas económicas que sufren las comunidades campesinas en el caso del sur de Nuevo León, lo que permite entender que el conflicto va más allá de la simple depredación de ganado y que se trata de un problema multifactorial (Inskip y Zimmermann 2009). Los resultados aquí reportados, dan pautas para nuevas líneas de investigación como documentar la disponibilidad de presas naturales del jaguar, su dieta en la zona, evaluar el efecto de la cacería de subsistencia en las poblaciones de sus presas, evaluar pérdidas de ganado por otros factores que no sea depredación; pero también abre preguntas que se relacionan con conocer las percepciones y actitudes hacia la especie. Cabe resaltar, finalmente, que la información obtenida permite conocer y diferenciar el impacto de las diversas especies de carnívoros hacia los distintos tipos de ganado y esta información puede ser estratégica para las propias comunidades.

Reconocemos que el trabajo está dirigido a productores que han sufrido daños en su ganado por jaguar y otros carnívoros, pero eso responde a que pueden ser estos mismos productores los que toman represalias fatales contra las especies (Garrote 2012).

Queda mucho por hacer y es esencial diseñar estrategias de comunicación que apoyen en la formulación de intervenciones y políticas públicas de mitigación específicas para la diversidad de situaciones y lograr contribuir al mantenimiento a largo plazo de las poblaciones de carnívoros silvestres y en particular a la conservación del jaguar.

Agradecimientos

El primer autor agradece al Programa de Posgrado en Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional Autónoma de México el apoyo brindado. Así mismo al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca otorgada con número 333128/234322.

Agradecemos el apoyo económico proporcionado por The Rufford Foundation, sin el cual el trabajo no hubiera podido desarrollarse. Extendemos nuestro agradecimiento a los revisores anónimos que aportaron observaciones y críticas que han enriquecido el presente trabajo. Asimismo, agradecemos el apoyo técnico de H. Ferreira, A. López y

A. Valencia, así como a E. de la Peña, R. Lombera, L. Martínez, H. Rodríguez-Vela, M. Zúñiga, J. Benítez, L. Reyna, J. Grimaldo, E. Cerda, G. Serrato y J. Medellín. Finalmente resaltar que agradecemos enormemente a cada uno de los pobladores que nos abrieron sus hogares y nos permitieron charlar y nos brindaron la información aquí presentada.

Este trabajo está dedicado a todos ellos.

Literatura citada

- ALANÍS, G., G. CANO, Y M. ROVALO.** 1996. Vegetación y flora de Nuevo León. Una guía botánico-ecológica, primera edición Impresora Monterrey. Monterrey, México.
- AMADOR-ALCALÁ, S., E. J. NARANJO, Y G. JIMÉNEZ-FERRET.** 2013. Wildlife predation on livestock and poultry: implications for predator conservation in the rainforest of south-east Mexico. *Oryx* 47:243-250.
- ARANDA, M., O. ROSAS, J. J. RÍOS, Y N. GARCÍA.** 2002. Análisis comparativo de la alimentación del gato montés (*Lynx rufus*) en dos diferentes ambientes de México. *Acta Zoológica Mexicana* 87:99-109.
- BEKOFF, M.** 1977. *Canis latrans*. *Mammalian species* 79:1-9.
- BERKES, F., Y C. FOLKE.** 2000. Linking social and ecological systems. Management practices and social mechanisms for building resilience. Cambridge University Press. Cambridge, EE.UU.
- BUENO, A.** 2004. Impacto del puma (*Puma concolor*) en ranchos ganaderos del área natural protegida "Cañón de Santa Elena", Chihuahua. Tesis de Maestría. Instituto de Ecología, A. C. Xalapa, México.
- CEBALLOS, G., C. CHÁVEZ, S. BLANCO, R. JIMÉNEZ, M. LÓPEZ, O. MOCTEZUMA, V. TÁMEZ Y M. VALDEZ.** 2006. Áreas prioritarias para la conservación. Pp. 13-19 in *El jaguar Mexicano en el siglo XXI: Situación actual y manejo* (Chávez, C., y G. Ceballos, eds). CONABIO-Alianza WWF Telcel-Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.
- CHALATE-MOLINA, H., F. GALLARDO-LÓPEZ, P. PÉREZ-HERNÁNDEZ, F. P. LANG-OVALLE, E. ORTEGA-JIMÉNEZ, Y J. VILABOA-ARRONIZ.** 2010. Características del sistema de producción bovinos de doble propósito en el estado de Morelos, México. *Zootecnia Tropical* 28:329-339.
- CONDE, D. A., F. COLCHERO, E. HUERTA, C. MANTEROLA, E. PALLARES, A. RIVERA, Y A. SOLER.** 2011. El jaguar como elemento estratégico para la conservación. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Ciudad de México, México.
- CORTÉS, M.** 2009. Diversidad de mamíferos medianos y grandes en dos sitios con diferente grado de conservación en La Venta, Juchitán, Oaxaca. Tesis de maestría. Instituto Politécnico Nacional. Oaxaca, Oaxaca.
- CRAWSHAW, JR, P. G., Y H. B. QUIGLEY.** 2002. Hábitos alimentarios del jaguar y el puma en el Pantanal, Brasil, con implicaciones para su manejo y conservación. Pp. 223-235 in *El jaguar en el nuevo milenio* (Medellín, R., C. Equihua, C. L. B. Chetkiewicz, P. G. Crawshaw Jr, A. R. Rabinowitz, K. H. Redford, J. G. Sanderson, y A. B. Taber, eds.). Fondo de Cultura Económica/Universidad Nacional Autónoma de México/Wildlife Conservation Society. Ciudad de México, México.
- DALPONTE, J. C.** 2002. Dieta del jaguar y depredación de ganado en el norte del Pantanal, Brasil. Pp. 209-235 in *El jaguar en el nuevo milenio* (Medellín, R., C. Equihua,

- C. L. B. Chetkiewicz, P. G. Crawshaw Jr, A. R. Rabinowitz, K. H. Redford, J. G. Sanderson, y A. B. Taber, eds.). Fondo de Cultura Económica/Universidad Nacional Autónoma de México/Wildlife Conservation Society. Ciudad de México, México.
- DE AZEVEDO, F. C. C.** 2008. Food habits and livestock depredation of sympatric jaguars and pumas in the Iguacu National Park area, south Brazil. *Biotropica* 40:494-500
- DELFIN-ALFONSO, C. A., C. A. LÓPEZ-GONZÁLEZ, Y N. E. LARA-DÍAZ.** 2011. El oso negro americano en el noroeste de México: recuperación de registros de ocurrencia. *Acta Zoológica Mexicana* 27:777-801.
- DRURY, R., K. OMEWOOD Y, S. RANDALL.** 2011. Less is more: the potential of quantitative approaches in conservation research. *Animal conservation* 14:18-24.
- FRITZELL, E. K., Y K. J. HAROLDSON.** 1982. *Urocyon cinereoargenteus*. *Mammalian species* 189:1-8.
- FULLER, T. K., Y B. L. CYPHER.** 2004. Gray fox (*Urocyon cinereoargenteus*). Pp. 92-97 in *Canids: foxes, wolves, jackals, and dogs. Status Survey and Conservation Action Plan* (Sillero-Zubiri, C., M. Hoffmann, y D. Macdonald, eds.). IUCN/SSC Canids Specialist Group. Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- GARROTE, G.** 2012. Depredación del jaguar (*Panthera onca*) sobre el ganado en los llanos orientales de Colombia. *Mastozoología neotropical* 19:139-145.
- GEE, C. K.** 1979. Cattle and calf losses to predators: feeder cattle enterprises in the United States. *Journal of Range Management* 32:152-154.
- GESE, E. M., Y M. EKOFF.** 2004. Coyote (*Canis latrans*). Pp. 81-87 in *Canids: foxes, wolves, jackals, and dogs. Status Survey and Conservation Action Plan* (Sillero-Zubiri, C., M. Hoffmann, y D. Macdonald, eds.). IUCN/SSC Canids Specialist Group, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- HERNÁNDEZ-SAMPIERI, R.** 1991. Metodología de la investigación. McGraw-Hill. Ciudad de México, México.
- HERNÁNDEZ, Z. J. S.** 2000. La caprinocultura en el marco de la ganadería poblana (México): contribución de la especie caprina y sistemas de producción. *Archivos de zootecnia* 49:341-352.
- HERNÁNDEZ, A. D.** 2009. Conflictos entre animales y humanos: la percepción de la depredación de ganado en Yucatán, México. Tesis de maestría. Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional.
- HOOGESTEIJN, R.** 2003. Manual sobre problemas de depredación causados por jaguares y pumas en hatos ganaderos. Wildlife Conservation Society, New York, EE.UU.
- HOOGESTEIJN, R., Y A. HOOGESTEIJN.** 2011. Estrategias anti-depredación para fincas ganaderas en Latinoamérica: Una guía. PANTHERA. Gráfica y Editora Microart Ltda., Campo Grande, MS, Brasil.
- INSKIP, C., Y A. ZIMMERMANN.** 2009. Human felid conflict: a review of patterns and priorities world. *Oryx* 43: 18-34.
- INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA, GEOGRAFÍA, E INFORMÁTICA (INEGI).** Censo Agropecuario. 2007. Disponible en línea: www.inegi.gob.mx (octubre 2013).
- INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA, GEOGRAFÍA, E INFORMÁTICA (INEGI), SINTESIS GEOGRÁFICA.** 1986. Nuevo León: Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. México.

- JIMÉNEZ, G. A., M. A. ZÚÑIGA, Y J. A. NIÑO.** 1999. Mamíferos de Nuevo León, México. Universidad Autónoma de Nuevo León. Monterrey, México.
- LARIVIÈRE, S.** 2001. *Ursus americanus*. Mammalian species 647:1-11.
- LARIVIÈRE, S., Y L. R. WALTON.** 1997. *Lynx rufus*. Mammalian species 563:1-8.
- LONG, N.** 1992. From paradigm lost to paradigm regained? The case for an actor-oriented sociology of development. Pp. 16-44. in Battlefields of knowledge. The interlocking of theory and practice in social
- LÓPEZ, R. H.** 1998. La metodología de la encuesta. Pp. 33-73. in Técnicas de investigación en sociedad, cultura y comunicación (Galindo, C. J. J. ed.). Addison Wesley Longman, Ciudad de México, México.
- MEA (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT).** 2003. Ecosystems and human well-being. A framework for assessment. Island Press. Washington, EE.UU.
- MISHRA, C.** 1997. Livestock depredation by large carnivores in the Indian trans-Himalaya: conflict perceptions and conservation prospects. Environmental Conservation 24: 338-343.
- MONROY-VILCHIS, O., Y. GÓMEZ, M. JANCZUR, Y V. URIOS.** 2009. Food niche of *Puma concolor* in central México. Wildlife Biology 15:97-105.
- MORENO, R. S., Y M. OLMOS.** 2008. Estudio preliminar sobre el problema de la depredación de ganado por jaguares (*Panthera onca*) y pumas (*Puma concolor*) en el Parque Nacional Portobelo, provincia de Colón, Panamá. Tecnociencia 10:85-98
- NOWELL, K., Y P. JACKSON (eds).** 1996. Wild cats. Status Survey and Conservation Action Plan. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, Reino Unido.
- NOM-059-SEMARNAT-2001.** 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.
- NÚÑEZ, R., B. MILLER, Y F. LINDZEY.** 2002. Ecología del jaguar en la reserva de la Biosfera Chamela-Cuixmala, Jalisco, México. Pp. 107-126 in El jaguar en el nuevo milenio (Medellín, R., C. Equihua, C. L. B. Chetkiewicz, P. G. Crawshaw Jr, A. R. Rabinowitz, K. H. Redford, J. G. Sanderson, y A. B. Taber, eds.). Fondo de Cultura Económica/Universidad Nacional Autónoma de México/Wildlife Conservation Society. Ciudad de México, México.
- OLIVEIRA, T. D.** 1994. Neotropical cats: ecology and conservation. EDUFMA. São Luís, Brazil.
- ORTEGA, A. M.** 2006. Distribución y uso de hábitat del jaguar (*Panthera onca*) y el puma (*Puma concolor*) en la Reserva de la Biosfera "Sierra Gorda", Querétaro, México. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma de Querétaro. Querétaro, México.
- PALMEIRA, F. B., P. G. CRAWSHAW, C. M. HADDAD, K. M. P. M. B. FERRAZ, Y L. M. VERDADE.** 2008. Cattle depredation by puma (*Puma concolor*) and jaguar (*Panthera onca*) in central-western Brazil. Biological Conservation 141:118-125
- PELTON, M. R., A. B. COLEY, T. H. EASON, D. L. DOAN MARTINEZ, J. A. PEDERSON, F. T. VAN MANEN, K. M. WEAVER, Y C. SERVHEEN.** 1999. American black bear conservation action plan. Pp. 144-156 in Bears. Status Survey and Conservation Action Plan (Servheen, C., S. Herrero, and P. Bernard, eds.). IUCN/SSC Bears Specialist Group. IUCN/SSC Polar Bear Specialist Group, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

- PEÑA-MONDRAGÓN, J. L.** 2011. Daños económicos al ganado y percepciones sociales sobre el jaguar (*Panthera onca veraeacruis* Nelson and Goldman, 1933) en la Gran Sierra Plegada, Nuevo León, México. Tesis de maestría. Universidad Nacional Autónoma de México. Morelia, México.
- ROSAS-ROSAS, O., y J. H. LÓPEZ-SOTO.** 2002. Distribución y estado de conservación del jaguar en Nuevo León, México. Pp. 393-401 in El jaguar en el nuevo milenio (Medellín, R., C. Equihua, C. L. B. Chetkiewicz, P. G. Crawshaw Jr, A. R. Rabinowitz, K. H. Redford, J. G. Sanderson, y A. B. Taber, eds.). Fondo de Cultura Económica/ Universidad Nacional Autónoma de México/Wildlife Conservation Society. Ciudad de México, México.
- SAENZ, J. C., E. CARRILLO, y R. MEDELLÍN.** 2002. Jaguares depredadores de ganado en Costa Rica: ¿un problema sin solución? Pp. 127-138 in El jaguar en el nuevo milenio (Medellín, R., C. Equihua, C. L. B. Chetkiewicz, P. G. Crawshaw Jr, A. R. Rabinowitz, K. H. Redford, J. G. Sanderson, y A. B. Taber, eds.). Fondo de Cultura Económica/Universidad Nacional Autónoma de México/Wildlife Conservation Society. Ciudad de México, México.
- SÁNCHEZ-SERRANO, R.** 2004. La observación participante como escenario y configuración de la diversidad de significados. Pp. 97-131 in Observar, escuchar y comprender. Sobre la tradición cualitativa en investigación social (Tarrés, M. L. ed.). Miguel Ángel Porrúa, FLACSO, El Colegio de México, Ciudad de México, México.
- SAS INSTITUTE INC.** 2007. JMP Software. Cary, NC: SAS Institute Inc. North Carolina, EE.UU.
- SCOGNAMILLO, D., I. MAXIT, M. SUNQUIST, y L. FARRELL.** 2002. Ecología del jaguar y el problema de la depredación de ganado en un hato de Los Llanos Venezolanos. Pp. 139-151 in El jaguar en el nuevo milenio (Medellín, R., C. Equihua, C. L. B. Chetkiewicz, P. G. Crawshaw Jr, A. R. Rabinowitz, K. H. Redford, J. G. Sanderson, y A. B. Taber, eds.). Fondo de Cultura Económica/Universidad Nacional Autónoma de México/Wildlife Conservation Society. Ciudad de México, México.
- SECRETARIA DE MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES (SEMARNAT).** 2009. Programa para la conservación de la especie: Jaguar (*Panthera onca*). Ciudad de México, México.
- SERVÍN, J. y C. HUXLEY.** 1991. La dieta del coyote en un bosque de encino-pino de la Sierra Madre Occidental de Durango, México. Acta Zoológica Mexicana 44:1-26.
- SOTO-SHOENDER, J. R., y W. M. GIULIANO.** 2011. Predation on livestock by large carnivores in the tropical lowlands of Guatemala. Oryx 45:561-568.
- TAMANG, B., y N. BARAL.** 2008. Livestock depredation by large cats in Bardia National Park, Nepal: Implications for improving park–people relations. The International Journal of Biodiversity Science and Management 4:44-53.
- TARRÉS, M. L.** (ed). 2004. Lo cualitativo como tradición. Pp. 35-60 en Observar, escuchar y comprender. Sobre la tradición cualitativa en investigación social (Tarrés, M. L. ed.). Miguel Ángel Porrúa, FLACSO, El Colegio de México, Ciudad de México, México.
- VITOUSEK, P., H. A. MOONEY, J. LUBCHENCO, y J. M. MELILLO.** 1997. Human domination of Earth's ecosystems. Science 277:494-499

WADE, D. A., Y J. E. BOWNS. 1982. Procedures for evaluating predation on livestock and wildlife. Texas Agricultural Extension Service, Texas Agricultural Experiment Station, Texas A & M University System, Texas. College Extension, EE.UU.

Sometido: 2 de septiembre de 2013

Revisado: 27 de octubre de 2013

Aceptado: 6 de noviembre de 2013

Editor asociado: Jorge Servin

Diseño gráfico editorial: Gerardo Hernández

Revisión bibliográfica actualizada del oso negro en México

Luis Antonio Juárez-Casillas^{1*} y Cora Varas²

Abstract

Black bears are widely distributed in North America; historically their range included most of northern Mexico. By the middle of the twentieth-century their distribution was reduced to about 20% and by 1994, black bears were classified as endangered. In recent years, however, there has been an increase in the number of black bears sightings in some of their historic distribution, suggesting that black bears in Mexico may be dispersing and recovering historical habitats. In spite of the fact that the black bear is one of the important mammals that inhabits Mexican territory, there is little knowledge concerning its life history. We present information about black bear presence in the Sierra Madre Occidental and Sierra Madre Oriental. Also, we present a review of available research results on habitat, diet and population density. We include a review of peer-reviewed publications, theses, and grey literature, some of which are available only in Spanish. Our goal is to present a country-wide overview to show where studies of black bears have been conducted, where there is need for further research, and to make the information available for researchers in and outside of Mexico.

Keywords: current distribution, historical review, *Ursus americanus*

Resumen

El oso negro se encuentra distribuido extensamente en Norteamérica; históricamente su distribución incluyó gran parte del norte de México. A mediados del siglo XX, su distribución se redujo aproximadamente al 20 % y para el año 1994, los osos negros fueron clasificados en peligro de extinción. En los últimos años, sin embargo, ha habido un aumento en el número de observaciones de osos negros en parte de su distribución histórica, lo que sugiere que los osos negros posiblemente se están dispersando y recuperando parte de su hábitat histórico. A pesar de que el oso negro es uno de los principales mamíferos que habita el territorio mexicano, hay poco conocimiento científico generado en lo que concierne a la historia de vida. Nosotros presentamos información sobre la presencia de oso negro en la Sierra Madre Occidental y la Sierra madre Oriental, organizado por estado. También presentamos la información investigación disponible sobre hábitat, dieta y densidad poblacional. Incluimos publicaciones de revistas científicas, tesis, y literatura gris que en algunos casos ha sido solo disponible en español. Nuestro objetivo es el presentar datos nacionales para demostrar donde se

¹ Colección Nacional de Mamíferos, Instituto de Biología, UNAM. 3er. Circuito Cultural; Apartado Postal 70-153, Ciudad Universitaria, Coyoacán 04510, México. E-mail: ljuarez@ibiologia.unam.mx (LAJ-C)

² Arizona Cooperative Fish and Wildlife Research Unit. School of Natural Resources, University of Arizona. Tucson, Arizona, 85721 E-mail: cora@email.arizona.edu (CV)

han conducidos estudios sobre el oso negro y en donde hay necesidad de investigación; además de presentar esta información para investigadores dentro y fuera de México.

Palabras clave: Distribución actual, revisión histórica, *Ursus americanus*

Introduction

The American black bear was once a species characterized by its extensive distribution throughout Mexico. The first report of the American black bear (*Ursus americanus*) in Mexico is credited to Elliot (1903) in Casas Grandes, Chihuahua. Three subspecies have been reported in Mexico (*U. a. machetes*, *U. a. eremicus* and *U. a. amblyceps*; Hall, 1981; Doan-Crider and Hellgren, 1996), though some authors consider that only the first two of these subspecies are actually distributed in Mexican territory (RamírezPulido *et al.* 1996). Historically black bears lived in the temperate forests of the Sierra Madre Oriental, Madre Occidental and adjacent mountains, within the states of Sonora, Chihuahua, Coahuila, Nuevo Leon, Tamaulipas, Durango, Zacatecas (Leopold 1959; Pelton *et al.* 1999), Nayarit (Baker and Greer 1962), Aguascalientes, Sinaloa, and San Luis Potosi (Hall 1981).

The distribution of black bears in Mexico has been reduced to 20% of its historical range as result of habitat destruction, and poaching (INE/SEMARNAP 1999). This forced Mexico to seek alternatives and implement actions to facilitate its conservation. In this process, only *U. a. eremicus*, distributed in the Sierra Madre Oriental was classified in 1986 as threatened and hunting was banned indefinitely. By 1994 its status was changed to endangered, except for the population in the Serranías del Burro in northern Coahuila, which is listed as Species of Special Concern (SEMARNAT 2010a). Currently, the complete distribution and status of the black bear in Mexico is unclear in some areas of its historical range. However, it has been reported that stable populations persist in Tamaulipas, Nuevo Leon, Coahuila, Chihuahua, and Sonora, with a few records in Chihuahua and Durango, with little information from Zacatecas and San Luis Potosi (Medellin *et al.* 2005; Moctezuma-Orozco and Doan-Crider 2005; Zepeda-Gonzales *et al.* 1997).

In spite of the fact that black bears in Mexico are considered endangered, they confront multiple threats. Increase of human population in bear territory as well as loss and fragmentation of habitat are among the most important (Pelton *et al.* 1999). Black bears are poached; mainly in areas where they are in direct contact with humans (Delgadillo-Villalobos 2011). These threats could be mitigated with education and management plans based on comprehensive scientific knowledge. However, scientific information about black bears in Mexico is scattered and incomplete to the point that even their widespread current distribution is unclear. Documents with up to date information are in the form of theses and unpublished documents such as reports, mostly written in Spanish. Our goal for this review is to present a summary of black bear research in terms of historical and current distribution in Mexico, to present the current knowledge of habitat requirements, diet and density estimations, and to offer the reader an updated picture of the current topics of black bear research in Mexico.

Material and Methods

We searched for peer-reviewed documents that contained information about black bears in Mexico by exploring the web of science. We also consulted Mexican and foreign scientific collections databases available on the Internet, such as the Global Biodiversity Information Facility, Global Biodiversity Information, and Arctos Multi-Institution-Multi-Collection Museum. We reviewed databases of Mexican University libraries where they have biological sciences in their curriculum (veterinary, agronomy, forest sciences, etc.). We obtained access to theses, dissertations and technical reports, and condensed information about black bear's historical and current presence. We summarized for each document, research goals, area of study and main results. Finally we contacted Governmental and Non-Governmental organizations (Secretaría del Medio Ambiente del Estado de Coahuila (SEMARNAC), Protección de la Fauna Mexicana A.C. (PROFAUNA), Procuraduría Federal de Protección al Ambiente (PROFEPA) and the Consejo Estatal de Flora y Fauna Silvestre de Nuevo León (CEFFSNL) to obtain up to date studies about black bear conservation and human-bear interactions.

We collected published sightings of black bears with geographic references, if there were more than one at the same location; we used only one sighting to avoid an overcrowded map. We then, exported the database to Geographic Information Systems (ArcView view. 3.2; ESRI 1999) to generate a map of spatial distribution of current records of black bears.

Results

We found 61 scientific published documents and 12 museum collection records between the years of 1899 to 2011. Thirty-eight citations were black bear studies, while the rest were mammal inventories, institutional reports, or other studies in which the presence *U. americanus* was mentioned. The main sources of information for this review are theses and dissertations that have not been published (23), and national or international peer-reviewed published research papers (23), followed by non-peer reviewed documents such as manuals, reports, and bulletins (6), books or book chapters (8), conferences abstracts and symposiums (2), Mexican scientific collections (4), international scientific collections (9), and online sources (1).

One hundred and eighteen localities reported black bear presence, 100 records show the current presence of black bears as shown in a distribution map (Fig. 1). Most localities were from four of the 14 Mexican states: Coahuila (52), Nuevo Leon (20), Chihuahua (10), and Sonora (6). Fewer records were found in Durango (3), Tamaulipas (2), Zacatecas (2), Jalisco (1), Nayarit (1), Queretaro (1), Guanajuato (1) and Hidalgo (1). Our data-base of black bear records obtained from scientific collections includes 65 records from six Mexican states (Appendix 1); Coahuila (28), Chihuahua (23), Sonora (7), Durango (2) Nuevo Leon (4) and Hidalgo (1). 54 records (83%) are from ten foreign collections, while 11 records (17%) are concentrated in four national collections CNMA (three, Colección Nacional de Mamíferos), UANL (four, Colección de Mamíferos de la Facultad de Ciencias Biológicas de la Universidad Autónoma de Nuevo León), CM-UAEH (one, Colección de Mamíferos del Centro de Investigaciones Biológicas de la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo) and the mammal collection at CIAD

(three, Centro de Educación Ambiental e Investigación en Alimentación y Desarrollo, AC, Unidad Guaymas).

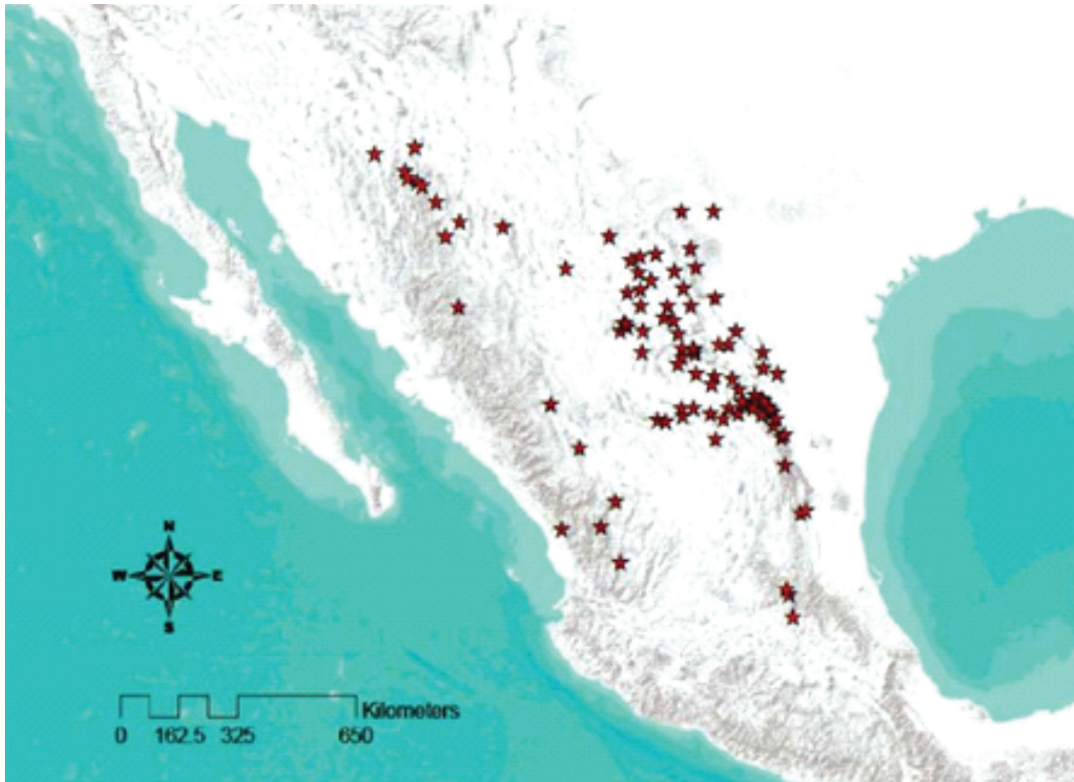


Figure 1. Historical and current published black bear presence sites in Mexico, taken from grey and published documents used in this paper. Stars represent Universal Transverse Mercator (UTM) geographic coordinate system locations as indicated in original documents.

Status of Mexican black bear

Sonora. There are records of black bears in the mountains of the state of Sonora, Sierra San Luis (Sierra-Corona *et al.* 2005; Varas *et al.* 2006), Sierra Los Ajos (Varas *et al.* 2010; Lara-Díaz 2010), Sierra La Madera, Sierra del Tigre and Sierra San Diego (Lara-Díaz 2010). In the Vertebrate Collection of the Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A.C., Guaymas Unit (ICAS-00-0076), there are black bear skulls from the Sierra de Huachinera (CIAD-210801-1, -2 and -3; Gallo *et al.* 2008).

Chihuahua. There are historical records of black bears in the Sierra Madre Occidental (Anderson 1972), which includes the northern, central, and eastern portions of the state (Leopold 1959). During the 1970s, the Dirección General de Vida Silvestre (DGVS) confirmed the presence of black bears in isolated areas in Janos, Casas Grandes, Buena Ventura, Namiquipa, Bachíniva, Riva Palacio, Chihuahua, Cuauhtémoc, Guerrero, Gómez Farías and Madera municipalities, in the northern part of the state (DGVS 1977). Pacheco *et al.* (2000), confirmed the presence of black bears in the region of Janos-Casas Grandes, northwest of the Sierra Madre Occidental (Moctezuma-Orozco and Doan-Crider 2005). Verdugo-Valenzuela (2005) reported the presence of black bear tracks in the Sierra El Pajarito. Sánchez-Mateo *et al.* (2007) stated the presence of black bears in Santuario Madera, Madera City. Also Moreno-Arzate (2008) reported black bear presence in Sierra del Nido. Accordingly Calderón-Domínguez (2009) confirmed the presence of black bears throughout most of the Sierra Madre Occidental, from Janos

County in northwest Chihuahua to the sub-tropical forests of Sierra Tarahumara; Sierra del Nido (from Riva Palacio County to Sierra del Pajarito); Sierra de Las Tunas; and desert mountains. The Instituto Nacional de Ecología (INE/SEMARNAP 1997) mentions the presence of very small populations of black bears in the Sierras Hechiceros and Rica in Cañón de Santa Elena.

Sinaloa. Allen (1906) reported the only record of the genus *Ursus* in the state, and reported that Batty in 1904 purchased a bear skin from a hunter at the municipality of Escuinapa located in the south of the state; however, it was not determined whether it was from a grizzly bear (*Ursus arctos*) or American black bear (*U. americanus*). Armstrong *et al.* (1972) reported this specimen as *U. americanus* based on geographic location but the skull is being kept at the American Museum of Natural History (AMNH-24908) and labeled as *U. arctos* (Solano-Arenas 2012).

Durango. Information regarding the presence of black bears is uncertain for the state of Durango. There are however, reports of random isolated sightings. The first report of black bear (Allen 1904) was a skull from the municipality of Río Ocampo, bordering the state of Chihuahua. Leopold (1959) reported black bears in a location 50 kilometers south of the city of Durango, and in the Mezquital Indian Reservation in southern Durango. Baker and Greer (1962) reported that the black bear was uncommon in Durango and it was found only in very remote parts of the Sierra Madre Occidental, mostly in the Municipality of Mezquital. J. I. Servin (from the Universidad Autónoma Metropolitana unit Xochimilco) in 2004 reported two direct observations in Sierra de la Candela, Tepehuanes, and in 2005 near Canoas, Sierra del Mezquital (Delfín-Alfonso *et al.* 2011).

Nayarit- Jalisco. Leopold (1959) reported black bears spotted by locals in Río Bolaños Basin between Nayarit and Jalisco; however, the exact locations of the records are uncertain. Baker and Greer (1962) published the only report of a possible population in northern Nayarit. Delfín-Alfonso *et al.* (2011) reported that in 2007 L. Vidal Melendez photographed a black bear about 4 km west of El Taiste near Huajicori, Nayarit.

Zacatecas. It has been reported that the black bears in Zacatecas are distributed in the Municipalities of Concepción del Oro and Jiménez del Teul (Matson and Baker 1986).

Tamaulipas. Records of black bears in the state are scarce. Vargas-Contreras and Hernandez-Huerta (2001) documented the presence of black bears in the Biosphere Reserve El Cielo. Goodwin (1954) reported black bear presence in the town of Agua Linda in the Biosphere Reserve El Cielo. Medellín *et al.* (2005) validated this information; he noted that there is a reproductively active population of black bears in central Tamaulipas (Medellín *et al.* 2005).

Nuevo Leon. In the early 1980's, black bear presence was reported in very low densities in 52 study areas, (11 municipalities: Allende, Aramberri, Iturbide, Linares, Montemorelos, Monterrey, Rayones, Santa Catarina, Villa Juarez, Villa de Santiago and Zaragoza). As part of the study, ten black bears were observed and/or captured; two skins and four skulls were collected (Carrillo-Orozco 1981; Moreno-Valdez 1987).

In recent years, black bear numbers have increased in Nuevo Leon and direct sightings are becoming common in the state. Zepeda-González *et al.* (1997) reported that between 1988 and 1992 black bear sighting, as well as the number of tracks, scats and claw marks increased near the town of San Josecito, in southern Nuevo Leon. There is a black bear population in the Sierra de Picachos, in the north-central region of the state (Jiménez-Guzmán 1981; Jiménez-Guzmán *et al.* 1999; Juárez-Casillas 2006).

Salgado-De Los Santos *et al.* (2005) confirmed the presence of 28 black bears in the Sierra "Gomas and Milpillas" (Cuenca Palo Blanco), municipality of Salinas Victoria, Nuevo Leon. Between April and August 2005, the authors obtained photographic records from motion sensors. A total of 28 black bears were identified from the 208 photographs and they found a large number of scats, tracks, and marks on trees.

In 2007, the Consejo Estatal de Flora y Fauna Silvestre de Nuevo León, A. C. (CEFFSNL) and the Parques y Vida Silvestre de Nuevo León (PVSNL, Nuevo Leon Wildlife Park), landowners and holders of 54 Management Units for the Conservation and Sustainable Use of Wildlife (UMAS), participated in a Management Program: Conservation and Sustainable Use of Wildlife Cuenca Palo Blanco. They gathered information to understand the current status of black bears in the northwest of Nuevo Leon, and to determine their distribution, home range, density, dynamics and population structure. The work is in progress and its results have not been published (CEFFSNL 2005).

Coahuila. Baker (1956) reported that black bears were distributed in most mountainous areas in the north of the state of Coahuila. He also pointed out that bears were more common in remote areas with low human density and low hunting pressure. For example, sightings of bears were common in Sierra Madera del Carmen, Sierra del Pino, Sierra de Guadalupe, and Sierra de San Marcos. Medellín *et al.* (2005) and Doan-Crider and Hellgren (1996) indicated that reproductively active populations were present in northern Coahuila. This may show that bears may be increasing their territory because, earlier Baker (1956) reported bears in low densities in some areas in the north of the state and concluded that bears may have disappeared in some northern areas, such as Sierra de los Hechiceros. This low density in some areas in the north of the state was corroborated by Contreras-Balderas *et al.* (2007) who reported no black bear sightings in Sierra de San Marcos also in the north of the state.

Since December 2005, the Environment Ministry of Coahuila (SEMARNAC, unpublished) has been collecting geographically referenced information regarding sightings of black bears in the entire state. The sighting showed that black bears are close to the towns, for instance, in the city of Saltillo, Coahuila bear sighting was common; a possible cause is a severe drought in the region in last decade. The Environment Ministry (SEMARNAT) has deployed personnel to capture black bears and move them to areas where they do not disturb people or their livestock.

San Luis Potosi. In San Luis Potosi, occasional sightings have been reported, however Dalquest (1953) failed to obtain confirmation of black bears in the state, but pointed out that local newspapers reported the killing of few bears in an area close to Matehuala. Therefore, it is unknown if stable populations exist. It is possible that bears observed and/or killed in the state could have been individuals wandering from Nuevo Leon and/or Tamaulipas.

Queretaro. In September 2009, the SEMARNAT confirmed the presence of black bears in the Barranca Pinal de Amoles, state of Queretaro (Newspaper Mensajero de la Sierra Gorda 2009).

Guanajuato. V. Ildefonso A. (Director of the Biosphere Reserve Sierra Gorda, Guanajuato), stated that it is very likely that bears pass through the Sierra de Guanajuato between the communities of Toro and El Platanal because it forms a natural corridor in the Sótano del Barro in the municipality of Arroyo Seco, Queretaro where there have been sightings, tracks and damage to cornfields (V. Ildefonso A, per. Com.).

Hidalgo. In 2005 the skeleton of an adult black bear was found in La Joya near the town of El Aguaje de Cerro Prieto in the Municipality of Misión, in the northern part of the state. The remains of this bear are housed in the Laboratorio de Ecología de Poblaciones del Centro de Investigaciones Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo (CM-335; Rojas-Martínez and Juárez-Casillas in press).

Current habitat, diet, density and conflicts.

Habitat Research. Most of the information about black bears in Mexico is from the Sierra Madre Oriental, states of Coahuila and Nuevo Leon. For instance, Carrera-López and Canales-Gutiérrez (1985) developed a classification of habitat quality for black bear in these two states. It consisted of five categories such as the presence and abundance of food, such as oaks (*Quercus* sp.), the presence of surface water sources, the presence or absence of agriculture, human population density, and the presence or absence of high mountains. The results based on their analysis showed that the northern regions of Coahuila and Nuevo Leon have the best conditions for the survival of black bears in the Sierra Madre Oriental.

Juárez-Casillas (2004) evaluated the diversity of mammals in the Ecological Park Chipinque, A. C., in the limits of the city of Monterrey in Nuevo Leon and observed an adult black bear in el Pinar. Within the park, the greatest amount of bear tracks and signs appeared to be in areas that ranged from 1080 to 1526 m in altitude, in isolated forested areas where visitors are not allowed and thus without anthropogenic disturbance (Abrazo del Oso, Pinar and in Pico Lobos). Tracks have also been reported in oak and mixed oak-pine forest with low human activity (e.g., La Deslavada, El Empalme and Las Moras). In the Sierra Madre Occidental, studies have focused mainly on habitat use. For instance Sáyago-Vázquez (2003) and Sierra-Corona *et al.* (2005) evaluated habitat selection of black bears in the Mountain range of Sierra San Luis, Sonora. They combined scats, footprints, and photographic information gathered for two years (during the dry, rainy and post-rainy seasons) to determine vegetation type use. Sáyago-Vázquez (2004) reported 910 black bear sightings (730 for 2002 and 180 for 2003). In 2003 bears used mostly oak-pine forest, pine forest with second growth, and grassland compared with 2002 seasons, and with less use of open low chaparral forest than in 2002. Also, in 2003, during the dry season, bears showed an increased use of pine oak forest, pine forest with second growth, and grassland compared to 2002. For the rainy season there was significant increase in the use of pine forest; they also used open low forest, chaparral and pine-oak with second growth.

Verdugo-Valenzuela (2005), studied black bear habitat characteristics in the Sierra Pajarito, located northwest of the city of Chihuahua, in the Municipality of Buenaventura in Santa Mónica. The authors explored 17 sites for black bear presence. Eight sites had scats; for these sites four habitat variables, exposure, slope, altitude and vegetation type were analyzed using multivariate techniques. Altitude and vegetation type were the best variables to explain the presence of a bear ($P < 0.05$).

Moreno-Arzate (2008), found that the vegetation type and the slope are the most important variables that influence the presence of the black bears in San Luis and in the Sierra del Nido. Open forests are the most commonly used habitat. Other environmental variables such as vegetation, altitude and orientation also can have an effect on where black bears were found. However, no variation was found in habitat use in the Sierra San Luis where three stations were sampled (spring, summer and autumn). Environmental variables were not highly correlated with habitat use during the time of study.

Diet. In Mexican black bears, between 80 % and 97 % of the total food ingested is plant. The amount of plants ingested depends on the time of the year and the geographic locality. Only a small portion of their diet (3% to 20%) consists of animals, principally insects, such as ants and beetles. Also, black bears consume carrion across habitat quality (Carrillo-Orozco 1981; Moreno-Valdez 1987; Niño-Ramírez 1989; Doan-Crider 1995; Tavizon-García 1998; Herrera-González 1999; Delgadillo-Villalobos 2001; Silva-Hurtado 2004; Loaiza-López 2005; Juárez-Casillas 2006; Moreno-Arzate 2008; López-González *et al.* 2009; Nava-Castillo 2011).

Diet studies in Mexico have shown that food items in black bear diet are similar across habitats. The principal food items found in spring and at the beginning of summer are herbaceous plants and acorns (*Quercus* sp.). In summer the plants that predominate are the fruits of sotol (*Dasyllirion* sp.), yucca (*Yucca* sp.), acorns, junipers (*Juniperus* sp.), tunas (*Opuntia* sp.), and manzanita (*Arctostaphylos* sp.). During autumn, the principal food source is still acorns and manzanita (Carrillo-Orozco, 1981; Moreno-Valdez 1987; Niño-Ramírez 1989; Doan-Crider 1995; Tavizon-García 1998; Herrera-González 1999; Delgadillo-Villalobos 2001; SilvaHurtado 2004; Loaiza-López 2005; Juárez-Casillas 2006; Moreno-Arzate 2008; López-González *et al.* 2009; Nava-Castillo 2011).

It is important to mention that when the eating habits of black bears are analyzed in the Sierra de San Luis, Sonora remains of scorpions (*Diplocentrus peloncillensis*) were found in seven scat samples, which represents the first record of scorpions in bear diet in Mexico. Although scorpions are not a major component in black bear diet, bears seem to eat scorpions on a regular basis and this is not limited to a single black bear or family unit but is relatively common in the population in Sonora (López-González *et al.* 2009).

Migration. The use of genetic tools to evaluate the present situation of the black bear in Mexico has increased in the past 15 years. Molecular markers have made it possible to demonstrate movement between some populations of Mexico and the United States.

For instance, in Texas black bears were extirpated in the 1940s, but by the 1980s, black bears were seen in Big Bend National Park, the Davis Mountains, and in the east of Texas. Genetic studies showed that Texas individuals have migrated from Serranias del Burro in the north of Coahuila. They also showed that the inhospitable Chihuahuan

Desert was not a geographic barrier for black bears (Onorato *et al.* 2004). Another study showed that black bears in Arizona, black bears in the Sierra Madre Occidental, and bears in the border region between Mexico-Arizona share mitochondrial DNA haplotypes and microsatellite allele frequencies, which indicates that there has been historical, and ongoing gene flow between black bear populations in the United States and Mexico (Varas *et al.* 2006).

Density. Carrera-López and Canales-Gutiérrez (1985), determined the density of black bears in the states of Nuevo Leon and Coahuila. They used availability of habitat, information offered by locals and hunters, evidence of damages caused by bears to agriculture or cattle, marks on the vegetation, presence of dry and fresh scat samples, tracks on the transects, tracks in baited sampling sites, and direct observations of the bears. The authors grouped bears into five categories (1 = lowest density and 5 = highest). In most of the state of Coahuila, the density was classified as level two, which means that the area has vegetation consistent with good quality black bear habitat. Bear tracks (fresh and dry excrement) and other signs of bears were present in the area, along with signs of bear damage in ranches and farmlands in the region. The highest density was found in the Sierras de la Encantada, Santa Rosa, Maderas del Carmen. In Serranias del Burro in the north of the state, black bear density was classified as level four, which means, there were fresh tracks and recent direct observation of black bears. For most of Nuevo Leon, black bear density was lower (level one). Similarly, Mijangos-Araujo (2009), examined the population size of bears in Nuevo Leon, in the Municipalidad de Lampazos de Naranjo. They used three highly variable microsatellite markers, and the sex determination region (amelogenin gene). Microsatellite analysis showed high heterozygosity (70%) and a density of at least 1 bear/ km².

Doan-Crider (2003) explored black bear's habitat use in the foothills of the Burro Mountains, in the northern part of the state of Coahuila. She examined the availability of digestible energy between the years 1998 to 2001, and also, measured the reproduction, survival, and density of black bear populations in the area. Similarly she estimated the production of main food sources. Food was analyzed to quantify the content of digestible energy. Results showed a density of 0.56 bears/km² using a modified Lincoln-Petersen model and 0.84 bears/ km² during 1998 and 2001 using a modified mark-recapture method. Burro Mountains' density estimations are the highest published density for black bears in North America (Doan-Crider, 2003).

Sierra-Corona *et al.* (2005) examined black bears in the Sierra San Luis in the state of Sonora. They collected and analyzed 134 photographs (96 in 2002 and 30 in 2003) that resulted in a density estimate of 6.9 individuals/100 km², with a minimum density during the wet season of 2.64 individual/100 km², and an intermediate density during the dry season (6 individual/100 km²). They found the highest density during the dry season (8.91 individual/100 km²) in 2002, and in 2003, they found that the overall density was lower, 4.15 individuals/100 km², with no recorded individuals during the dry season. However, Varas *et al.* (2010) using non-invasive scat collection and molecular markers found a lower density of 0.22 bears/ km² to 0.38 bears/ km² in the Pinito Ranch located in the same region of Sierra San Luis, Sonora.

Threats and Conflicts. Among the main threats facing the black bear in Mexico, habitat destruction and poaching are important when considering black bear long-term survival. Black bears move through non-habitat, such as deforested areas, farms, ranches or towns in their paths to woodlands. Low population numbers can potentially have a large effect because bears have a long life expectancy and a low reproductive potential (Martínez-Castilleja, 1992).

They are considered a danger to farms and ranches; for example the Biosphere Reserve El Cielo, in the state of Tamaulipas, conducted a study using radio collars and photographs and showed that about 40% of the loss of corn crops was due to black bears (Carvajal-Villareal *et al.* 2007). There is a similar situation with apple farms. In the Municipality of Arteaga, Coahuila, there are about six thousand hectares in apple production, and bears destroy a great quantity of fruit-bearing trees. The bigger farms have chosen to use air cannons that are activated at certain time intervals creating a strong racket to scare bears. They also have an electrical fence around the farm; however, bears get used to the canons, and after a while they go back to eat the fruit. On smaller, family owned farms, farmers do not have the resources to avoid the assaults of bears, the crop gets lost, and the farmers kill bears. Also, in spite of the fact that black bears eat mostly plants, bears are considered responsible for the deaths of goats and cattle in the north of Mexico.

Martínez-Muñoz (2001) devised a project to evaluate the carrying capacity for the black bear in 261.943 acres of the Maderas del Carmen mountain range, Coahuila, from June 1998 to July 1999. This project was part of an extensive study that included researchers from the Caesar Kleberg Wildlife Research Institute. Its goals were to evaluate the sociological conflicts between black bears and ranchers in Madera del Carmen, Coahuila. Results revealed that the mean carrying capacity was 0.96 bears/100 acres. The interviews of 71 farmers indicated that 26% of ranchers reported bears were harmless, while 32% reported that black bears do damages such as the destruction of water hoses (mostly occurring during dry months *i.e.*, June, July and occasionally in May). Forty two percent reported black bears as an important cattle predator. Nevertheless, while reports of depredation by black bears were high; there was no evidence of depredation of cattle in the scats, even during the months of greater food shortage (summer).

Finally, Delgadillo-Villalobos (2001) analyzed 290 scat samples in Maderas del Carmen. They determined that black bears in the study area displayed an opportunistic eating behavior. A high percentage of their diets was composed of plant items and in smaller proportion animal items. Acorns and juniper were the most important components during summer, autumn and winter.

Discussion

It has been documented that black bear range in Mexico has decreased in at least 80% of their historical distribution (SEMARNAT, 2002). Black bears occurred in 11 states (Sonora, Chihuahua, Coahuila, Nuevo Leon, Tamaulipas, Durango, Zacatecas, Nayarit, Aguascalientes, Sinaloa, and San Luis Potosi). The literature mentions that their current distribution is only in Sonora, Chihuahua, Coahuila, Nuevo León and Tamaulipas; and there are unconfirmed sightings in other areas farther south such as Zacatecas and San Luis Potosi (Delgadillo-Villalobos, 2011). Even though their distribution has been reduced, it seems that black bears may be increasing in numbers in some states. For

example, there seems to be an increase of black bear sightings in Coahuila, Nuevo Leon, and northwestern of Chihuahua (SEMARNAC, Calderón-Domínguez, 2009).

Presence of black bears has also been confirmed in places where bears were considered gone by the early 80's; for example, in Sierra Gorda in Queretaro (Newspaper Messenger of Sierra Gorda, 2009; V. Ildelfonso A. Director of the Biosphere Reserve, Sierra Gorda, Guanajuato). There are also current reports of black bears in places where they were never reported before, for example in northern Hidalgo (Rojas-Martínez, personal communication; Fig. 1). This is the first record for the state and it is the most southern area in the distribution. The sighting could have been of a dispersing bear from the state of Queretaro.

It is difficult to know if sightings of black bears in an area mean an established population. In many cases published black bear records do not have information about the age or sex of the individuals, which in turn does not help to understand if the individual is part of a population, or a juvenile male in the process of dispersal. It is important to have studies to determine the status of black bear populations in areas where there have been sightings by locals, such as the states of Nayarit, Jalisco, Durango, San Luis Potosi, and Zacatecas. These sightings may suggest that the black bears in Mexico are dispersing and recolonizing historical habitats. The localities with the highest number of sightings are: Sierra de San Luis, Sonora (Sierra Madre Occidental) where black bear's maximum overall density reported is 4.15 individuals/100 km² (Sierra-Corona *et al.* 2005) and Serranías del Burro (Coahuila, Sierra Madre Oriental) with a reported density of 0.84 bears/km² (Doan-Crider 2003).

At present, there are numerous governmental and non-governmental institutions that are working to protect black bears in Mexico. These organizations have different mandates and regulations. Therefore they work independently from each other and in some cases the results of their research are not shared or published. It is important to include theses, dissertations, manuals, reports, etc. as sources of scientific knowledge, especially in areas where peer reviewed literature is limited. These documents can be useful to find collaborators and avoid duplication of effort.

Scientific collections are also important in the study and conservation of biological diversity (Chalmers 1992). Collections document the distribution of the target species, and are the base of taxonomic, ecological, and conservation status (Ramirez 2006).

However, there are only few black bear specimens (eight) housed in four Mexican scientific collections, thus demonstrating the need for more black bear studies in Mexico and reaffirming the importance of scientific. The distribution maps of black bears presented by Leopold (1959), Hall (1981), and Medellín (2005) used in most published documents are not precise and need to be updated. The published literature shows that current knowledge of the black bears in Mexico is localized to few states, for example, in the northern part of Sonora, and from Coahuila and Nuevo Leon (Doan-Crider and Hellgren, 1996; Sierra-Corona *et al.* 2005, Medellín *et al.* 2005, Onorato *et al.* 2007). There is little information from other parts of Mexico. Different aspects of black bear biology have been studied in these three states, accentuating the patchiness of black bear studies with a concentration of knowledge in a few areas and lack of information in others.

Black bear research in Mexico has mostly focused on detecting their current presence, followed by studies in distribution and then diet. More recently studies have

an ecological perspective, which includes conservation of populations, population density and population genetics. Research is needed to understand ecological factors that affect the survival of black bears in Mexico. There is urgent need for more research on distribution in Mexico, and a better understanding of the life history features and the genetic characteristics of local populations, as well as habitat requirements, food habits, and the demarcation and distribution of Mexican subspecies. It is also important to understand the views of local communities towards bears. If we understand the current situation and the reasons why black bear populations have diminished in the past, we can make science based management decisions for the long-term survival of black bears in Mexico.

Acknowledgments

We thank the anonymous reviewers that have helped to make this manuscript better.

Literature cited

- ALLEN, J. A. 1904. Further notes on mammals from northwestern Durango. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 20:205-210.
- ALLEN, J. A. 1906. Mammals from the states of Sinaloa and Jalisco, Mexico, collected by J. H. Batty during 1904 and 1905. *Batty Expeditions to Mexico 1903-1906. Bulletin of the American Museum of Natural History* 22:191-262.
- ANDERSON, S. 1972. Mammals of Chihuahua. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 148:149-410.
- ARMSTRONG, D. M., J. KNOX JONES, JR., AND E. C. BIRNEY. 1972. Mammals from the Mexican state of Sinaloa. III. Carnivora and Artiodactyla. *Journal of Mammalogy* 53:48-61.
- BAKER, R. H. 1956. Mammals of Coahuila. *Publications of the Museum of Natural History, University of Kansas* 9:127-335.
- BAKER, R., AND J. K. GREER. 1962. Mammals of the Mexican state of Durango. *Publications of the Museum Michigan State University. Biological Series* 2:25-154.
- CALDERÓN-DOMÍNGUEZ, P. A. 2009. Distribución espacio-temporal de las poblaciones de oso negro (*Ursus americanus*) en el Estado de Chihuahua. Tesis Licenciatura, Facultad de Zootecnia y Ecología, Universidad Autónoma de Chihuahua. Chihuahua, México.
- CARRERA-LÓPEZ, J. A. AND E. CANALES-GUTIÉRREZ. 1985. Evaluación y estrategias de aprovechamiento del oso negro. Universidad Autónoma Agraria "Antonio Narro". Dirección General de Flora y Fauna Silvestre. Buenavista, México.
- CARRILLO-OROZCO, R. 1981. Notas sobre el oso negro *U. a. eremicus*, en la Sierra Madre Oriental del Estado de Nuevo León, México. Tesis Licenciatura, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León. Monterrey, México.
- CARVAJAL-VILLAREAL, S. 2005. Mexico black bear pilot study initiated in Nuevo Leon using GPS collars. *International Bear News* 14:25.
- CARVAJAL-VILLAREAL, S. AND A. LÓPEZ-VILLAREAL. 2007. Black bear (*Ursus americanus*) preliminar survey in the National Park Cumbres de Monterrey (Ejido San Antonio de la Osamenta, Santa Catarina, Nuevo León, México). 18th International Conference on Bear Research & Management. Monterrey, México.

- CHALMERNIS, A.** 1992. The role of scientific collections in the study and conservation of biodiversity. In: México ante los retos de la biodiversidad. (Sarukhán, J., and R. Dirzo, eds.). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Ciudad de México, México.
- CONSEJO ESTATAL DE FLORA Y FAUNA SILVESTRE DE NUEVO LEÓN.** 2005. Cuenca Palo Blanco. Boletín Informativo para los Propietarios de Predios, Ejidatarios, Comuneros y Pobladores de la Cuenca "Palo Blanco", Salinas Victoria, Villaldama, Bustamante y Lampazos, Nuevo León 3:1-14.
- CONTRERAS-BALDERAS, A. J., D. J. HAFNER, J. H. LÓPEZ-SOTO, J. M. TORRES-AYALA, AND S. CONTRERAS-ARQUIETA.** 2007. Mammals of the Cuatro Ciénegas Basin, Coahuila, Mexico. *The Southwestern Naturalist* 52:400-409.
- DALQUEST, W. W.** 1953. Mammals of the Mexican state of San Luis Potosi. *Louisiana State University Studies on Biology, Science Series* 1:1-229.
- DELFIN-ALFONSO, A. C., C. A. LÓPEZ-GONZÁLEZ, AND N. E. LARA-DÍAZ.** 2011. El oso negro americano en el noroeste de México: recuperación de registros de ocurrencia. *Acta Zoológica Mexicana* 27:777-801.
- DELGADILLO-VILLALOBOS, J.** 2001. Ecología nutricional del oso negro en la Sierra Maderas del Carmen, Coahuila, México. Tesis Maestría, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León. Monterrey, México.
- DELGADILLO-VILLALOBOS, J.** 2011. Técnicas de conservación y manejo de oso negro en México. In *Temas sobre conservación de vertebrados silvestres en México*, (Sánchez, O., P. Zamorano, F. P. Recagno and H. Moya eds.). Instituto Nacional de Ecología, SEMARNAT. Ciudad de México, México.
- DIRECCIÓN GENERAL DE VIDA SILVESTRE (DGVS).** 1977. Notas sobre (*Ursus americanus*) oso negro en el estado de Chihuahua. Chihuahua, México.
- DOAN-CRIDER, D. L.** 1995. Food habits of the Mexican black bear in Big Bend National Park, Texas, and the Serranias del Burro, Coahuila, Mexico, 1991-1994. Special Report, Big Bend National Park. College Station, EE.UU.
- DOAN-CRIDER, D. L., AND E. C. HELLGREN.** 1996. Population characteristics and winter ecology of black bears in Coahuila, Mexico. *Journal of Wildlife Management* 60:398-407.
- DOAN-CRIDER, D. L.** 2003. Movements and spatiotemporal variation in relation to food productivity and distribution, and population dynamics of the Mexican black bear in the Serranias del Burro, Coahuila, Mexico. Ph. D. Thesis, Texas A&M University-Kingsville. College Station, EE.UU.
- ELLIOT, D. G.** 1903. Descriptions of apparently new species of mammals of the genera *Heteromys* and *Ursus* from Mexico and Washington. *Field Columbian Museum Publications, Zoology Series* 3, 80:233-237.
- ESPINOSA-FLORES M.E., N.E. LARA-DÍAZ, AND C.A. LÓPEZ-GONZÁLEZ.** 2012. Tamaño poblacional del oso negro (*Ursus americanus*) en dos Islas del Cielo del Noreste de Sonora, México. *Therya* 3:403-415.
- ESRI.** 1999. Arc view GIS 3.2. Environmental Systems Research Institute, Inc. Redlands, EE.UU.

- GALLO-REYNOSO, J. P., T. VAN DEVENDER, A. L. REINA-GUERRERO, J. EGIDO-VILLARREAL, AND E. PFEILER.** 2008. Probable occurrence of a brown bear *Ursus arctos* in Sonora, Mexico, in 1976. *The Southwestern Naturalist* 53:256-260.
- GOODWIN, G. G.** 1954. Mammals from Mexico collected by Marian Martin for the American Museum of Natural History. *American Museum Novitates* 1689:1-16.
- HALL, E.R.** 1981. *The mammals of North America*. John Wiley and Sons, New York. New York, EE.UU.
- HERRERA-GONZÁLEZ, D. E.** 1999. Ecología de la dieta del oso negro (*Ursus americanus*) en el área natural "Maderas del Carmen" en el Estado de Coahuila. Tesis Licenciatura, Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Universidad Autónoma de Nuevo León. Monterrey, México.
- INE/SEMARNAP.** 1997. Programa de manejo del área de protección de Flora y Fauna Cañón de Santa Elena, México. Instituto Nacional de Ecología-Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca, Gobierno Federal. Ciudad de México, México.
- INE/SEMARNAP.** 1999. Proyecto para la conservación y manejo del oso negro (*Ursus americanus*) en México. Instituto Nacional de Ecología-Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca, Gobierno Federal. Ciudad de México, México.
- JIMÉNEZ-GUZMÁN, A.** 1981. Especies en peligro y proceso de desaparición en Nuevo León, México. *Boletín Informativo del Centro de Investigaciones Biológicas, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León* 11:5-10.
- JIMÉNEZ-GUZMÁN, A., M. A. ZUÑIGA-RAMOS, AND J. A. NIÑO-RAMÍREZ.** 1999. Mamíferos de Nuevo León, México. Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.
- JUÁREZ-CASILLAS, L. A.** 2004. Diversidad mastofaunística del Parque Ecológico Chipinque, A. C, en el Noroeste del Estado de Nuevo León. Tesis Licenciatura, Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.
- JUÁREZ-CASILLAS, L. A.** 2006. Hábitos alimentarios del oso negro (*Ursus americanus*) en la Sierra de Picachos, Nuevo León México. Tesis Maestría, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.
- LARA-DÍAZ, N.** 2010. La comunidad de mamíferos previa a la liberación de *Canis lupus baileyi* en Sonora, México. Tesis Maestría, Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Autónoma de Queretaro. Queretaro, México.
- LEOPOLD, A. S.** 1959. *Wildlife of Mexico*. University of California Press. Davis. 568 p.
- LOAIZA-LÓPEZ, H. E.** 2005. Caracterización de la dieta del oso negro (*Ursus americanus machetes*) en el noroeste de Chihuahua. Tesis Maestría, Facultad de Zootecnia, Universidad Autónoma de Chihuahua. Chihuahua, México.
- LÓPEZ-GONZÁLEZ, C. A., R. W. JONES, C. SILVA-HURTADO, AND I. A. SAYAGO-VÁZQUEZ.** 2009. Scorpions are a food item of American black bears in Sonora, Mexico. *Western North American Naturalist* 69:131-133.
- MARTÍNEZ-CASTILLEJA, G.** 1992. El oso negro en México: situación actual y perspectivas. Tesis Licenciatura, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.

- MARTÍNEZ-MUÑOZ, A.** 2001. Capacidad de carga para el oso negro (*Ursus americanus eremicus*) de los ecosistemas de las Serranías del Carmen Coahuila. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Proyecto Q006. Ciudad de México, México.
- MEDELLÍN, R. A., C. MANTEROLA, M. VALDÉZ, D. G. HEWITT, D. DOAN-CRIDER, AND T. E. FULBRIGHT.** 2005. History, ecology, and conservation of the pronghorn antelope, bighorn sheep, and black bear in Mexico. Pp. 387-404 In (Cartron, J-L. E., G. Ceballos, and R. S. Felger eds.), Biodiversity, ecosystems, and conservation in northern Mexico. Oxford University Press. Oxford, EE.UU.
- MENSAJERO DE LA SIERRA GORDA.** 2009. Localizan Oso Negro en la Región Serrana. <http://www.mensajeroqueretaro.com/2009/09/localizan-oso-negro-en-la-region-serrana/> consultado el 15 de junio de 2012. Ciudad de México, México.
- MESA-RAMÍREZ, D. P.** 2006. Protocolo para la preservación y manejo de colecciones científicas. Boletín científico, Centro de Museos-Museo de Historia Natural 10:117-148.
- MIJANGOS-ARAUJO, J. L.** 2009. Estimación poblacional del oso negro americano (*Ursus americanus eremicus*) con microsatélites de ADN a partir de muestras no invasivas en Lampazos, Nuevo León. Tesis Licenciatura, Facultad de Medicina, Veterinaria y Zootecnia, Universidad Autónoma de Nuevo León. Monterrey, México.
- MOCTEZUMA-OROZCO, O., AND D. L. DOAN-CRIDER.** 2005. Oso negro americano. In Los Mamíferos Silvestres de México, (Ceballos, G., and G. Oliva eds.). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Fondo de Cultura Económica. Ciudad de México, México.
- MORENO-VALDEZ, A.** 1987. Determinación y distribución de los mamíferos nativos del Cañon del Huajuco, Santiago, Nuevo León, México. Tesis Licenciatura, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León. Monterrey, México.
- MORENO-ARZATE, C. N.** 2008. Ecología conductual del oso negro (*Ursus americanus*) en la Sierra Madre Occidental. Tesis Maestría, Instituto de Ecología, A. C. Jalapa, Veracruz. Xalapa, México.
- NAVA-CASTILLO, R.** 2011. Nicho trófico de oso negro (*Ursus americanus eremicus*) en la Sierra de Zapalinamé, Coahuila, México. Tesis Licenciatura, Facultad de Ciencias, Estación Biológica Sierra de Nanchititla, Universidad Autónoma del Estado de México. Toluca, México.
- NIÑO-RAMÍREZ, J. A.** 1989. Análisis preliminar de la dieta de verano del oso negro (*Ursus americanus*) en la Sierra los Picachos, Higuera, Nuevo León, México. Tesis Licenciatura, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León. Monterrey, México.
- ONORATO, D. P., E. C. HELLGREN, R. A. VAN DEN BUSSCHE, AND D. L. DOAN-CRIDER.** 2004. Phylogeographic patterns within a metapopulation of black bears (*Ursus americanus*) in the American Southwest. Journal of Mammalogy 85:140-147.
- PACHECO, J., G. CEBALLOS, AND R. LIST.** 2000. Los Mamíferos de la región de Janos-Casas Grandes, Chihuahua, México. Revista Mexicana de Mastozoología 4:69-83.
- PELTON, M. R., A. B. COLEY, T. H. EASON, D. L. DOAN MARTÍNEZ, J. A. PEDERSON, F. T. VAN MANEN, AND K. M. WEAVER.** 1999. American black bear conservation action plan.

Pp. 144-156. In (Servheen, C., S. Herrero, and B. Peyton eds.), Status Survey and Conservation Action Plan: Bears. World Conservation Union (IUCN), Gland, Switzerland.

- PLANETA AZUL.** 2011. Rescatan a cuatro crías de oso negro. http://www.planetaazul.com.mx/site/?p=8972&upm_export=print consultado el 12 de Abril de 2012.
- RAMÍREZ-PULIDO, J., A. CASTRO-CAMPILLO, J. ARROYO C, AND F. A. CERVANTES-REZA.** 1996. Lista taxonómica de los mamíferos terrestres de México. Occasional Papers Museum, Texas Tech University 158:1-62.
- ROJAS-MARTÍNEZ Y JUÁREZ-CASILLAS.** (In press). Primer registro de oso negro americano (*Ursus americanus*) para el estado de Hidalgo, México. Revista Mexicana de Biodiversidad.
- SALGADO-DE LOS SANTOS, G., F. GONZÁLEZ-JIMÉNEZ, P. V. MORENO-CHACON, AND J. G. VILLAREAL GONZÁLEZ.** 2005. Situación actual de la población de oso negro *Ursus americanus eremicus* en la Sierra de Gomas y Sierra de Milpillas (Cuenca Palo Blanco), Salinas Victoria, Nuevo León, México. XXII Simposio sobre Fauna Silvestre "Gral. MV. Manuel Cabrera Valtierra". Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia de la Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.
- SÁNCHEZ-MATEO, M. A., R. SOTO, AND T. LEBGUE.** 2007. Diversidad de aves y mamíferos en zonas donde anida *Rhynchopsitta pachyrhyncha*, en el municipio de Madera, Chihuahua, México. Revista Latinoamericana de Recursos Naturales 3:52-57.
- SÁYAGO-VÁZQUEZ, I. A.** 2003. Uso de hábitat del oso negro (*Ursus americanus*) en la Sierra de San Luis Sonora México. Tesis Licenciatura, Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.
- SEMARNAT.** 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-2010. 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 30 de diciembre de 2010. Ciudad de México, México.
- SIERRA-CORONA, R., I. A. SÁYAGO-VÁZQUEZ, M. D. C. SILVA-HURTADO, AND C. A. LÓPEZ-GONZÁLEZ.** 2005. Black bear abundance, habitat use, and food habits in the Sierra San Luis, Sonora, Mexico. USDA Forest Service Proceedings RMRS-P-36.
- SILVA-HURTADO, C.** 2004. Hábitos alimenticios del oso negro (*Ursus americanus*) en la Sierra de San Luis, Sonora, México. Tesis Licenciatura, Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.
- SOLANO-ARENAS, J. E.** 2012. Listado mastofaunístico del estado de Sinaloa. Tesis Licenciatura, Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.
- TAVIZON-GARCÍA, J. P.** 1998. Estudio del nicho alimenticio de los mamíferos depredadores del orden carnívora en la Sierra del Carmen, Noroeste de Coahuila, México. Tesis Maestría, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León. Monterrey, México.
- VARAS, C., C. A. LÓPEZ-GONZÁLEZ, J. RAMÍREZ, P. KRAUSMAN, AND M. CULVER.** 2006. Population structure of black bears in northern México. Borders, boundaries, and time scales.

In: Proceedings of the Sixth Conference on Research and Resource Management in the Southwest Deserts. In (Harvosen, B., ed.). USGS Southwest Biological Science Center, Sonoran Desert Research Station. Tucson, EE.UU.

VARAS, C. 2010. Conservation genetics of black bears in Arizona and northern México. Ph.D. dissertation, School of Natural Resources and the Environment, University of Arizona. Tucson, EE.UU.

VARGAS-CONTRERAS, J. A., AND A. HERNÁNDEZ-HUERTA. 2001. Distribución altitudinal de la mastofauna en la Reserva de la Biosfera "El Cielo", Tamaulipas, México. *Acta Zoológica Mexicana* 82:83-109.

VERDUGO-VALENZUELA, D. 2005. Caracterización del hábitat de oso negro (*Ursus americanus machetes*) en la Sierra El Pajarito en Chihuahua, México. Tesis Maestría, Facultad de Zootecnia, Universidad Autónoma de Chihuahua. Chihuahua, México.

Sometido: 26 de marzo de 2013

Revisado: 22 de mayo de 2013

Aceptado: 22 de noviembre de 2013

Editor asociado: Williams Lidicker

Diseño gráfico editorial: Gerardo Hernández

Scientific collections, locality and catalogue number of *Ursus americanus* specimens from the Sierra Madre Occidental. Data obtained from the Information Facility and the Arctos Multi-Institution-Multi-Collection-Museum Database.

Data source	Locality	Catalogue #
*Harvard University-Museum of Comparative Zoology	-Colonia García, Chihuahua	MCZ -10502
*The Academy of Natural Sciences of Philadelphia-Mammalogy Collection	-Colonia García, Chihuahua	ANSP -6881, 6882, 6883
*American Museum of Natural History (AMNH)-Vertebrate Zoology Collection	-Colonia García, Chihuahua	M -15867
	-Ocampo River, Durango	M -21592
*Field Museum Natural History-Mammals Collections	-Casas Grandes, Chihuahua	FMNH -19012, 19064, 89904
	-Colonia García, Chihuahua	USNM -117100, 98321, 98322, 98325, 98326, 98329, 99338, 99665, 132195
*National Museum of Natural History (NMNH), Smithsonian Institution-Vertebrate Zoology Mammals Collections	-San Luis Mountain, Chihuahua	USNM -177661, 177662, 177663, 177664
	-Sierra Encarnación, Chihuahua	USNM -79571
	-San Luis Mountain, Sonora	USNM -177662, 177663, 177665, 203206
*Michigan State University Museum (MSUM)	-Súchil, Durango	MR -871
*Colección Nacional de Mamíferos, Instituto de Biología, UNAM	-Casas Grandes, Chihuahua	CNMA -1244
*Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A. C. Guaymas-Colección de Vertebrados	- Sierra de Huachinera, Sonora	CIAD -210801-1, 210801-2, 210801-3

Appendix 2

Scientific collections, locality and catalogue number of *Ursus americanus* specimens from the Sierra Madre Oriental.

Data source	Locality	Catalogue #
*Field Museum Natural History-Mammals Collections	-San Antonio del Jaral, Coahuila	FMNH -18151, 18152
*National Museum of Natural History (NMNH), Smithsonian Institution-Vertebrate Zoology Mammals Collections	-Maderas del Carmen, Coahuila -Sierra Guadalupe, Coahuila -Sierra Santa Rosa, Coahuila -Muzquiz, Coahuila	USNM -262695 USNM -116952 USNM -159369 USNM -157840, 158247, 159254, 159258
*Texas Cooperative Wildlife Collection (TCWC), Vertebrate Collections	-Agua salada, Coahuila	TCWC -9466
*University of Kansas Biodiversity Institute (KU), Mammal Collection	-Hacienda la Mariposa, Coahuila -Las Margaritas, Coahuila -Saltillo, Coahuila -Maderas del Carmen, Coahuila	KUM -57087, 57088, 57089, 57090 KUM -56517, 56518, 56519, 56520, 57091, 57818, 57819 KUM -35706 KUM -35704, 35705, 54822, 57819
*Colección Nacional de Mamíferos, Instituto de Biología, UNAM	-Huachichil, Arteaga, Coahuila -Zaragoza, Coahuila	CNMA -44523 CNMA -26377
*Mamíferos de Nuevo León, México (UANL)	-Rayones, Nuevo Leon -Santiago, Nuevo Leon	UANL - 2694 UANL -3422, 4029, 4030

Análisis filogenético del linaje evolutivo del oso negro (*Ursus americanus*) de México

Luis Antonio Juárez-Casillas^{1*}, Cora Varas² y Fernando A. Cervantes¹

Abstract

The black bear (*Ursus americanus*) has been present in North America at least during 3 million years ago. Climatic changes from last glaciation drove black bears to seek refuge in two regions of North America, one in the Pacific side and other in the Atlantic side, shaping the present genetic structure of this ursid. Literature reports attempting to confirm these hypotheses have not included samples from Mexico. Therefore, this research examined the genetic variation of black bear populations from all over its range, to find out if Mexican populations of the black bear belong to the phylogenetic branch of the Pacific clade or to that of the Atlantic clade. DNA sequences of the mitochondrial control region were obtained from scat samples collected in northern Mexico and from data downloaded from GenBank. Phylogenetic analyses confirmed the existence of one clade west of the Rocky Mountains and a second clade to the east of the same mountains, including the mountains themselves. In addition, our data also showed that Mexican populations of the black bear are nested into the phylogenetic branch of the Atlantic side. This research thus supports that genetic structure of Mexican black bears may have been influenced by climatic changes of the last glaciation period. Further research is needed to better understand genetic distances between eastern and western populations of Mexican black bears. Conservation efforts to protect black bears in Mexico must consider their origin and phylogenetic relationships.

Keywords: Carinivore, Conservation, Genetic diversity, North America, Pleistocene refugia, Ursidae.

Resumen

El oso negro americano (*Ursus americanus*) ha estado presente en Norteamérica durante al menos 3 millones de años. Las fluctuaciones climáticas que se suscitaron durante la última glaciación forzaron a los osos negros a refugiarse en dos áreas geográficas específicas tanto en el Pacífico como en el Atlántico, lo cual influyó en la estructura demográfica genética actual de este úrsido. Estudios que han intentado confirmar esta hipótesis no han incluido muestras de México. Por lo que este estudio presenta un estudio filogenético del oso negro a lo largo de toda su distribución geográfica, y así determinar

¹ Departamento de Zoología, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México; Apartado Postal 70-153, Ciudad Universitaria, Distrito Federal 45410, México. E-mail: ljuarez@st.ib.unam.mx (LAJ-C), fac@ib.unam.m (FAC)

² School of Natural Resources, Arizona Fish and Wildlife Research Unit. University of Arizona; Tucson, Arizona, 85721, USA. E-mail: cora@email.arizona.edu (CV)

* Corresponding autor

si las poblaciones mexicanas del oso negro pertenecen al linaje filogenético del clado del Océano Pacífico o a el clado del Atlántico. Las secuencias de la región control del DNA mitocondrial fueron obtenidas de muestras de excrementos recolectadas en el norte de México y de datos descargados de GenBank. El análisis filogenético confirmó la presencia de un clado al oeste de las Montañas Rocallosas y un segundo clado que incluyen a las montañas Rocallosas y al este de estas. En adición, nuestros resultados sugieren que las poblaciones mexicanas de oso negro se encuentran inmersas dentro del linaje del Atlántico. Esta investigación soporta la hipótesis de que la estructura genética del oso negro mexicano fue influenciada por los cambios climáticos suscitados en la última glaciación. Futuras investigaciones son necesarias para tener un mejor entendimiento de las distancias genéticas presente entre las poblaciones de oso negro del este y del oeste de México. Los esfuerzos de conservación para proteger las poblaciones de oso negro en México deben considerar su origen y sus relaciones filogenéticas.

Palabras clave: Carnivora, Conservación, Diversidad genética, Norteamérica, Refugios pleistocénicos, Ursidae.

Introducción

El oso negro americano (*Ursus americanus*) es el úrsido con mayor distribución en el Continente Americano y es el carnívoro terrestre de mayor tamaño que se encuentra en México. Infortunadamente, esta especie sufrió una dramática disminución en el número y tamaño de sus poblaciones originales a mediados del siglo XX como consecuencia de las actividades antropogénicas (Servheen *et al.* 1999). Gracias a la protección por parte de las leyes mexicanas, de algunos rancheros y a un cambio general en la actitud de la gente hacia este mamífero, en años recientes se ha observado un fenómeno de incremento y expansión de sus poblaciones hacia áreas de distribución histórica (Onorato *et al.* 2004). Para asegurar la viabilidad y la permanencia de las poblaciones de esta especie en territorio mexicano, se requiere promover proyectos de conservación y mantenimiento a largo plazo para lo cual es necesario considerar el conocimiento de su diversidad genética y entender los procesos históricos que influyeron en la estructura genética de sus poblaciones actuales.

La variabilidad genética es la materia prima de la evolución, de la cual depende la adaptación y la formación de nuevas especies. La fragmentación del hábitat es un factor que disminuye dicha variabilidad ya que en las poblaciones pequeñas y fragmentadas presentan muy poco o nulo flujo génico (Amos y Harwood 1998). El oso negro, al igual que los demás carnívoros grandes, es más susceptible a la pérdida de variación genética, a causa de la fragmentación del hábitat, debido a su amplio ámbito hogareño y amplio intervalo generacional (Paetkau y Strobeck 1994). Sin duda este aspecto es relevante para el tema de la genética de la conservación de este úrsido, ya que la erosión del material genético y del potencial evolutivo que esto puede representar, pone a esta especie en peligro, volviéndola potencialmente incapaz a adaptarse a los cambios ambientales (Hartl y Clark 1989). El mantenimiento de la variación genética incrementa la calidad de los individuos en una población. Por lo tanto, si se conocen los problemas derivados de la fragmentación del hábitat y la estructura genética del oso negro en México, se podrá contar con mayor información para diseñar acciones que ayuden a su conservación.

Infortunadamente, se desconoce la situación actual de la diversidad genética de este carnívoro, particularmente en México. Escasos estudios han utilizado marcadores moleculares para estimar su variación genética en poblaciones más norteñas. Se ha propuesto por ejemplo, que existen dos linajes de esta especie en el noroeste americano (Wooding y Ward 1997). Un linaje se distribuye desde el sur de los estados canadienses de Alberta y la Columbia Británica hasta el norte de California y el segundo se extiende desde el interior de Alaska hacia el sur en Oregon y Nuevo México y del este de Terranova a Florida (Fig. 1; Cronin *et al.* 1991; Paetkau y Strobeck 1996; Byun *et al.* 1997; Wooding y Ward 1997; Stone y Cook 2000).



Figura 1. Distribución de los clados continental y del Pacífico que presenta el oso negro americano (*Ursus americanus*). Modificado de Wooding y Ward (1997).

Se piensa que estos linajes pudieron haber sido el resultado de los cambios climáticos presentes durante el Pleistoceno cuando Canadá estuvo prácticamente cubierto en su totalidad por hielo y las tierras colindantes más al sur presentaron un clima muy árido. Esto trajo como consecuencia la contracción de los bosques a dos regiones específicas, una en el Océano Pacífico y otra en el Océano Atlántico que pudieron haber fungido como centros de refugio para el oso negro (Wooding y Ward 1997). Una vez reducidos dichos glaciares hubo una importante reorganización en la vegetación, dándose una sustitución de las áreas abiertas por bosques templados, lo que favoreció la expansión

demográfica de varias especies, entre ellas el oso negro americano (Lessa *et al.* 2003). Por desgracia, estos reportes no incluyeron las poblaciones que se distribuyen en territorio mexicano, por lo que la historia evolutiva de este mamífero es aún desconocida. El objetivo del presente trabajo es evaluar a qué linaje evolutivo pertenecen las poblaciones de oso negro mexicanas mediante la estimación de la diversidad genética y su análisis filogenético.

Material y Métodos

Obtención de muestras. Se colectaron 291 excrementos frescos de oso negro durante recorridos a pie por veredas, caminos y cañadas en los sitios en donde se ha evidenciado su presencia en los estados mexicanos de Coahuila y Nuevo León. Por otro lado, se obtuvo hueso turbinal de la nariz de dos ejemplares custodiados en colecciones científicas, uno en el Laboratorio de Ecología de Poblaciones de la Universidad Autónoma de Hidalgo (CIB-CM-335, ejemplar recolectado del estado de Hidalgo), y otro (no. 1244) en la Colección Nacional de Mamíferos (CNMA), Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, proveniente del, estado de Chihuahua. Asimismo se obtuvieron 10 dientes de individuos provenientes de Serranías del Burro en el Norte de Coahuila, y dos muestras de tejido fresco, una de un oso atropellado en el Municipio de Monterrey, Nuevo León (cedidas por la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México), y otra de un ejemplar de la CNMA (44498).

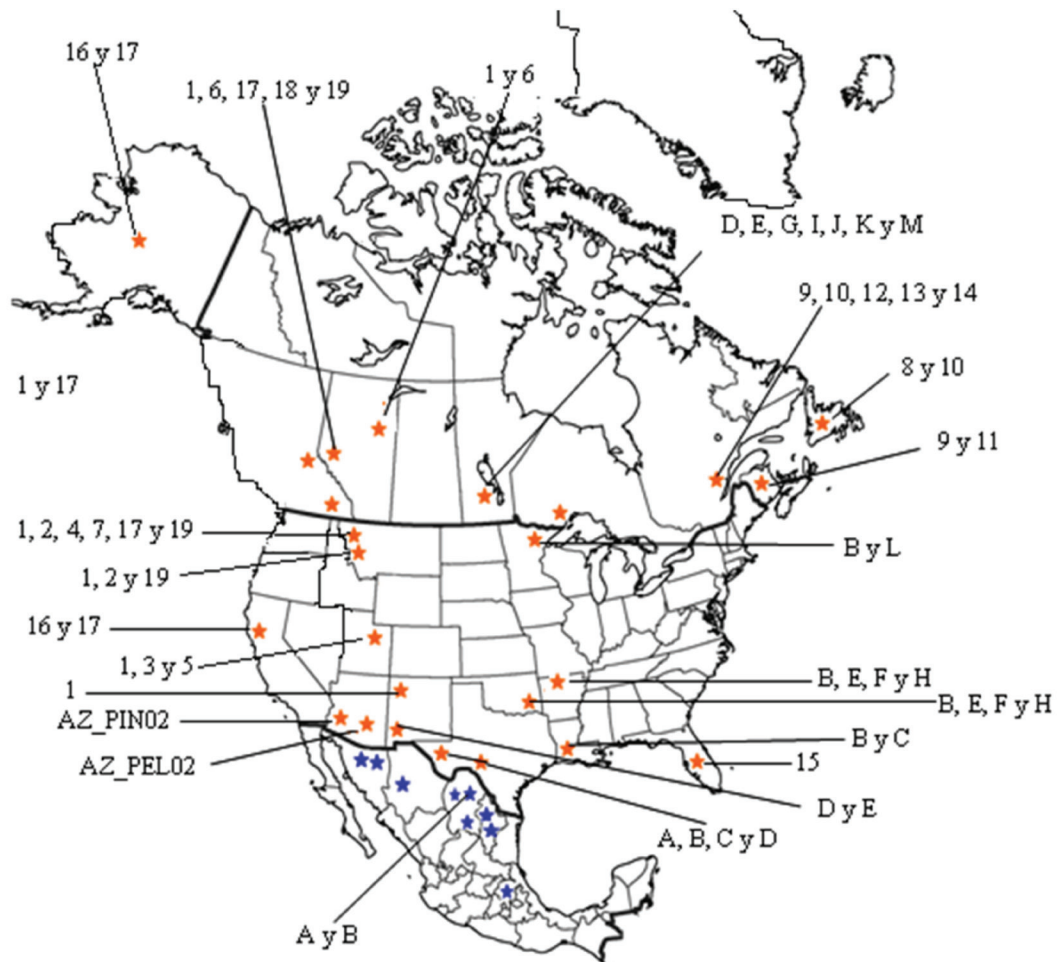
Extracción y amplificación del DNA. El DNA de los excrementos se obtuvo empleando el kit comercial QiAamp DNA Stool Mini Kit (Qiagen). En el caso del hueso, se pulverizaron 25 mg que fueron descalcificados con EDTA (0.5M, pH 8.0) por cinco días antes de extraer el DNA con el kit comercial Qiagen DNeasy tissue extraction kit (Qiagen). La amplificación del gen de la Región Control del DNA mitocondrial se realizó usando la técnica de Reacción en Cadena de la Polimerasa (PCR) a partir de 9 ml de Green taq, 0.2 ml de albúmina sérica bovina al 7.5%, 0.2 ml de CaCl_2 , 0.3 ml de cada primer (F-CTCCACTATCAGCACCCAAAG y R-GGAGCGAGAGGTACACGT; Varas *et al.* 2006), y 5 ml de DNA en un volumen final de 15 ml. El perfil térmico tuvo una desnaturalización inicial de 94 °C por tres minutos, 40 ciclos de 94 °C durante 30 s, 30 s de temperatura de alineación (50° C), 72 °C durante 30 s, seguido por una extensión de 72 °C por 7 min.

Secuenciación del DNA. Los productos de PCR fueron purificados y sus secuencias elaboradas utilizando un secuenciador (BI PRISM 3100, ADN Sequencher, Applied Biosystems), las cuales se editaron utilizando el software Sequencher 4.6 (Gene Codes Corporation 2006). Además, se efectuó un análisis Blast en la página Web de la NCBI (<http://www.ncbi.nlm.nih.gov>) para confirmar que nuestras muestras correspondían a las de oso negro, y posteriormente se alinearon (forward y reverse) usando el programa BioEdit (Hall 1999).

Adicionalmente, se obtuvieron nueve secuencias de la región norte del estado de Sonora, México, y 10 secuencias de Arizona, EE.UU. Finalmente se descargaron de GenBank 32 secuencias del gen Región Control de oso negro correspondientes a los haplotipos 1-19 (número de acceso de GenBank AF012305-AF012323) descritos

por Wooding y Ward (1997), a los haplotipos A-E (número de acceso de GenBank AY334363-AY334367) descritos por Onorato *et al.* (2004) y a los haplotipos F-M (número de acceso de GenBank FJ619652-FJ619659) descritos por Van Den Bussche *et al.* (2009; Fig. 2).

Figura 2. Ubicación geográfica de los haplotipos del gen Región Control del DNA mitocondrial obtenidos para el oso negro americano (*Ursus americanus*), a lo largo de toda su área de distribución actual. Los haplotipos descritos por Wooding y Ward (1997), se representan con los números 1 al 19, los descritos por Onorato *et al.* (2004) con las letras A al E y los descritos por Van Den Bussche *et al.* (2009) con las letras F al M. El resto de color azul son haplotipos encontrados en este estudio y que se muestran en la red de haplotipos.



Diversidad y estructura genética. Para detectar el polimorfismo entre las poblaciones mexicanas de oso negro, se utilizó el software DnaSP versión 5 (Librado y Rozas 2009) con el cual se detectaron los niveles de diversidad nucleotídica (π) y diversidad haplotípica mitocondrial (h) para cada grupo (excluyendo indels). Los niveles de diferenciación poblacional (pairwise F_{ST}) y en general la diferenciación genética, se calcularon utilizando el software Arlequín versión 2.000 (Excoffier *et al.* 2005). Para estimar las relaciones genealógicas entre las secuencias del gen mitocondrial de la Región Control se construyó una red de haplotipos usando el programa TCS (Clement *et al.* 2000).

Para determinar la estructura genética y la diferenciación de las poblaciones mexicanas de oso negro, se realizó una prueba de varianza molecular (AMOVA). La relación entre la distancia genética y la distancia geográfica se analizó utilizando una prueba de Mantel con 10,000 permutaciones. Ambas pruebas se realizaron con Arlequin v.3.4.1.3 (Excoffier y Lischer 2010). Se estimó una matriz de distancia genética ocupando el modelo de evolución molecular 2 parámetro de Kimura (K2P; Kimura 1980) en el software Mega 4.0 (Molecular Evolutionary Genetics Analysis; Tamura *et al.* 2007).

La matriz de distancia geográfica se obtuvo con el software Geographic Distance Matrix Generator v.1.2.3.

Análisis filogenéticos. Para obtener una aproximación de la historia evolutiva del oso negro americano en México, las secuencias fueron analizadas con dos diferentes aproximaciones: máxima verosimilitud e inferencia bayesiana. Para ambos análisis, se eligió el modelo evolutivo que mejor se ajustara a nuestros datos usando el programa JMODELTEST 0.1.1 (Posada y Crandall 2008). El análisis de máxima verosimilitud se realizó utilizando el software RaxML (Stamatakis *et al.* 2008). El soporte de los nodos se obtuvo por medio de los valores de bootstrap (Felsenstein 1985).

Para el análisis de inferencia Bayesiana se utilizó el programa MrBayes 3.1.2 (Ronquist y Huelsenbeck 2003). El análisis fue realizado con cuatro iteraciones de Monte Carlo (MCMC) de cadenas de Markov con 10,000,000 generaciones con una frecuencia de muestreo de 200, resultando en 50,001 árboles. Una vez terminado este análisis, se realizó una inspección visual de los valores del parámetro estimado de MCMC con TRACER 1.5 (Rambaut y Drummond 2009), para comprobar los valores estimados de la ejecución y el árbol de consenso fue generado con el software TreeAnnotator versión 1.6 (Rambaut y Drummond 2009) después de la eliminación del 20% como burn-in.

Se generó un árbol de consenso de regla de mayoría del 50% en MrBayes con un apoyo de un clado indicado como probabilidades posteriores. A partir de un burnin del 10%, los árboles generados fueron enraizados con la secuencia de la Región Control perteneciente al panda gigante (*Ailuropoda melanoleuca*; GenBank HQ540590; Hu *et al.* 2010), el oso negro asiático (*Ursus thibethanus*; GenBank AB013073; Matsushashi *et al.* 1999), el oso malayo (*Ursus malayanus*; GenBank AB098551; Onuma *et al.* en prensa); el oso gris (*Ursus arctos*; GenBank HQ602653; Kocijan *et al.* 2011) y el oso polar (*Ursus maritimus*; GenBank JF900157; Edwards *et al.* 2011). Para evaluar la divergencia de las secuencias a una escala temporal entre las poblaciones de la Sierra Madre Occidental y la Sierra Madre Oriental en México se utilizó el programa Beast v. 1.6.1 (Drummond *et al.* 2007).

Resultados

Diversidad y estructura genéticas. En este estudio se analizó un total de 78 secuencias del gene Región Control del DNA mitocondrial de *Ursus americanus* de 373 pares de bases cada una. De ellas, 32 haplotipos fueron descargados de la base de datos internacional GenBank, y 10 secuencias de Arizona y nueve secuencias del norte de Sonora fueron donados por la Universidad de Arizona, mientras que 27 secuencias de poblaciones mexicanas del oso negro se amplificaron en este estudio: 26 de la Sierra Madre Oriental y una, de la Sierra Madre Occidental (Chihuahua; Tabla 1).

Nuestros resultados indican que la diversidad haplotípica varió entre poblaciones, siendo alta en la Sierra de Zapalinamé, Sierra de Picachos y Sierra los Ajos ($h = 0.824$, 1 y 1 respectivamente), mientras que fue baja en Serranías el Burro y en la Sierra de San Luis, ($h = 0.286$ y 0.333 respectivamente; Tabla 2); el promedio total de $h = 0.676$ fue moderado.

Se obtuvo una red de haplotipos (Fig. 3) cuya estructura muestra una división en dos grupos: el primero incluye los haplotipos localizados en la Sierra Madre Oriental, mientras que el segundo está alejado del primero por un solo paso mutacional y se encuentra

integrado por los haplotipos encontrados en las Sierras de San Luis y Los Ajos en el estado de Sonora, así como los haplotipos localizados en Arizona, EE.UU.

Las distancias genéticas entre los diferentes haplotipos que se encontraron en México mostraron que la mayor distancia se encontró entre una muestra de la Sierra de Zapalinamé y otra de la Sierra de Picachos (21 diferencias entre pares de secuencias y una diversidad del 60%). En general se observó que dos haplotipos de la Sierra de Zapalinamé (Zapaliname 08 y Zapaliname 09), muestran valores muy altos de distancia genética respecto a los demás haplotipos muestreados.

Tabla 1. Distribución de las secuencias obtenidas a partir de la amplificación de un fragmento de 373 pb de la Región Control del DNA mitocondrial obtenidos para *Ursus americanus* en México.

Localidad	Haplotipo
Sierra de Zapalinamé, Coahuila	1, 2, 4, 5, 13, 18, 19, 27, 33, 43, 58, 62, 66, A, B, C y 15
Serranías del Burro, Coahuila	2, 6, 7, 8, 9, 10, Muzquiz, A, B, C y 15
Sierra de Picachos, Nuevo León	23, 27, 28, 37
Hidalgo	Hidalgo
Monterrey, Nuevo León	Monterrey
Sierra San Luis, Sonora	1, 2, 3, 4, 5, 9, 29, D, E y 1
Sierra Los Ajos, Sonora	6, 7, D, E y 1
Chihuahua	Chihuahua

La segregación geográfica de las poblaciones mexicanas de oso negro puesta a prueba con el análisis AMOVA, reconoció una diferenciación entre las poblaciones situadas en la Sierra Madre Oriental y la Sierra Madre Occidental. Los datos indican que la población de Arizona tiene valores de diferenciación significativos respecto a todas las poblaciones mexicanas (Tabla 3). Además, el valor global de F_{st} fue de 0.49 ($P < 0.05$), que implica una alta diferenciación entre poblaciones, según la escala de Nei (1987) cuando $F_{st} > 0.25$. Se encontró que la mayor varianza en la diversidad genética, con un valor de 50.83%, está dada por las diferencias dentro de las poblaciones. El segundo componente que aporta una considerable cantidad de variación engloba las diferencias entre poblaciones, con un 47.66%. Por otro lado, se encontró que existe una relación directa entre las distancias genéticas de los osos y la distancia geográfica de sus lugares de residencia. Inclusive, este resultado fue consistente con un modelo de aislamiento por distancia ($r_2 = 0.69$, $P = 0.005$, $a = 0.05$).

Análisis filogenético. El modelo evolutivo que arrojó un árbol de consenso por mayoría del 50% fue el GTR+G. La topología del árbol obtenido para las poblaciones de oso negro muestra la presencia de dos linajes principales, uno distribuido desde el sur de Alberta y la Columbia Británica a lo largo del Pacífico hasta California, previamente descrito por Wooding y Ward 1997, y el cual se prolongó en este estudio hasta Arizona (Fig. 4). El segundo linaje se encontró en el interior del continente y se dividió en dos subclados, uno “Central” donde se incluyó la mayoría de las poblaciones de osos de la Sierra Madre Occidental México, Arizona, y las Rocallosas, Estados Unidos y otro subclado del “Este” en el que se incluyeron las poblaciones de la Sierra Madre Oriental

en México, y Texas, Arkansas, Minnesota y Louisiana en Estados Unidos (Fig. 4). A partir del análisis para calcular el tiempo de divergencia entre los clados de la Sierra Madre Occidental y la Sierra Madre Oriental, se estimó una divergencia de 1.09 millones de años.

Localidad	N	k	h	π
Sierra de Zapaliname	14	2.264	0.824	0.00898
Serranías del Burro	7	0.286	0.286	0.00128
Sierra de Picachos	4	8.167	1	0.00246
Sierra de San Luis	6	0.333	0.333	0.00108
Sierra Los Ajos	2	2.000	1	0.00647
Hidalgo	1	-	-	-
Monterrey	1	-	-	-
Casas Grandes	1	-	-	-
Total	36	4.437	0.676	0.02958

Tabla 2. Diversidad genética de las diferentes poblaciones de oso negro americano de la Sierra Madre Oriental y Sierra Madre Occidental, México. Se muestra el tamaño de muestra (N), número promedio de diferencias nucleotídicas (k), la diversidad haplotípica ($h = 0.286 - 1$) y la diversidad nucleotídica ($\pi = 0.00108 - 0.00898$).

Discusión

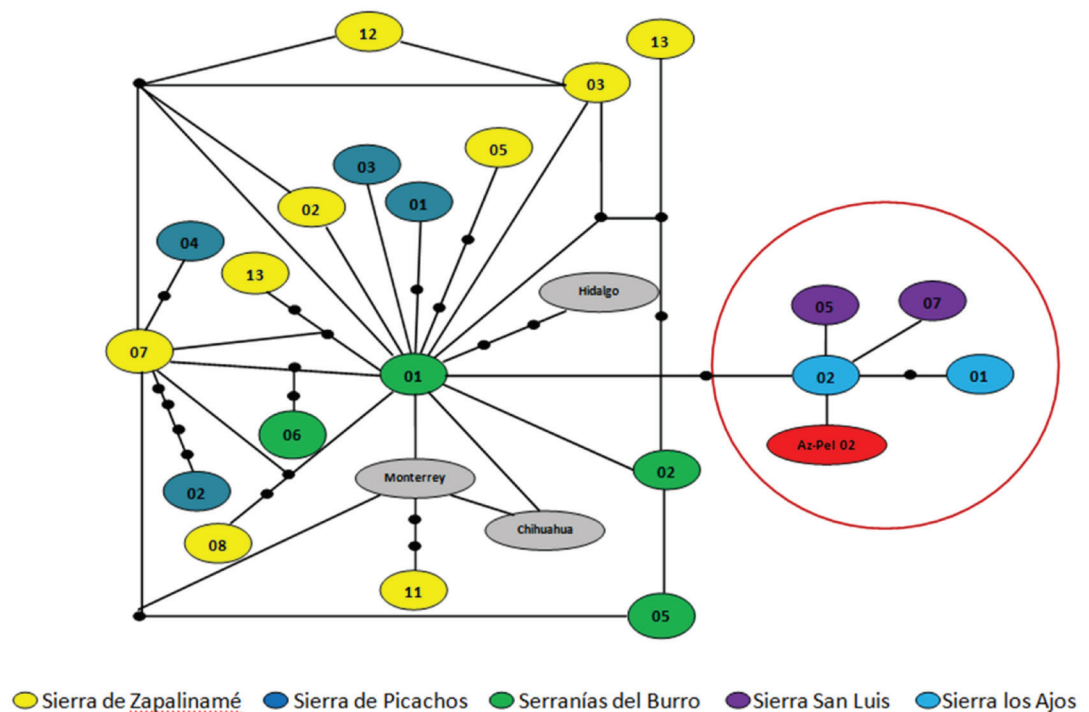
El muestreo no invasivo del DNA fecal es una alternativa recomendada para los estudios de biología molecular de especies silvestres evasivas o que se encuentren en alguna categoría de riesgo de extinción para favorecer su conservación, como es el caso de los grandes carnívoros (Maldonado 2006). Varios estudios han presentado con éxito datos obtenidos del DNA aislado de excrementos que han demostrado una forma eficaz de obtener información sobre poblaciones silvestres animales, sin la necesidad de capturar u observar a los individuos (Wasser *et al.* 1997; Kohn *et al.* 1999; Ernest *et al.* 2000). De forma similar, nuestro estudio pudo obtener información biológica valiosa de excrementos del oso negro. Por lo tanto, los datos de este trabajo demuestran que la colecta no invasiva de muestras fecales para la obtención de DNA mitocondrial puede tener implicaciones importantes favorables para enriquecer el conocimiento y conservación de este úrsido.

El análisis y manejo de dichas secuencias de DNA permitió explorar y analizar la controversia que existe en la literatura respecto a las relaciones filogenéticas existentes entre oso el negro americano (*Ursus americanus*), el oso negro asiático (*Ursus tibetanus*) y el oso malayo (*Ursus malayanus*). Por un lado, resultados basados en variación proteínica indican que el oso malayo y el oso negro asiático son especies hermanas (Goldman Giri y O'Brian 1989), y que en conjunto son especies hermanas del grupo que conforma el oso gris (*Ursus arctos*) y el oso polar (*Ursus maritimus*; Zhang y Ryder 1994; Waits *et al.* 1999). Por otro lado, resultados del análisis de DNA nuclear sugieren que el oso negro americano es grupo hermano del oso negro asiático (Talbot y Shields 1996; Yu *et al.* 2004; Hou *et al.* 2007; Krause *et al.* 2008); además, otras investigaciones que reportan estudios con ADN mitocondrial y nuclear muestran que el oso negro americano y el oso malayo son taxones hermanos (Zhang y Ryder 1993; 1994). Los resultados de nuestro estudio apoyan esta última propuesta, pues el clado que contiene todas las

muestras del oso negro tiene como grupo hermano al oso himalayo con soportes de rama apropiados; los otros osos del género examinados *U. thibetanus*, *U. arctos* y *U. maritimus* se aglutinan en un clado hermano. Por lo tanto, la posición filogenética del linaje evolutivo de las poblaciones de oso negro de México queda claramente marcada.

En este estudio se determinó que los haplotipos D y E reportados por Onorato et al. (2004) que corresponden a un segmento del citocromo B y de la Región Control, no presentaron variación en el fragmento correspondiente solo a la Región Control, por lo que se consideraron como un mismo haplotipo y el cual coincidió con el haplotipo 1 reportado anteriormente por Wooding y Ward (1997); éste se registró en las Sierras de San Luis y Los Ajos en el norte del estado de Sonora, México, dentro de la Sierra Madre Occidental. Los haplotipos A, B y C reportados por Onorato et al. (2004) también corresponden a un único haplotipo para la Región Control y coincide con el haplotipo 15 encontrado por Wooding y Ward (1997); esta secuencia se registró en la Sierra de Zapalinamé y Serranías del Burro en el estado de Coahuila sobre la Sierra Madre Oriental.

Figura 3. Red de haplotipos para las secuencias del gen Región Control del DNA mitocondrial del oso negro americano (*Ursus americanus*) de México y Arizona. Los círculos negros sobre las líneas corresponden al número total de pasos mutacionales; donde no se aprecia un círculo sobre la línea, implica un solo paso. Se aprecia que los haplotipos de la Sierra Madre Oriental tienden a agruparse entre sí, a excepción del único haplotipo recolectado de Chihuahua, mientras que los haplotipos de la Sierra Madre Occidental se agrupan con las poblaciones de Arizona (agrupadas dentro del círculo rojo).



Por su parte, nuestro análisis filogenético de las secuencias del gene Región Control del DNA mitocondrial de las poblaciones de oso negro americano confirmó que el linaje evolutivo de esta especie está compuesto de dos ramas. Una de ellas es la que presenta una distribución geográfica a lo largo de la vertiente del Pacífico; la otra, se refiere al linaje Continental. Este hallazgo coincide con los resultados reportados por Wooding y Ward (1997), quienes sugirieron que dichas ramas se originaron a partir de dos refugios pleistocénicos, uno al norte de California (rama Pacífico), y otro de Florida (rama Continental).

La existencia de estos refugios se sustenta a partir del registro fósil del polen que revela que aunque los bosques actuales se extienden ampliamente en toda Norteamérica, su

distribución durante el Pleistoceno estuvo restringida a dos pequeñas regiones, una en el Océano Pacífico y otra en el Océano Atlántico (Webb *et al.* 1993). Así mismo, el estudio filogeográfico realizado para otras especies neárticas como el pájaro carbonero boreal (*Parus hudsonicus*), el pájaro carbonero de lomo castaño (*P. rufescens*), la zorra gris (*Urocyon cinereargenteus*), la ardilla voladora norteña (*Glaucomys sabrinus*), la zorra roja (*Vulpes vulpes*), el ratón meteorito de cola larga (*Microtus longicaudus*), la marta americana (*Martes americana*) y la ardilla de pino amarillo (*Tamias amoenus*) presentan linajes con distribución similar a los propuestos para el oso negro americano (Wooding y Ward 1997; Arbogast 1999; Demboski *et al.* 1999; Demboski y Sullivan 2003; Aubry *et al.* 2009; Conroy y Cook 2000).

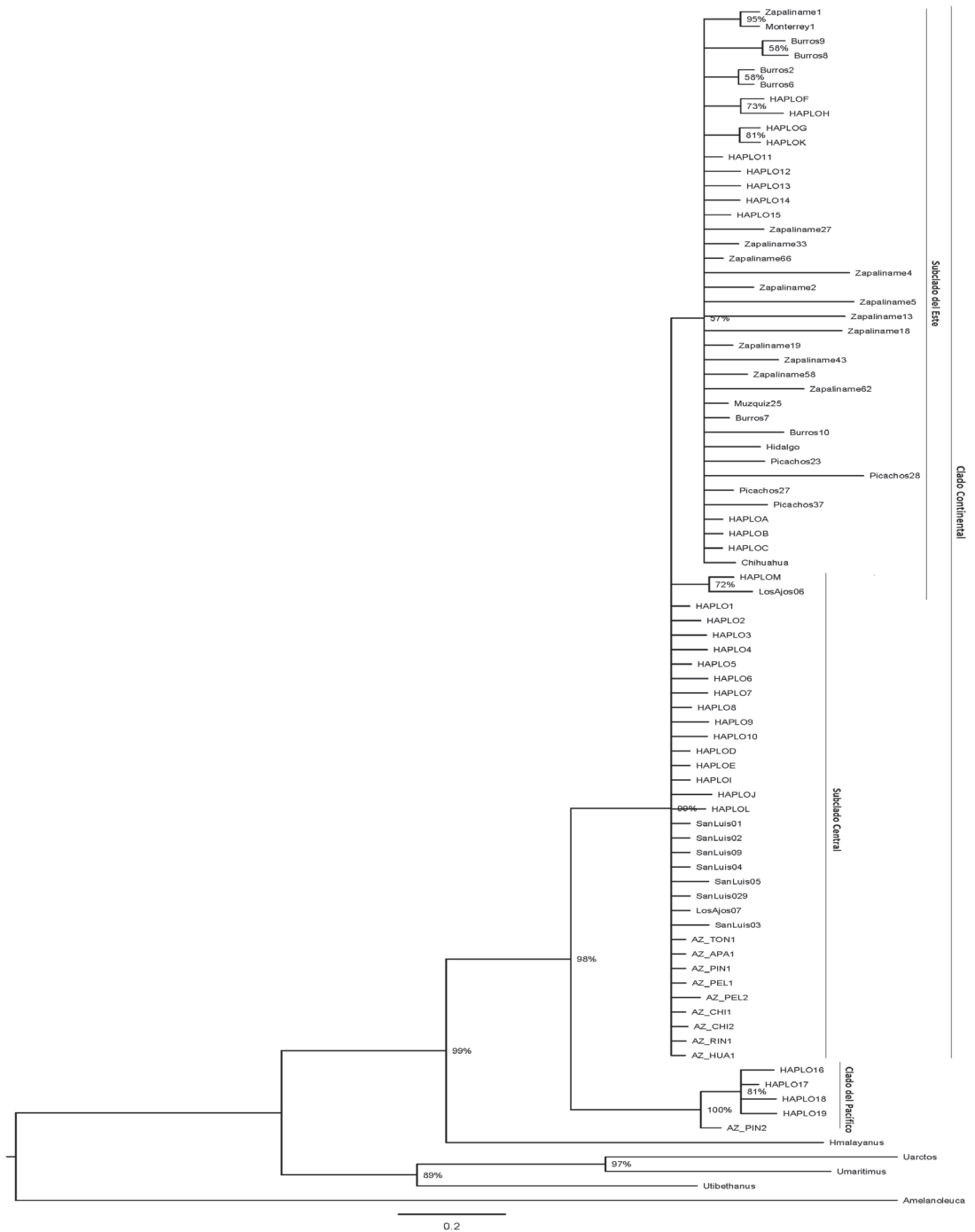
	Zapalinamé	Burros	Picachos	San Luis	Los Ajos
Sierra de Zapalinamé					
Serranías del Burro	0.387 ± 0.043				
Sierra de Picachos	0.144 ± 0.041	0.576 ± 0.041			
Sierra de San Luis	0.000 ± 0.000*	0.000 ± 0.000*	0.009 ± 0.009*		
Sierra Los Ajos	0.000 ± 0.000*	0.036 ± 0.015*	0.153 ± 0.033	0.423 ± 0.040	
Arizona	0.000 ± 0.000*	0.000 ± 0.000*	0.000 ± 0.000*	0.000 ± 0.000*	0.000 ± 0.000*

Tabla 3. Medidas de diferenciación genética pareada entre las poblaciones de *Ursus americanus* basado en el Análisis de Varianza Molecular (AMOVA). Cálculos basados en el análisis de un fragmento de 373 pb de la Región Control mitocondrial.

En este estudio el linaje del Pacífico se extendió más al sur de lo que había descrito Wooding y Ward (1997), debido a que nuestro estudio registró un haplotipo de dicha rama en Arizona; sin embargo, se requiere un tamaño de muestra mayor de esa región para sustentar verazmente su presencia. Similarmente, es interesante mencionar que el haplotipo registrado para Casas Grandes, Chihuahua, en la Sierra Madre Occidental, quedó como parte del subclado del Este y no dentro del subclado Central como era de esperarse, por lo que es necesario aumentar el muestreo para evaluar la veracidad de nuestros resultados. De confirmar este hallazgo se podría sugerir que a pesar de la distancia geográfica que existe entre la Sierra Madre Oriental y la Sierra Madre Occidental, existe un flujo génico entre las diferentes poblaciones a través de las “islas de cielo” que permiten el flujo genético de las especies de acuerdo con un modelo de islas. Existe información publicada que demuestra que los osos son capaces de atravesar barreras físicas como los desiertos extensos (Onorato *et al.* 2004; Atwood *et al.* 2011).

El estudio de la diversidad genética es imprescindible para el desarrollo de estrategias de conservación a corto y a largo plazo. Por ejemplo, un estudio realizado con el lobo mexicano (*Canis lupus baileyi*), subespecie de lobo gris extinta en su ambiente silvestre en México, demostró que los individuos de las poblaciones cautivas pueden

Figura 4. Árbol de probabilidades posteriores construido con secuencias de la Región Control del oso negro americano bajo el modelo de sustitución de nucleótidos GTR+G.



entrecruzarse para aumentar su diversidad genética y evitar la consanguinidad sin que se vea comprometida su pureza (García-Moreno *et al.* 1996). Estos hallazgos resultan afortunados sobre todo si se considera que los niveles normales de variabilidad genética intraespecífica en los carnívoros son generalmente bajos (Avise *et al.* 1998). Nuestros resultados, en el caso del oso negro, produjeron valores de intermedios a altos (Tabla 2), por ejemplo, en el caso de Serranías del Burro en el norte de Coahuila y en la Sierra de San Luis en Sonora, los niveles fueron intermedios, lo que probablemente se debió a que el tamaño de muestra fue pequeño. Estos datos son comparables con poblaciones de

oso negro de latitudes más norteñas calculadas a partir del uso de microsátélites, como es el caso de Terranova, Canadá (36%; Paetkau y Strobeck 1994), de Florida (27%; Dixon *et al.* 2006), de la Isla de Kodiak en Alaska (36%; Paetkau y Strobeck 1994) y de Mobile River Basin, Alabama (31.6%; Edwards 2002), así como en el límite entre Alabama y Mississippi (38%-42%; Warrillow *et al.* 2001) Estados Unidos.

Por otro lado, las poblaciones de oso negro provenientes de la Sierra de Zapalinamé, Coahuila, y Sierra de Picachos, Nuevo León, presentaron valores de diversidad genética alta (82.4%-100%), comparables con los valores reportados al sur de Quebec, suroeste de Alberta (Paetkau y Strobeck 1994) y costa media y sureste de la Columbia Británica en Canadá (62%-81%; Woods *et al.* 1999; Marshall y Ritland 2002), así como en el oeste de Arkansas (72.8%; Csiki *et al.* 2003), norte de Wisconsin ($\geq 0.77\%$; Belant *et al.* 2005), norte de Idaho (79%; Cushman *et al.* 2006), norte de Florida (71%; Dixon *et al.* 2006) y costa norte de California (63%; Brown *et al.* 2009), Estados Unidos, al igual que entre el límite de Coahuila, México y oeste de Texas, Estados Unidos (71.7%; Onorato *et al.* 2007).

Como es conocido para otras especies de la fauna silvestre, también la diversidad genética de las poblaciones mexicanas de oso negro pudieron ser afectadas por la fragmentación de los ecosistemas debido a perturbación antropológica, ya que en México en particular durante el siglo XX, la distribución histórica del oso negro se redujo hasta en un 20% (SEMARNAT 2010). Así mismo, como se ha documentado para otros vertebrados (Hernández-Bolaños *et al.* 2007), la presencia del Desierto Chihuahuense podría representar una barrera biogeográfica que limita el flujo génico entre las poblaciones presentes en Sierra Madre Oriental y la Sierra Madre Occidental, ocasionando que se fijen alelos únicos para ciertas poblaciones aisladas.

Dicha restricción a la migración de este úrsido entre ambas sierras es evidente al observar que las poblaciones de oso negro de la frontera México-Texas y Sierra Madre Oriental presentan haplotipos únicos para cada Sierra, lo cual coincide con lo encontrado por la red de haplotipos que justamente distingue a los dos grupos, separados por un paso mutacional. Esto también tiene sentido si se considera que los resultados de la prueba de Mantel apoyan la hipótesis de un flujo génico restringido, indicando que existe una correlación concordante con el modelo de aislamiento por distancia geográfica, ya que la distribución es distinta de lo que se esperaría por azar. Sin embargo, esta interpretación debe tomarse con precaución debido a que este estudio fue hecho con un solo marcador molecular mitocondrial, por lo que resulta recomendable utilizar marcadores moleculares adicionales.

De acuerdo con los datos del reloj molecular, los sublinajes de la Sierra Madre Oriental y Sierra Madre Occidental, México, se separaron al inicio de una nueva glaciación (el Nebrasquiense hace 1.1 millones de años; Dort 1966), lo que podría explicar en parte la distribución geográfica actual de los haplotipos. Se ha documentado que durante los periodos glaciares, en el norte de México prevaleció un decremento en la temperatura ambiental, existiendo un aumento en las lluvias, lo que produjo ambientes abiertos más templados, caso contrario a lo que sucedió durante los periodos interglaciales, donde prevaleció un aumento de la aridez de los desiertos (Metcalf *et al.* 2000; Lozano-García y Vázquez-Selem 2005; Metcalfe 2006); es conocido también que el oso negro prefiere ambientes boscosos con cobertura densa. Por otra parte, también se ha documentado

que la Sierra Madre Oriental y la Sierra Madre Occidental fungieron como corredores biogeográficos con el territorio actual de Estados Unidos durante el Pleistoceno (Ceballos, Arroyo-Cabrales y Ponce 2010). Sin duda, esas evidencias históricas apoyan nuestros resultados genéticos que ponen de manifiesto movimientos poblacionales del oso negro durante la conformación de su linaje.

El conocimiento de la historia evolutiva del oso negro y sus características genéticas indica que las poblaciones mexicanas son distintivas y tienen una relación cercana de parentesco filogenético con las poblaciones de latitudes más norteñas con quienes comparten ancestros desde mediados del Pleistoceno. En particular, los osos negros de México pertenecen a la rama del linaje continental por lo que cualquier plan de conservación de esta especie debe considerar sus niveles de diversidad genética y su ancestría. Es evidente de este estudio que cualquier acción de generar barreras no naturales en su área de distribución, como el muro fronterizo entre México y Estados Unidos, puede impactar negativamente el flujo genético y el proceso natural de diferenciación de las poblaciones del oso negro americano.

Conclusiones

En conclusión, esta investigación reporta por primera vez la diversidad genética de poblaciones mexicanas del oso negro (*Ursus americanus*), en donde destaca la obtención de DNA a partir de técnicas de campo no invasivas. Asimismo, la información filogenética generada apoya la hipótesis de que los osos *Ursus americanus* y *U. malayanus* divergieron evolutivamente como taxones hermanos. Se destaca, además, que las poblaciones del oso negro en México manifiestan niveles altos de diversidad genética cuya historia evolutiva indica que dichas poblaciones pertenecen al linaje continental de este taxón. El cambio climático y sus consecuencias en el paisaje influyeron ampliamente en la diferenciación genética del oso negro en México. Esta información será una referencia para planear acciones de conservación de este taxón.

Agradecimientos

Se agradece el apoyo económico proporcionado por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT), de la misma forma agradecemos a M. A. León Tapia por los comentarios pertinentes al escrito, así como a todas aquellas personas involucradas en la recolección de material biológico y el análisis de los datos.

Literatura citada

- AMOS, W., y J. HARWOOD. 1998. Factors affecting levels of genetic diversity in natural populations. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 353:177-186.
- AVISE, J. C., D. WALKER, y G. C. JOHNS. 1998. Speciation durations and Pleistocene effects on vertebrate phylogeography. *Proceedings of the Royal Society of London B*. 265:1707-1712.
- ARBOGAST, B. S. 1999. Mitochondria DNA phylogeography of the new world flying squirrels (*Glaucomys*): implications for Pleistocene biogeography. *Journal of Mammalogy* 80:142-155.

- AUBRY, K. B., M. J. STATHAM, B. N. SACKS, J. D. PERRINE, Y M. WISELY. 2009. Phylogeography of the North American red fox: Vicariance in Pleistocene forest refugia. *Molecular Ecology* 18:2668–2686.
- ATWOOD, T. C., J. K. YOUNG, J. P. BECKMANN, S. W. BRECK, J. FIKE, O. E. RHODES JR., Y K. D. BRISTOW. 2011. Modeling connectivity of black bears in a desert sky island archipelago. *Biological Conservation* 144:2851–2862.
- BELANT, J. L., J. F. VAN-STAPPEN, Y D. PAETKAU. 2005. American black bear population size and genetic diversity at Apostle Islands National Lakeshore. *Ursus* 16:85-92.
- BROW, S. K., J. M. HULL, D. R. UPDIKE, S. R. FAIN, Y H. B. ERNEST. 2009. Black bear population genetics in California: signatures of population structure, competitive release, and historical translocation. *Journal of Mammalogy* 90:1066–1074.
- BYUN, S. A., B. F. KOOP, Y T. E. REIMCHEN. 1997. North American black bear mtDNA phylogeography: Implications for morphology and the Haida Gwaii glacial refugium controversy. *Evolution* 51:1647-1653.
- CLEMENT M., D. POSADA, Y K. CRANDALL. 2000. TCS: a computer program to estimate gene genealogies. *Molecular Ecology* 9:1657-1660.
- CONROY, C. J., Y J. A. COOK. 2000. Phylogeography of a postglacial colonizer: *Microtus longicaudus* (Rodentia: Muridae). *Molecular Ecology* 9:165–175.
- CRONIN, M. A., S. C. AMSTRUP, G. W. GARNER, Y E. R. VYSE. 1991. Interspecific and intraspecific mitochondrial DNA variation in North America bears (*Ursus*). *Canadian Journal of Zoology* 69:2985-2992.
- CSIKI, I., C. LAM, A. KEY, E. COULTER, J. D. CLARK, R. M. PACE, K. G. SMITH, Y D. D. RHOADS. 2003. Genetic variation in black bears in Arkansas and Louisiana using microsatellite DNA markers. *Journal of Mammalogy* 84:691–701.
- CUSHMAN, S. A., K. S. MCKELVEY, J. HAYDEN, Y M. K. SCHWARTZ. 2006. Gene flow in complex landscapes: testing multiple hypotheses with causal modeling. *American Naturalist* 168:486–499.
- CEBALLOS, G., J. ARROYO-CABRALES, Y E. PONCE. 2010. Effects of Pleistocene environmental changes on the distribution and community structure of the mammalian fauna of Mexico. *Quaternary Research* 73:464–473.
- DORT, W., JR. 1966. Nebraskan and kansan stades: complexit and importance. *Science* 154:771-772.
- DEMOSKI, J. R., K. D. STONE, Y J. A. COOK. 1999. Further perspectives on the Haida Gwaii glacial refugium. *Evolution* 53:2008–2012.
- DEMOSKI, J. R., Y J. SULLIVAN. 2003. Extensive mtDNA variation with in the yellow-pine chipmunk, *Tamias amoenus* (Rodentia: Sciuridae), and phylogeographic inferences for northwest North America. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 26:389–408.
- DIXON, J. D., M. K. OLI, M. C. WOOTEN, T. H. EASON, J. W. MCCOWN, Y D. PAETKAU. 2006. Effectiveness of a regional corridor in connecting two Florida black bear populations. *Conservation Biology* 20:155–162.
- DRUMMOND, A. J., Y A. RAMBAUT. 2007. Beast: Bayesian evolutionary analysis by sampling trees. *BMC Evolutionary Biology* 7:214

- ERNEST, H. B., M. C. T. PENEDO, B. P. MAY, M. SYVANEN, Y W. M. BOYCE.** 2000. Molecular tracking of mountain lions in the Yosemite Valley region in California: genetic analysis using microsatellites and faecal DNA. *Molecular Ecology* 9:433-441.
- EDWARDS, A. S.** 2002. Ecology of the black bear (*Ursus americanus floridanus*) in Southwestern Alabama. Tesis de Maestría, Universidad de Tennessee. CIUDAD, EE.UU.
- EXCOFFIER, L., G. LAVAL, Y S. SCHNEIDER.** 2005. Arlequin ver. 3.0: an integrated software package for population genetics data analysis. *Evolutionary Bioinformatics Online* 1:47-50.
- EXCOFFIER, L., Y H. E. L. LISCHER.** 2010. Arlequin suite ver.3.5: A new series of programs to perform population genetics analyses under Linux and Windows. *Molecular Ecology Resources* 10:564-567.
- EDWARDS, C. J., M. A. SUCHARD, P. LEMEY, J. J. WELCH, I. BARNES, T. L. FULTON, R BARNETT, T. C. O'CONNELL, P. COXON, N. MONAGHAN, C. E. VALDIOSERA, E. D. LORENZEN, E. WILLERSLEV, G. F. BARYSHNIKOV, A. RAMBAUT, M. G. THOMAS, D. G. BRADLEY, Y B. SHAPIRO.** 2011. Ancient hybridization and an Irish origin for the modern polar bear matriline. *Current Biology* 21:1251-1258.
- FELSENSTEIN, J.** 1985. Confidence limits on phylogenies: An approach using the bootstrap. *Evolution* 39: 783-791.
- GOLDMAN D., P. R. GIRI, Y S. J. O'BRIEN.** 1989. Molecular genetic-distance estimates among the Ursidae as indicated by one- and two-dimensional protein-electrophoresis. *Evolution* 43:282-295.
- GARCÍA-MORENO, J., M. D. MATOCQ, M. S. ROY, E. GEFFEN, Y R. K. WAYNE.** 1996. Relationships and genetic purity of the endangered Mexican wolf based on analysis of microsatellite loci. *Conservation Biology* 10:376-389.
- HARTL, D. L., Y A. G. CLARK.** 1989. Principles of population genetics. Sinauer Associates, Sunderland. CIUDAD, EE.UU.
- HALL, T. A.** 1999. Bioedit: a user-friendly biological sequence alignment editor and analysis program for Windows 95/98/NT. *Nucleic Acids Symposium Series* 41:95-98.
- HERNÁNDEZ-BAÑOS, B. E., M. HONEY-ESCADÓN, M. N. CORTÉS-RODRÍGUEZ, Y G. GARCÍA-DERAS.** 2007. Filogeografía de aves mexicanas. Pp 441-466 en *Ecología Molecular* (Eguiarte, L., V. Souza, y X. Aguirre, eds.). Instituto Nacional de Ecología/Comisión Nacional para el Uso y Conocimiento de la Biodiversidad. Ciudad de México, México.
- HOU, W., Y. CHEN, X. WU, J. HU, Z. PENG, J. YANG, Z. TANG, C. ZHOU, Y. LI, S. YANG, Y. DU, L. KONG, Z. REN, H. ZHANG, Y S. SHUAI.** 2007. A complete mitochondrial genome sequence of Asian black bear Sechuan subspecies (*Ursus thibetanus mupinensis*). *International Journal of Biological Sciences* 3:85-90.
- HU, Y., D. QI, H. WANG, Y F. WEI.** 2010. Genetic evidence of recent population contraction in the southernmost population of giant pandas. *Genetic* 138:1297-1306.
- KIMURA, M.** 1980. A simple method for estimating evolutionary rate of base substitutions through comparative studies of nucleotide sequences. *Journal of Molecular Evolution* 16:111-120.

- KOHN, M. H., E. C. YORK, D. A. KAMRADT, G. HAUGHT, R. M. SAUVAJOT, Y R. K. WAYNE. 1999. Estimating population size by genotyping faeces. *Proceedings of the Royal Society of London, B*. 266:657-663.
- KRAUSE, J., T. UNGER, A. NOCON, A. MALASPINAS, S. KOLOKOTRONIS, M. STILLER, L. SOIBELZON, H. SPRIGGS, P. H. DEAR, A. W. BRIGGS, S. C. E. BRAY, S. J. O'BRIEN, G. RABEDER, P. MATHEUS, A. COOPER, M. SLATKIN, S. PÄÄBO, Y M. HOFREITER. 2008. Mitochondrial genomes reveal an explosive radiation of extinct and extant bears near the Miocene-Pliocene boundary. *BMC Evolutionary Biology* 8:1-12.
- KOCIJAN, I., A. GALOV, H. CETKOVIC, J. KUSAK, T. GMERCIC, Y D. HUBER. 2011. Genetic diversity of Dinaric brown bears (*Ursus arctos*) in Croatia whit implications for bear conservation in Europe. *Mammalian Biology* 76:615-621.
- LESSA, E. P., J. A. COOK, Y J. L. PATTON. 2003. Genetic footprints of demographic expansion in North America, but not Amazonia, during the Late Quaternary. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 100:10331-10334.
- LOZANO-GARCÍA, M. S., Y L. VÁZQUEZ-SELEM. 2005. A high elevation pollen record from Iztaccíhuatl volcano, central Mexico. *The Holocene* 15:329-338.
- LIBRADO, P., Y J. ROZAS. 2009. DnaSP v5: A software for comprehensive analysis of DNA polymorphism data. *Bioinformatics* 25:1451-1452
- MATSUHASHI, T., R. MASUDA, T. MANO, Y M. C. YOSHIDA. 1999. Microevolution of the mitochondrial DNA control region in the Japanese brown bear (*Ursus arctos*) population. *Molecular Biology and Evolution* 16:676-684.
- METCALFE, S. E., S. L. O'HARA, M. CABALLERO-MIRANDA, Y S. J. DAVIES. 2000. Records of Late Pleistocene-Holocene climatic change in Mexico: a review. *Quaternary Science Reviews* 19:699-721.
- MARSHALL, H. D., Y K. RITLAND. 2002. Genetic diversity and differentiation of Kermode bear populations. *Molecular Ecology* 11:685-697.
- MALDONADO, J. E. 2006. Monitoreo de especies raras y amenazadas de mamíferos utilizando análisis genéticos y muestreos no invasivos. Pp. 36-44 en *Genética y mamíferos mexicanos: "donde estamos y hacia dónde vamos?"* (Vázquez-Domínguez, E. y D. J. Hafner, eds.). New Mexico Museum of Natural History and Science, EE.UU.
- METCALFE, S. 2006. Late quaternary environments in the northern desert and central transvolcanic belt in Mexico. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 93:258-273.
- NEI, M. 1987. *Molecular evolutionary genetics*. Columbia University Press. New York, EE.UU.
- ONORATO, D. P., E. C. HELLGREN, R. A. VAN DEN BUSSCHE, Y D. L. DOAN-CRIDER. 2004. Phylogeographic patterns within a metapopulation of black bears (*Ursus americanus*) in the American Southwest. *Journal of Mammalogy* 85:140-147.
- ONUMA, M., M. SUZUKI, Y N. OHTAISHI. 2011. Genetic diversity of the sun bear (*Helarctos malayanus*) in Borneo based on mitochondrial DNA and microsatellite loci. Unpublished.
- PAETKAU, D., Y C. STROBECK. 1994. Microsatellite analysis of genetic variation in black bear populations. *Molecular Ecology* 3:489-495.

- Paetkau, D., y C. Strobeck.** 1996. Mitochondrial DNA and the phylogeography of Newfoundland black bears. *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie* 74:192-196.
- POSADA, D.** 2008. Jmodeltest: Phylogenetic Model averaging. *Molecular Biology and Evolution* 25:1253-1256.
- RONQUIST, F., y J. P. HUELSENBECK.** 2003. MrBayes 3: Bayesian phylogenetic inference under mixed models. *Bioinformatics* 19:1572-1574.
- RAMBAUT, A., y A. J. DRUMMOND.** 2009. Tracer v.1.5., disponible en <http://beast.bio.ed.ac.uk/Tracer>.
- SERVHEEN, C., H. HERRERO, y B. PEYTON.** 1999. Bears: Status Survey and Conservation Action Plan. IUCN/SSC Bear and Polar Bear. Specialist Groups. IUCN, Gland Suiza y Universidad de Cambridge, Inglaterra 309 pp.
- STONE, K. D., y J. A. COOK.** 2000. Phylogeography of black bears (*Ursus americanus*) of the Pacific Northwest. *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne de Zoologie* 78:1218-1223.
- STAMATAKIS, A., P. HOOVER, y J. ROUGEMONT.** 2008. A rapid bootstrap algorithm for the raxml web servers. *Systems Biology* 57:758-771.
- SEMARNAT.** 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059. 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
- TALBOT, S. L., y G. F. SHIELDS.** 1996. A phylogeny of the bears (Ursidae) inferred from complete sequences of three mitochondrial genes. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 5:567-575.
- TAMURA, K., J. DUDLEY, M. NEI, y S. KUMAR.** 2007. MEGA 4: Molecular Evolutionary Genetics Analysis software versión 4.0. *Molecular Biology and Evolution* 24:1596-1599.
- VARAS, C., M. CULVER, P. KRAUSMAN, J. RAMÍREZ, y S. CUNNINGHAM.** 2006. Population Genetics of the Black Bear in the Four Peaks Area, Tonto National Forest, Arizona, US. Pp. 80-82 en *Borders, Boundaries and Time Scales* (Halvorson, B. ed.). Proceedings of the Sixth Conference on Research and Resource Management in the Southwest Deserts. Tucson, Arizona.
- VAN DEN BUSSHE, R. A., J. B. LACK, D. P. ONORATO, y L. C. GARDNER-SANTANA.** 2009. Mitochondrial DNA phylogeography of black bears (*Ursus americanus*) in central and southern North America: Conservation implications. *Journal of Mammalogy* 90:1075-1082.
- WEBB, T. III, P. J. BARTLEIN, S. P. HARRISON, y K. H. ANDERSON.** 1993. Vegetation, lake levels and climate in eastern North America for the last 18,000 years. Pp. 415-457 en *Global climate since the last glacial maximum* (H. E. Wright Jr., T. E. Kutzbach, T. Webb III, W. F. Ruddiman, F. A. Street-Perrott, y P. J. Bartlein, eds.). University of Minnesota Press. Minneapolis, EE.UU.
- WASSER, S. K., C. S. HOUSTON, G. M. KOEHLER, G. G. CADD, y S. R. FAIN.** 1997. Techniques for application of faecal DNA methods to field studies of Ursids. *Molecular Ecology* 6:1091-1097.
- WAITS, L. P., J. SULLIVAN, S. J. O'BRIEN, y R. H. WARD.** 1999. Rapid radiation events in the Family Ursidae indicated by likelihood phylogenetic estimation from multiple

- fragments of mtDNA. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 13:82-92.
- WOODING, S., Y R. WARD.** 1997. Phylogeography and Pleistocene evolution in the North American black bear. *Molecular Biology and Evolution* 14:1096-1105.
- WOODS, J. G., D. PAETKAU, D. LEWIS, B. N. MCLELLAN, M. PROCTOR, Y C. STROBECK.** 1999. Genetic tagging of free-ranging black and brown bears. *Wildlife Society Bulletin* 27:616-627.
- WARRILLOW, J., M. CULVER, E. HALLERMAN, Y M. VAUGHAN.** 2001. Subspecific affinity of black bears in the White River National Wildlife Refuge. *The Journal of Heredity* 92:226-233.
- YU, L., Q. W. LI, O. A. RYDER, Y Y. P. ZHANG.** 2004. Phylogeny of the bears (Ursidae) base on nuclear and mitochondrial genes. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 32:480-494.
- ZHANG, P., Y O. A. RYDER.** 1993. Mitochondrial DNA sequence evolution in the Arctoidea. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 90:9557-9561.
- ZAANG, Y. P., Y O. A. RYDER.** 1994. Phylogenetic relationships of bears (the Ursidae) inferred from mitochondrial DNA sequences. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 3:351-359.

Sometido: 20 de agosto de 2013
Revisado: 27 de octubre de 2013
Aceptado: 10 de noviembre de 2013
Editor asociado: Jorge Servin
Diseño gráfico editorial: Gerardo Hernández

Morfología cráneo–mandibular del oso andino *Tremarctos ornatus* (Carnivora:Ursidae)

Marcelo Stucchi¹ y Judith Figueroa^{1,2}

Abstract

We described and illustrated the skull and jaw of the andean bear *Tremarctos ornatus*, comparatively analyzing among individuals of different ages and sexes, and adults of other species of Ursidae. In ontogenetic level, we found the following morphological changes associated with senescence: obliteration of the sutures, crests development, widening of the zygomatic arches and frontalized orbits, muzzle and occipital region elongation, and tooth wear. We also found that as the length between the front edge of the premolar 4 and the rear edge of molar 2 in the skull is the most stable. This allowed to calculate proportions showing that the width of the skull at the level of the zygomatic arches and postorbital processes, and the length of the braincase, no overlap between adults male and female, which would use them to differentiate sexes. According feeding habits, mostly herbivores, were recognized following craniomandibular characteristics: short skull, straight and well developed zygomatic arches, large areas for the insertion of the temporalis and masseter muscles in the mandibles with condyle located above the teeth level, tooth wear, and large and frontalization trend of the orbits.

Keywords: andean bear, bones, craniomandibular morphology, Tremarctinae, *Tremarctos ornatus*, Ursidae.

Resumen

Se describe e ilustra el cráneo y la mandíbula del oso andino *Tremarctos ornatus*, analizándolos de forma comparativa entre individuos de diferentes edades y sexos, y adultos de otras especies de Ursidae. A nivel ontogénico, se encontraron los siguientes cambios morfológicos relacionados con la senescencia: obliteración de las suturas, desarrollo de las crestas, ensanchamiento de los arcos cigomáticos y frontalización de las órbitas, alargamiento del cráneo en el hocico y la región occipital, y desgaste de los dientes. Asimismo, se encontró que la medida del largo entre el borde anterior del premolar 4 y el borde posterior del molar 2 en el cráneo, es la más estable. Esto permitió calcular proporciones que indicaron que el ancho del cráneo a nivel de los arcos cigomáticos y procesos postorbitales, y la longitud de la caja craneana, no se superponen entre el macho y la hembra adultos, lo que permitiría usarlos para diferenciar ambos sexos. Según sus hábitos alimenticios, principalmente herbívoros, se reconocieron las siguientes características cráneo–mandibulares: cráneo corto, arcos

¹Asociación para la Investigación y Conservación de la Biodiversidad (AICB). Av. Vicús 538, Lima 33, Perú. E-mail: aicb.peru@gmail.com

²Grupo de Investigación de Zoología de Vertebrados. Universidad de Alicante. España.

cigomáticos rectos y bien desarrollados, áreas grandes en las hemimandíbulas para la inserción de los músculos temporal y masetero con un cóndilo ubicado por encima del nivel de los dientes, desgaste dental, y órbitas grandes con tendencia a la frontalización.

Palabras clave: huesos, morfología cráneo-mandibular, oso andino, Tremarctinae, *Tremarctos ornatus*, Ursidae.

Introducción

El oso andino *Tremarctos ornatus* es el único úrsido que habita en la actualidad América del Sur, distribuyéndose desde Venezuela hasta Bolivia, con algunos registros en Panamá (Peyton 1999) y posiblemente en Argentina (Del Moral y Bracho 2009; Rumiz *et al.* 2012). En esta extensa área, ocupa diversos ecosistemas como los bosques húmedo tropical, tropical del Pacífico, premontano, seco interandino y ecuatorial, la puna y el páramo (Figueroa y Stucchi 2009), donde presenta una dieta mayormente herbívora (Figueroa 2013a). Dentro de sus características físicas resalta el dimorfismo que existe entre machos y hembras adultos, donde los primeros pueden llegar a medir hasta 2 m y pesar 200 kg, mientras que las hembras llegan a los dos tercios de estas dimensiones (Peyton 1999; Castellanos 2010).

El primer trabajo referido a su morfología cráneo-mandibular fue realizado por Blainville (1839–1864), como parte de su *Ostéographie des Mammifères*, en donde reseñó las especies de osos conocidas en esa época, entre las cuales describió e ilustró el cráneo y esqueleto del espécimen con que Frédéric Cuvier nominó a la nueva especie *Ursus ornatus* (Cuvier 1825). Posteriormente, Gervais (1855) la consideraría como un género diferente, estableciendo el actual *Tremarctos*. Por su lado, Gray (1873) realizó un estudio comparativo a nivel cráneo-mandibular de especímenes colectados en Cosñipata, cerca del río Inambari (Cusco, Perú), para diferenciar al oso andino del oso malayo *Helarctos malayanus*, llegando también a la conclusión que el primero debía pertenecer a un género distinto, en base a la morfología particular de su mandíbula y los dientes, denominándolo *Nearctos ornatus*. Al parecer, Gray no conoció el trabajo de Gervais.

En el siglo XX, Thomas (1902) comparó el material usado por Gray con otros dos cráneos de osos colectados en Ecuador para establecer la subespecie *T. ornatus majori* –hoy no aceptada– en base a su mayor tamaño. Posteriormente, Pocock (1928) realizó una descripción sobre la bula timpánica de Ursidae y Procyonidae, incluyendo al oso andino. Davis (1955) describió el aparato masticatorio de esta especie y Thenius (1976) analizó sus dientes y los de otros Ursidae, actuales y fósiles, sustentando con ello la separación entre las subfamilias Tremarctinae y Ursinae, propuesta por Merriam y Stock (1925).

El análisis de la morfología craneal de *Tremarctos* también fue usado de forma comparativa para describir *Arctotherium tarijense* y *A. wingei* (Ameghino 1902), Tremarctinae fósiles (Kraglievich 1926), *Tremarctos floridanus* (Gidley 1928; Stock 1950; Kurtén 1966), *Arctotherium brasiliense* (Trajano y Ferrarezzi 1994) y restos de un individuo de *T. ornatus* pre-actual (Stucchi *et al.* 2009); así como, para estudios filogenéticos (Perea y Ubilla 1985, 1998; Trajano y Ferrarezzi 1994; Soibelzon 2002). Por su parte, otros estudios correlacionaron la variación cráneo-mandibular con el tipo

de alimentación, con el fin de predecir el comportamiento de especies paleontológicas (Figueirido *et al.* 2009; Figueirido y Soibelzon 2009); o analizaron los cráneos de todas las especies de osos actuales en función a su comportamiento alimenticio (Christiansen 2007, 2008; Saco y Van Valkenburg 2004).

Finalmente, a excepción de Del Moral Sachetti *et al.* (2009), quienes analizaron la fuerza de mordedura de la especie en ambos sexos, ninguno de los estudios anteriores donde se analizó el cráneo del oso andino, tomó en cuenta el dimorfismo sexual que existe en esta especie, ni las diferencias en la edad ontogénica de los individuos.

A pesar del creciente interés que ha suscitado la especie en los últimos años, a la fecha, el estudio de su morfología cráneo–mandibular aún no ha sido desarrollado con detalle. Por ello, el objetivo del presente estudio es describir, medir e ilustrar el cráneo y la mandíbula del oso andino, relacionando la morfología con su edad ontogénica, sexo y dieta.

Material y Métodos

El material revisado se encuentra depositado en las siguientes instituciones: Field Museum of Natural History (FMNH, Chicago, EE.UU; $n = 10$). Museo de Historia Natural Javier Prado, Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Departamento de Paleontología de Vertebrados (MUSM, Lima, Perú; $n = 2$). University of Florida Natural History Museum (UF, Gainesville, EE.UU; $n = 1$). ND: No depositado en un museo, de particulares (ND; $n = 4$). Adicionalmente, se comparó con material publicado, procedente del American Museum of Natural History (AMNH, Nueva York, EE.UU; $n = 1$) y United States National Museum – Smithsonian Institution (USNM, Washington, EE.UU; $n = 1$). El detalle del material utilizado se encuentra en las Tablas 1 y 2.

Tabla 1. Especímenes de *Tremarctos ornatus* utilizados en el presente estudio. ND = No depositado en un museo, FMNH = Field Museum of Natural History, MUSM = Museo de Historia Natural Javier Prado.

Nº	Institución - código	Sexo	Edad	Procedencia
1	ND To1	macho	senil	Mishkiuno, Cusco, Perú
2	ND To2	hembra	joven	Rodríguez de Mendoza, Amazonas, Perú
3	ND To3	hembra	joven	Perú
4	ND To4	hembra	joven	Machu Picchu, Cusco, Perú
5	FMNH 142010	hembra	adulta	Lincoln Park Zoo, Chicago, EE. UU.
6	FMNH 134484	hembra	senil	Lincoln Park Zoo, Chicago, EE. UU.
7	FMNH 123369	hembra	adulta	Lincoln Park Zoo, Chicago, EE. UU.
8	FMNH 88488	hembra	adulta	Colombia
9	FMNH 78678	hembra	joven	Marcapata, Chilichili, Cusco, Perú
10	FMNH 20311	hembra	adulta	Noroeste de Menocucho, La Libertad, Perú
11	MUSM To1	macho	adulto joven	Apurímac, Perú
12	MUSM 1441	macho	senil	Soloco, Amazonas, Perú
13	FMNH 41294	macho	adulto	Lambayeque, Perú
14	FMNH 85498	macho	adulto	Marcapata, camino a Socapata, Cusco, Perú
15	FMNH 85499	macho	adulto	Marcapata, Cusco, Perú
16	FMNH 47052	macho	adulto	Napo, Tungurahua, Cordillera de los Llanganates, Ecuador

Se realizaron nueve mediciones en los cráneos y cuatro en las mandíbulas del *T. ornatus*: seis machos y nueve hembras, aunque no en todos los casos se pudo hacer todas las medidas, debido a que algunos especímenes no estaban completos (Tabla 3). En el

texto se utiliza la siguiente nomenclatura de los dientes: molares superiores (M), molares inferiores (m), premolares superiores (P) y premolares inferiores (p).

Las medidas utilizadas fueron: **AC**: ancho máximo del cráneo, entre los bordes externos de los arcos cigomáticos. **APP**: ancho máximo de la frente, entre los procesos postorbitales. **MSH**: altura del cráneo, entre el borde posterior de los procesos postorbitales y el borde posterior de M2. **FL**: longitud del hocico, entre el punto medio del borde posterior de los procesos postorbitales y el borde anterior de los premaxilares. **CL**: longitud de la caja craneana, entre el borde posterior de los procesos postorbitales y el borde posterior de la cresta occipital. **LCBX**: ancho menor del cráneo, a nivel de la constricción de la caja craneana, posterior a los procesos postorbitales. **LCB**: longitud cóndilo basal del cráneo, entre el borde posterior de los cóndilos occipitales y el borde anterior de los premaxilares. **APIM1**: ancho máximo del paladar, entre los bordes internos de los M1 derecho e izquierdo. **LP4M2**: longitud de los dientes, del borde anterior del P4 al borde posterior de M2. **ARA**: altura de la rama ascendente de la mandíbula, entre la cresta coronoidea y el borde inferior del dentario. **ARHm2**: altura de la rama horizontal de la mandíbula a nivel del m2. **LBPC**: ancho máximo del proceso coronoideo, en su base. **LCS**: longitud de la mandíbula, entre el borde anterior de la sínfisis y el punto medio del cóndilo mandibular (Fig. 1). FL, LP4M2, CL, LCBX y MSH son medidas tomadas de Manning (1971); AC, APP, LCB, APIM1, ARA y ARHm2 de Soibelzon (2002); LBPC de Stucchi *et al.* (2009) y LCS de Stock (1950). Las descripciones y mediciones de los cráneos y mandíbulas de *T. ornatus* y otras especies de Ursidae, que fueron utilizadas para la comparación, se detallan en las Tablas 1 y 2.

Especie	Institución - código	Sexo	Edad	Fuente
<i>Tremarctos floridanus</i>	UF 7454	hembra	adulta	Kurtén 1966
<i>Arctotherium vetustum</i> , <i>A. angustidens</i> (<i>A. latidens</i>), <i>A. bonariense</i> y <i>A. tarijense</i>				Soibelzon 2002
<i>Ursus americanus</i> , <i>U. arctos</i> y <i>U. maritimus</i>				Elbroch 2006
<i>Ailuropoda melanoleuca</i>				Davis 1964
<i>Ai. melanoleuca</i>	FMNH 39514	no precisa	adulto	Presente estudio
<i>U. maritimus</i>	FMNH 29173	macho	adulto	Presente estudio
<i>U. maritimus</i>	FMNH 60105	hembra	adulta	Presente estudio
<i>Ursus thibetanus</i>	FMNH 25712	hembra	adulta	Presente estudio
<i>Helarctos malayanus</i>	FMNH 54316	macho	adulto	Presente estudio

Tabla 2. Especímenes de Ursidae utilizados como material de comparación en el presente estudio. UF = University of Florida Natural History Museum, FMNH = Field Museum of Natural History.

Para el cráneo, se calculó proporciones entre cada una de las medidas con respecto a LP4M2, que se estimó como la más estable de todas, dada la muy poca variación que presenta entre todos los individuos medidos, a pesar del sexo y la edad (Tabla 4).

En base a esto se obtuvieron índices, que se compararon entre los individuos. Para la mandíbula, se calcularon proporciones entre las medidas ARA y ARHm2 con respecto a LCS. Para las medidas menores a 150 mm, se utilizó un calibre con 0.02 mm de aproximación, redondeando a décimas. Para medidas mayores, se usó una regla de 30 cm con aproximación de 1 mm, redondeando a enteros.

Se hizo la descripción de la morfología craneana y mandibular de los especímenes de *T. ornatus*, de forma comparativa entre individuos de diferentes edades y sexos de la misma especie, y de adultos de las otras especies mencionadas, para lo cual se utilizó la nomenclatura de Soibelzon (2002) y, complementariamente, Davis (1964). Para la determinación de las edades relativas, se siguió la propuesta de Soibelzon (2002): **joven**: individuo que no presenta indicios de desgaste en sus molares; **adulto joven**: presenta desgaste solo en el ápice de las cúspides más altas; **adulto**: cuando el desgaste afecta a todas las cúspides principales; y **adulto senil**: individuo cuyas coronas se encuentran arrasadas por el desgaste. Asimismo, se asoció el desgaste dental con la presencia de suturas para la determinación de la edad.

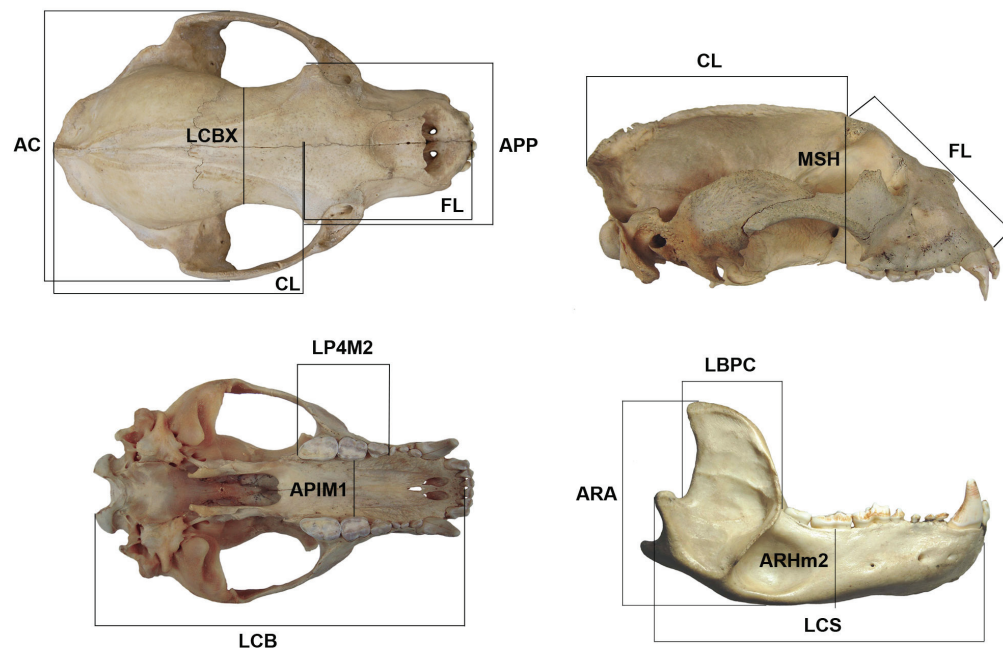


Figura 1. Medidas del cráneo y mandíbula.

Resultados

Descripción del cráneo

Vista dorsal (Fig. 2). El cráneo presenta un contorno definido por el hocico, los arcos cigomáticos y la región occipital. En la parte central están el orificio nasal, las órbitas y la caja craneana. El eje sagital, es decir, la mitad de los dos hemisferios craneales, está definido por la cresta sagital en los adultos y la sutura que divide los frontales y parietales en los jóvenes. Presenta un hocico corto en relación al cráneo en comparación con otras especies de la familia. Esta proporción se reduce con los años, al ampliarse los arcos cigomáticos, a pesar del aumento de la región anterior del hocico y la zona posterior a las órbitas (Fig. 4, 6). El techo de la caja craneana está formada por los frontales y parietales. Esta es globosa y ancha en los jóvenes (Fig. 2a), y a pesar del avance de la edad, mantiene la mismas proporciones (Fig. 2d; Tabla 3).

En los jóvenes se puede apreciar las suturas nasales, premaxilares, maxilares, frontales, parietales y supraoccipitales (Fig. 2a). Conforme ocurre la senescencia, todas estas suturas se van obliterando, permaneciendo en la adultez solo la sagital y las nasales (Fig. 2d).

Los nasales forman el techo de la cavidad nasal, con una ligera depresión en su zona media a posterior y declinación anterior. Son dos huesos cortos, en forma de triángulo rectángulo, unidos por su arista recta, que se oblitera en los adultos (Fig. 2b, 2d). Sus extremos anteriores forman una curvatura con sus lados externos prolongándose hacia el interior de la cavidad nasal. Los mediales se unen en la línea media y los laterales se prolongan muy ligeramente más allá del premaxilar (Fig. 6).

Los premaxilares se disponen a los lados del eje sagital anterior del cráneo, juntándose entre sí anteriormente, y con los bordes laterales de los nasales, y los frontales, posteriormente. Forman las paredes y la base de la región anterior del orificio y cavidad nasales. Los maxilares se disponen laterales a los premaxilares y forman los bordes externos del hocico.

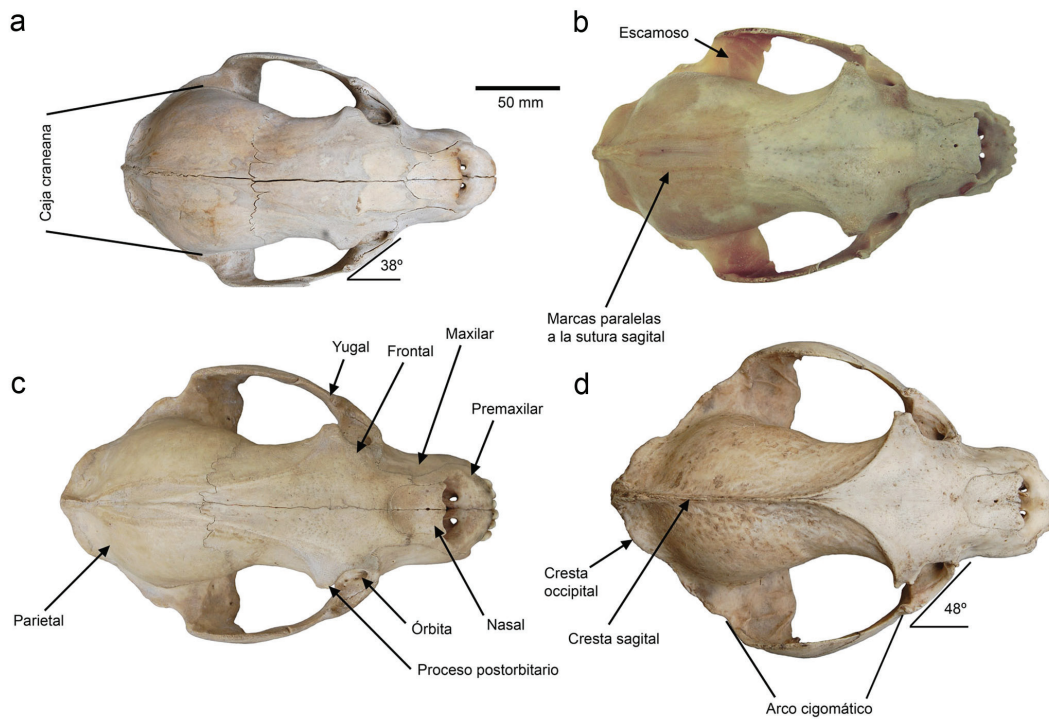


Figura 2. Vista dorsal del cráneo de *Tremarctos ornatus*, a: Hembra joven (ND To4), b: Hembra adulta (FMNH 142010), c: Macho adulto joven (MUSM To1), d: Macho adulto senil (ND To1).

La cresta sagital se desarrolla con la edad. En los jóvenes está ausente por completo.

En su lugar se encuentra una sutura que divide en pares a los frontales y parietales (Fig. 2a). En los adultos jóvenes puede verse una marca en el eje sagital del cráneo, en la zona media de los parietales (donde estuvo la sutura, ahora obliterada), que se bifurca anteriormente, cerca del límite con los frontales, para divergir hacia los procesos postorbitales. En ambos lados de esta marca corren otras dos marcas paralelas con la central, que en el adulto se van a unir con la cresta sagital (Fig. 2b, 2c). En el individuo macho adulto senil la cresta puede sobresalir claramente de la caja craneana (Fig. 2d, 7a), y se desarrolla siguiendo el mismo patrón de las marcas del individuo adulto joven. La hembra adulta no desarrolla la cresta, manteniendo la morfología del macho adulto joven, pero con las marcas más acentuadas (Fig. 2b). El mismo patrón básico lo presentan el oso de Florida (*Tremarctos floridanus*), los osos fósiles de América del sur (*Arctotherium*) spp. y Ursinae, incluso el oso panda (*Ailuropoda melanoleuca*), que presenta unos procesos postorbitales muy pequeños o ausentes.

En los jóvenes el borde posterior del cráneo lo define una ligera cresta occipital (lambdoidea o nucal), que se forma sobre la sutura que une a los huesos parietales con el occipital. En los adultos, esta cresta se hace más grande, desarrollándose más en el área del lambda. Esta región, en los adultos y adultos seniles, es la que logra el mayor tamaño. En las hembras adultas también se presenta, pero más pequeña (Fig. 2b, 6b).

Los arcos cigomáticos se encuentran despegados del cráneo como en todos los Ursidae. Conforme el individuo avanza en edad estos se van anchando y separando más de la caja craneana, dándole un aspecto más redondeado al contorno del cráneo, pero no llegando a ser como *Ai. melanoleuca* (Fig. 2a, 2d, 5; Tabla 3).

Conforme ocurre la senescencia, el ensanchamiento de los arcos cigomáticos hace más ancha la cara del oso. En los jóvenes las órbitas presentan una posición ligeramente lateralizada, como lo planteó Figueirido *et al.* (2009) (Fig. 2a, la inclinación de la órbita respecto al plano sagital es de 38°). Pero en los adultos estas se frontalizan, como en *Arctotherium* (Fig. 2d, la inclinación de la órbita respecto al plano sagital es de 48°).

Los procesos postorbitales son pequeños en los jóvenes y desarrollados en los adultos, en quienes se levantan al unirse con las crestas que divergen de la cresta sagital (Fig. 2a, 2d).

Vista ventral o palatal (Fig. 3, 4). En *T. ornatus* no hay diastema, como en los osos de hábitos más carnívoros de la familia (Figueirido *et al.* 2009) debido a su alargamiento rostral. Los márgenes laterales del paladar son rectos y paralelos. El margen anterior está formado por los premaxilares, que contienen en su borde anterior a los incisivos y las fosas palatinas, que son dos, dispuestas a los lados de la sutura interpremaxilar. En el borde posterior de los premaxilares está el foramen palatino anterior medial. Tanto las fosas como el foramen se observan en los jóvenes, adultos jóvenes, adultos y adultos seniles.

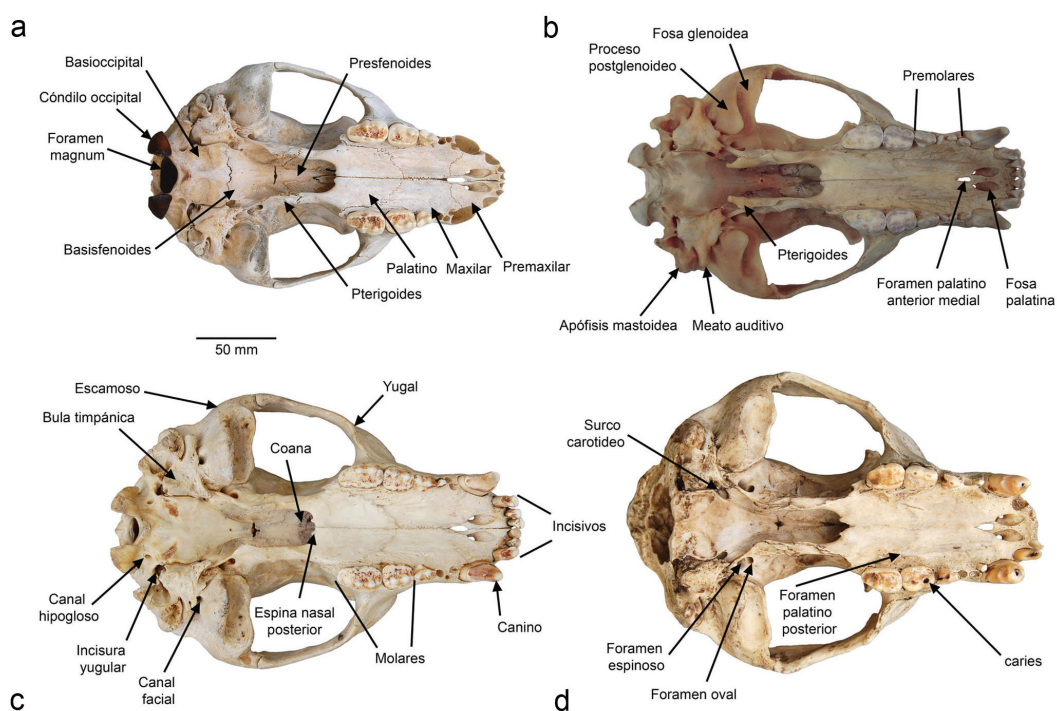


Figura 3. Vista ventral del cráneo de *Tremarctos ornatus*, a: Hembra joven (ND To4), b: Hembra adulta (FMNH 142010), c: Macho adulto joven (MUSM To1), d: Macho adulto senil (ND To1).

Tabla 3. Medidas y proporciones del cráneo y mandíbula de *Tremarctos ornatus*. UF corresponde a *T. floridanus* (medidas de esta especie de B. Schubert com. pers. 2013, salvo CLB, de Kurtén 1966). Sexo: M = macho, H = hembra. Edad: A = adulto, J = joven, AJ = adulto joven, AS = adulto senil. Institución. ND = No depositado en un museo, FMNH = Field Museum of Natural History, MUSM = Museo de Historia Natural Javier Prado, UF = University of Florida Natural History Museum.

Institución	FMNH	FMNH	FMNH	FMNH	MUSM	ND	FMNH	FMNH	FMNH	FMNH	FMNH	ND	ND	ND	UF	
Código	85498	85499	41294	47052	To1	To1	20311	78678	88488	134484	123369	142010	To2	To3	To4	7454
Sexo	M	M	M	M	M	M	H	H	H	H	H	H	H	H	H	H
Edad	A	A	A	A	AJ	AS	A	AS	A	A	A	A	AJ	J	J	A
Medidas y proporciones del cráneo																
AC	161.8	157.6	170.0	157.1	148.2	165.0	134.7	128.2	130.6	136.6	131.9	134.3	-	107.8	118.9	168.9
APP	79.4	79.5	102.4	83.8	79.8	84.1	72.4	69.5	68.7	76.8	76.0	80.5	75.2	53.9	68.2	107.8
MSH	80.3	66.9	91.3	84.0	77.0	76.9	72.0	71.4	71.1	64.5	66.7	77.5	66.1	63.7	66.8	93.7
FL	115.1	107.3	117.6	120.2	108.9	113.9	105.3	100.0	100.5	104.0	112.7	111.0	105.7	91.9	103.2	142.0
CL	138.5	136.3	170.0	149.6	140.2	142.9	125.2	122.4	117.3	-	128.7	130.9	-	106.4	110.5	155.0
LCBX	54.9	56.0	56.1	56.7	59.3	54.5	55.4	54.2	49.8	52.6	52.3	53.3	54.5	46.9	56.5	-
LCB	215.3	213.0	249.5	227.4	223.0	230.0	198.2	199.1	193.0	211.1	206.3	216.1	-	177.0	185.0	257.0
APIM1	36.5	40.5	41.4	36.4	37.8	39.3	34.0	34.1	35.5	34.0	30.2	30.4	34.9	27.9	32.4	38.1
LP4M2	52.9	49.4	53.5	53.0	50.1	49.3	49.9	47.9	50.8	49.8	51.6	50.1	48.9	48.0	47.5	55.7
AC/LP4M2	3.1	3.2	3.2	3.0	3.0	3.3	2.7	2.7	2.6	2.7	2.6	2.7	-	2.2	2.5	3.0
APP/LP4M2	1.5	1.6	1.9	1.6	1.6	1.7	1.5	1.5	1.4	1.5	1.5	1.6	1.5	1.1	1.4	1.9
MSH/LP4M2	1.5	1.4	1.7	1.6	1.5	1.6	1.4	1.5	1.4	1.3	1.3	1.5	1.4	1.3	1.4	1.7
FL/LP4M2	2.2	2.2	2.2	2.3	2.2	2.3	2.1	2.1	2.0	2.1	2.2	2.2	2.2	1.9	2.2	2.5
CL/LP4M2	2.6	2.8	3.2	2.8	2.8	2.9	2.5	2.6	2.3	-	2.5	2.6	-	2.2	2.3	2.8
LCBX/LP4M2	1.0	1.1	1.0	1.1	1.2	1.1	1.1	1.1	1.0	1.1	1.0	1.1	1.1	1.0	1.2	-
LCB/LP4M2	4.1	4.3	4.7	4.3	4.5	4.7	4.0	4.2	3.8	4.2	4.0	4.3	-	3.7	3.9	4.6
APIM1/LP4M2	0.7	0.8	0.8	0.7	0.8	0.8	0.7	0.7	0.7	0.7	0.6	0.6	0.7	0.6	0.7	0.7
Medidas y proporciones de la mandíbula																
ARA	103.2	102.6	102.2	99.5	91.5	89.9	84.3	86.1	81.3	88.3	98.8	84.1	-	68.4	-	-
ARHm2	34.3	32.1	36.3	37.2	33.6	35.9	28.1	27.8	27.3	28.9	33.6	30.6	-	25.8	-	-
LCS	162.7	161.8	177.0	170.7	158.0	160.0	149.0	143.2	145.4	151.0	151.4	152.4	-	126.2	-	-
LBPC	-	-	62.7	-	42.3	45.7	-	-	-	-	-	46.0	-	30.0	-	-
ARA/LCS	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.7	0.6	-	0.5	-	-
ARHm2/LCS	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	-	0.2	-	-

La zona media del paladar está formada por los maxilares, que contienen, a sus lados, a los caninos, premolares y molares. En su borde posterior, donde se juntan con los palatinos, se encuentran los forámenes palatinos posteriores, uno a cada lado, cerca del borde posterior del M1, al igual que *T. floridanus*. Estos se observan en individuos de todas las edades, pero en los mayores son más conspicuos que en los jóvenes. En estos últimos, el margen posterior del paladar se encuentra sobre la apertura nasal posterior (coana, escotadura postpalatina o fosa nasofaríngea), formando dos espinas nasales posteriores, cerca del borde posterior del M2. En los adultos está extendido por detrás de este molar, como en *T. floridanus*, *A. angustidens* y *Ai. melanoleuca*, pero no al grado de Ursinae. Este margen y las paredes laterales, por donde continúa la coana, tienen forma de "U", con sus bordes paralelos, como en *T. floridanus*, *A. vetustum*, *A. tarijense*, *Ai. melanoleuca* y Ursinae. Estas paredes están formadas por los palatinos y los pterigoides. Como también se observó en algunos especímenes de comparación actuales, los pterigoides pueden inclinarse medialmente. Internamente, sobre el paladar, la coana continúa con el meato nasofaríngeo, que está separado por un septo que termina en la tercera parte anterior de los palatinos, como en *Ai. melanoleuca*. Esto no pudo ser comparado con Ursinae. Este septo está formado por el vómer (Fig. 8b).



Figura 4. Vista ventral del cráneo de *Tremarctos ornatus*. Las líneas rojas indican el crecimiento del cráneo de un joven a un adulto, a: Macho adulto senil (ND To1), b: Hembra joven (ND To4).

En el meato nasofaríngeo, el vómer se prolonga posteriormente hasta la entrada de la coana, en donde se junta con el presfenoides (Fig. 8b, recuadro superior), que tiene forma alargada y pasa por en medio de las prolongaciones mediales del palatino. A la altura del pterigoides, el presfenoides termina abruptamente, en una sutura recta, para continuarse posteriormente con el basisfenoides. Este va a prolongarse hasta el borde anterior de las bulas timpánicas, en donde se junta con el basioccipital, en una nueva sutura casi recta. Salvo esta última, todas las suturas son visibles tanto en jóvenes como adultos. Estos huesos forman la base de la caja craneana (Fig. 8b). Hacia los lados del basioccipital, anterior a los cóndilos occipitales, se encuentran los canales hipoglosos, y en el límite entre estos y las bulas timpánicas, a ambos lados también, las incisuras yugulares. El desarrollo del basicráneo es similar al de *T. floridanus*.

Las bulas timpánicas son planas, con superficie rugosa, apenas levantadas por encima del meato auditivo, como en *T. floridanus*, *A. latidens*, *Ai. melanoleuca* y *Ursinae*, aunque presentan una cresta en su borde posterior y medial, como lo observó Pocock (1928). En los jóvenes se aprecia que la superficie entre esta cresta y el basioccipital es ligeramente globosa. Las fosas glenoideas son transversalmente alargadas, con el proceso postglenoideo grande, proyectado de forma ventro-anterior, ampliando la superficie para que la porción medial del cóndilo mandibular rote, cuando la mandíbula se abre, y evitando que esta se disloque ante la apertura muy amplia, característica de los carnívoros (Janis 1995). Entre las bulas timpánicas y el proceso postglenoideo están los canales faciales. Las apófisis mastoideas son angostas en los jóvenes, y gruesas en los adultos. En las hembras adultas, mantienen la forma y tamaño que presentan en los machos adultos jóvenes. En esta vista se aprecia cómo se alarga el cráneo con el desarrollo ontogénico desde joven hasta adulto. Al comparar los paladares de un joven y un macho adulto, en relación con el resto del cráneo, se puede ver cómo estos mantienen casi el mismo tamaño, mientras el hocico crece ligeramente hacia su ápice y la región occipital se alarga posteriormente (Fig. 4, Tabla 3).

Vista anterior (Fig. 5a, 5c, 5e). El contorno del cráneo, siguiendo la proyección de los arcos cigomáticos y el techo craneano es ovoide en los jóvenes (Fig. 5a), haciéndose semicircular en los adultos (Fig. 5e). El desarrollo de los arcos cigomáticos que ocurre con la senescencia define el ensanchamiento de la cara del oso, ubicando también sus órbitas en posición más frontal. El orificio nasal es elíptico, con su diámetro menor dispuesto transversalmente. Se aprecian claramente los turbinales (Fig. 8b). El maxilar presenta un solo orificio infraorbitario, al igual que *T. floridanus*.

Vista posterior (Fig. 5b, 5d, 5f). En los jóvenes y adultos jóvenes el contorno de la región occipital es de forma trapezoidal, por sobre la cual se extiende el contorno de la caja craneana globosa (Fig. 5b, 5d). En los machos adultos, en la medida que crecen las crestas sagital y occipital —esta última sobre todo en su área central superior— este contorno se hace más triangular, aunque siempre manteniendo la zona más alta como un arco algo aplanado. Sin embargo, siempre es notoria la caja craneana a los lados de la cresta sagital (Fig. 5f). Las hembras adultas mantienen la forma de un macho adulto joven. La morfología básica del macho adulto es la descrita para las especies de *Arctotherium*. Como estos últimos, *T. ornatus* tiene el llano occipital amplio y de

superficie irregular, sin embargo, en individuos adultos se puede observar una ligera cresta occipital externa y en la parte superior los dos procesos del supraoccipital (Fig. 5f), también observados en *T. floridanus* (UF 7454). Laterales al llano occipital se observan los arcos cigomáticos, cuyo desarrollo se puede apreciar claramente tanto en los jóvenes como en los adultos. Lo mismo que las apófisis mastoideas.

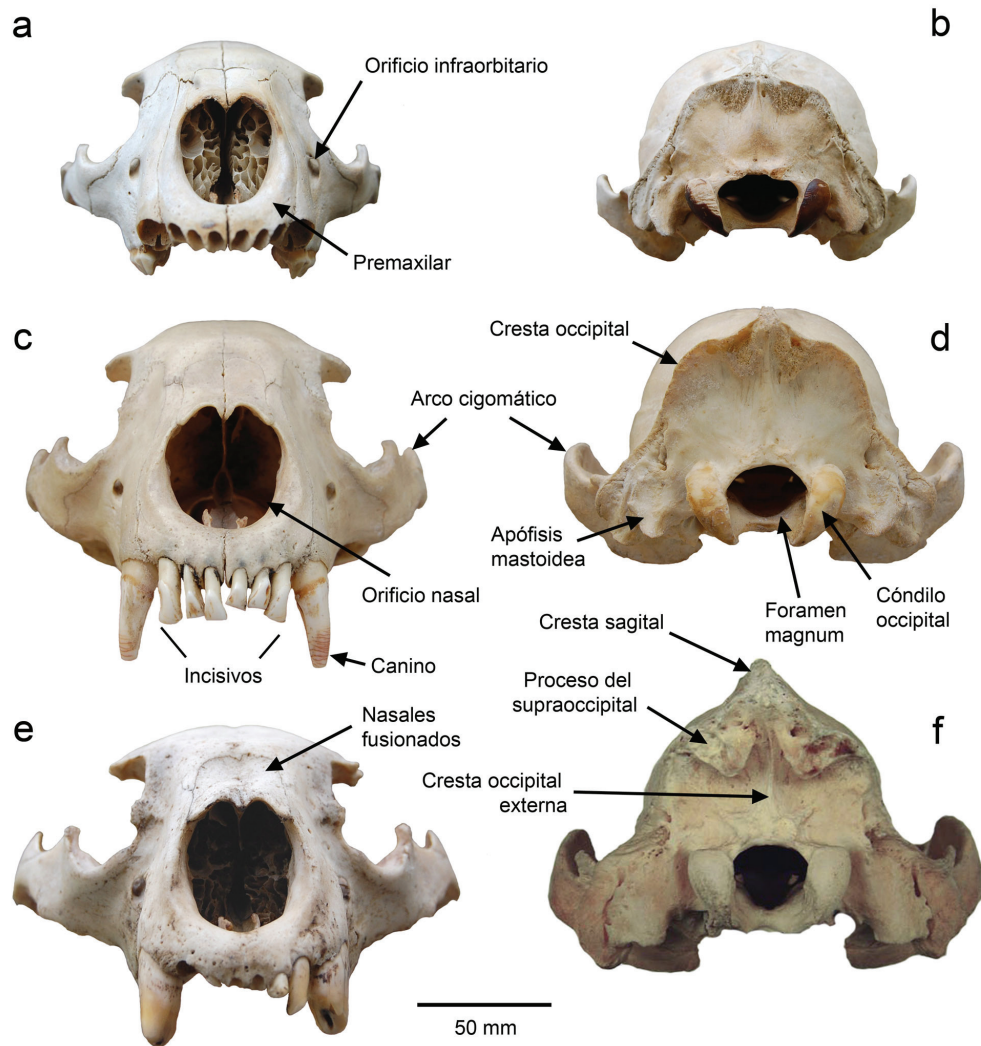


Figura 5. Vista anterior y posterior del cráneo de *Tremarctos ornatus*, a/b: Hembra joven (ND To4), c/d: Macho adulto joven (MUSM To1), e: Macho adulto senil (ND To1), f: Macho adulto (FMNH 41294).

Vista lateral (Fig. 6, 7b, 8a). El contorno del cráneo es dorsalmente convexo, semicircular, de forma más acentuada en los jóvenes y hembras adultas que en los machos adultos; en estos últimos, el cráneo se alarga posteriormente, debido al desarrollo de las crestas sagital y occipital (Fig. 6a, 6d, 4, 7b). El alargamiento del hocico es proporcional en machos y hembras (Tabla 3). Anteriormente se aprecia el hocico corto y alto, y posteriormente la cresta, el llano y los cóndilos occipitales. En los jóvenes esta región posterior es casi vertical en relación al plano basal. En las hembras adultas se nota una ligera expansión en la parte superior, producto del crecimiento de la cresta occipital (Fig. 6b). Y en los machos adultos, esta cresta ha crecido tanto que sobresale posteriormente de manera considerable respecto al llano occipital (Fig. 6d, 4, 7b). En los jóvenes, en el extremo anterior se aprecia el orificio nasal delineado por los premaxilares hacia su

borde posterior, y por los nasales sobre estos (Fig. 6a). En los adultos seniles la sutura se ha obliterado (Fig. 6d). La órbita está definida, en la parte superior, por un relieve del frontal y el proceso postorbital, y en la parte inferior, por el yugal y el proceso frontal del arco cigomático.

El arco cigomático mantiene la misma altura respecto al plano basal, anterior y posteriormente, algo similar en *Arctotherium*, *Ai. melanoleuca*, *H. malayanus* y el oso negro asiático *Ursus thibetanus*, y a diferencia del oso negro americano *U. americanus*, el oso pardo *U. arctos* y el oso polar *U. maritimus*, que tienen su extremo posterior orientado hacia abajo. El arco cigomático de *T. ornatus* tiene sus bordes superior e inferior curvos, el primero cóncavo en su tramo medio, pero convexo en la parte posterior, donde está formado por el escamoso, y el segundo convexo en todo su recorrido. Su altura máxima es mucho mayor en un macho adulto senil (Fig. 6d, h), que en un individuo joven (Fig. 6a, h). Los individuos a y d de la figura 6 muestran una diferencia proporcional de altura $d/a = 1.7$. El maxilar contiene los caninos, premolares y molares, y su borde inferior se prolonga en línea recta y horizontal posteriormente con los palatinos, pterigoides y región basioccipital. Los frontales, parietales, escamosos, orbitosfenoides y alisfenoides forman las paredes laterales de la caja craneana (Fig. 8a).

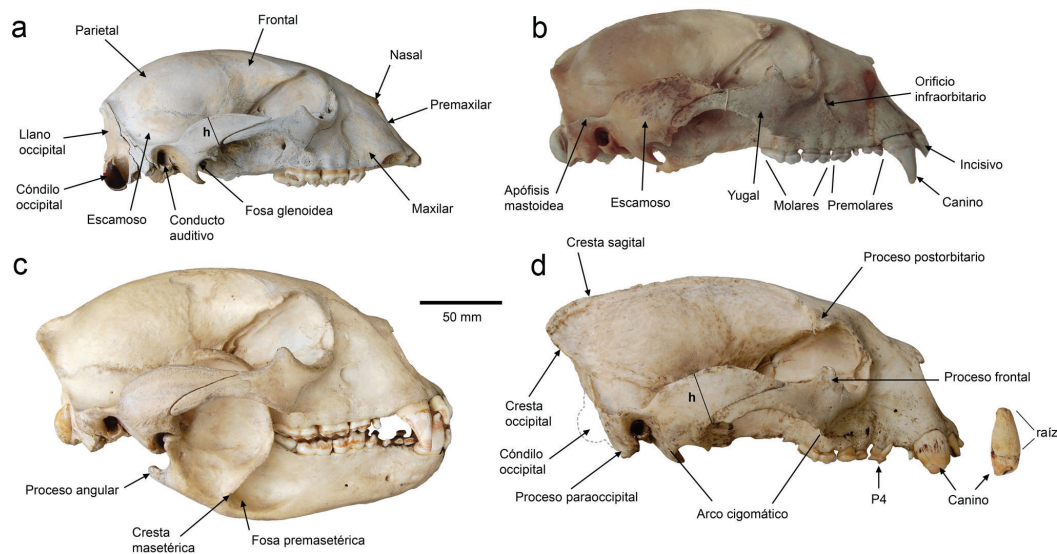


Figura 6. Vista lateral del cráneo de *Tremarctos ornatus*, a: Hembra joven (ND To4), b: Hembra adulta (FMNH 142010), c: Macho adulto joven con mandíbula (MUSM To1), d: Macho adulto senil (ND To1).

En los jóvenes y adultos jóvenes la bóveda es alta, pero en ningún caso llega a ser comparable con *A. angustidens*, *A. bonariense*, *A. tarijense*, *Ai. melanoleuca* ni *U. arctos* y *U. americanus*. Es más parecida con *A. vetustum*, *H. malayanus* y *U. thibetanus*, que a *U. maritimus*, que la tiene plana. En los adultos se aplanan ligeramente y se alargan posteriormente por el desarrollo de la cresta occipital. Los procesos paraoccipitales se hacen más largos y robustos conforme se desarrolla el individuo, siendo más grandes en los machos adultos. Se orientan ventralmente, a diferencia de lo que ocurre en *T. floridanus*, donde se desvían hacia atrás (Kurtén 1966).

Vista parasagital (Fig. 8b). Se aprecia el mismo contorno de la vista lateral. En la región posterior y media se aprecian las fosas cerebelar y cerebral, dentro de la caja craneana. En la zona superior se ve el techo craneano formado por el parietal y el

frontal, este último de mayor espesor. En la zona inferior, se ve la base de la caja craneana, formada postero–anteriormente por los huesos basioccipital, basisfenoides, presfenoides y vómer.

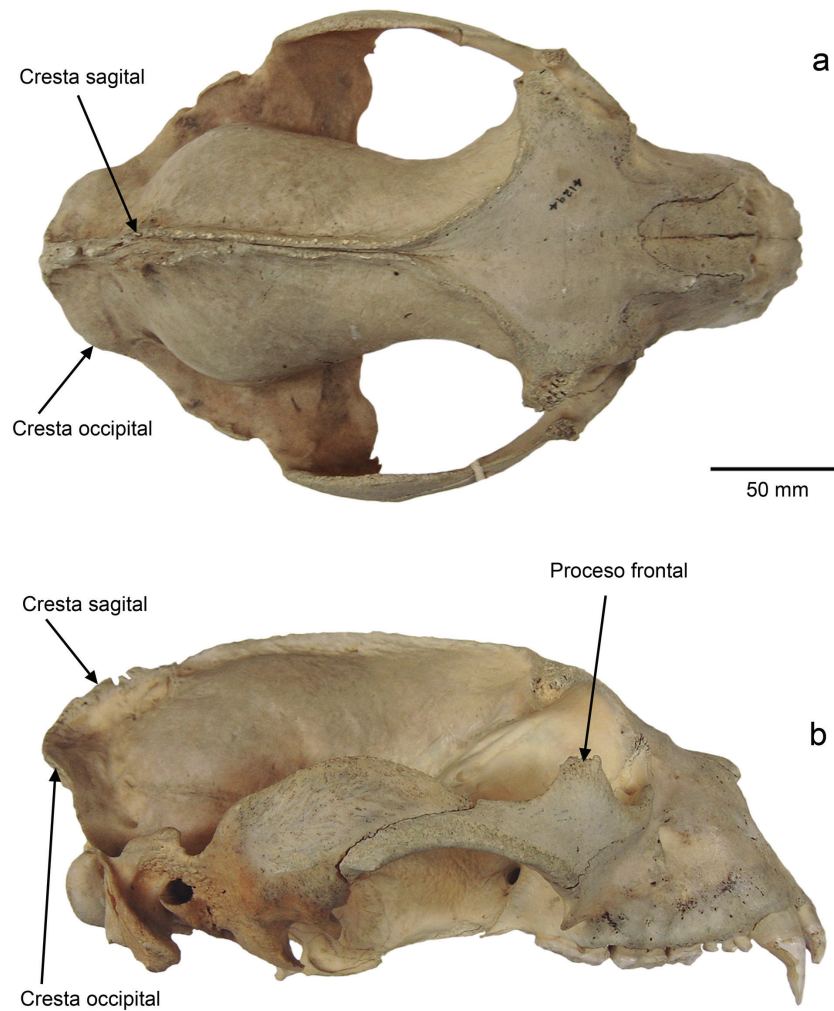


Figura 7. Vista del cráneo de *Tremarctos ornatus* macho adulto (FMNH 41294), a: Vista dorsal, b: Vista lateral.

El mesetmoides (*sensu* Romer y Parsons 1981), un hueso alargado, a manera de lámina, separa el orificio nasal en dos fosas, izquierda y derecha. En el recuadro inferior de la figura 8b se puede apreciar que esta separación se da en la base por el vómer. Además, se ve el meato nasofaríngeo, que conecta la coana con la fosa nasal. En el recuadro superior, se ha removido el mesetmoides para que se aprecien los tres tipos de turbinales: los nasales, los maxilares y los etmoidales (*sensu* Davis 1964).

La Mandíbula (Fig. 9).

La mandíbula está formada por dos hemimandíbulas, que se unen en la sínfisis. Siguiendo a Soibelzon (2002), para su descripción anatómica, la mandíbula se divide en dos partes: el cuerpo y las ramas. El cuerpo corresponde a la región anterior, que contiene los incisivos y el mentón, por el medio del cual pasa la sínfisis. Las ramas se desarrollan a partir del cuerpo. De estas, se pueden definir dos porciones, la horizontal

(desde el alveolo del canino hasta el m3) y la vertical (el proceso coronoideo). El borde ventral posterior está definido por el proceso angular.

En vista lateral se observa que la rama horizontal es maciza y alta, manteniendo la altura entre sus bordes superior e inferior de forma constante, a lo largo de la misma. En su extremo anterior, el borde superior se prolonga externamente respecto del inferior, haciendo un ángulo agudo con este, y formando el cuerpo.

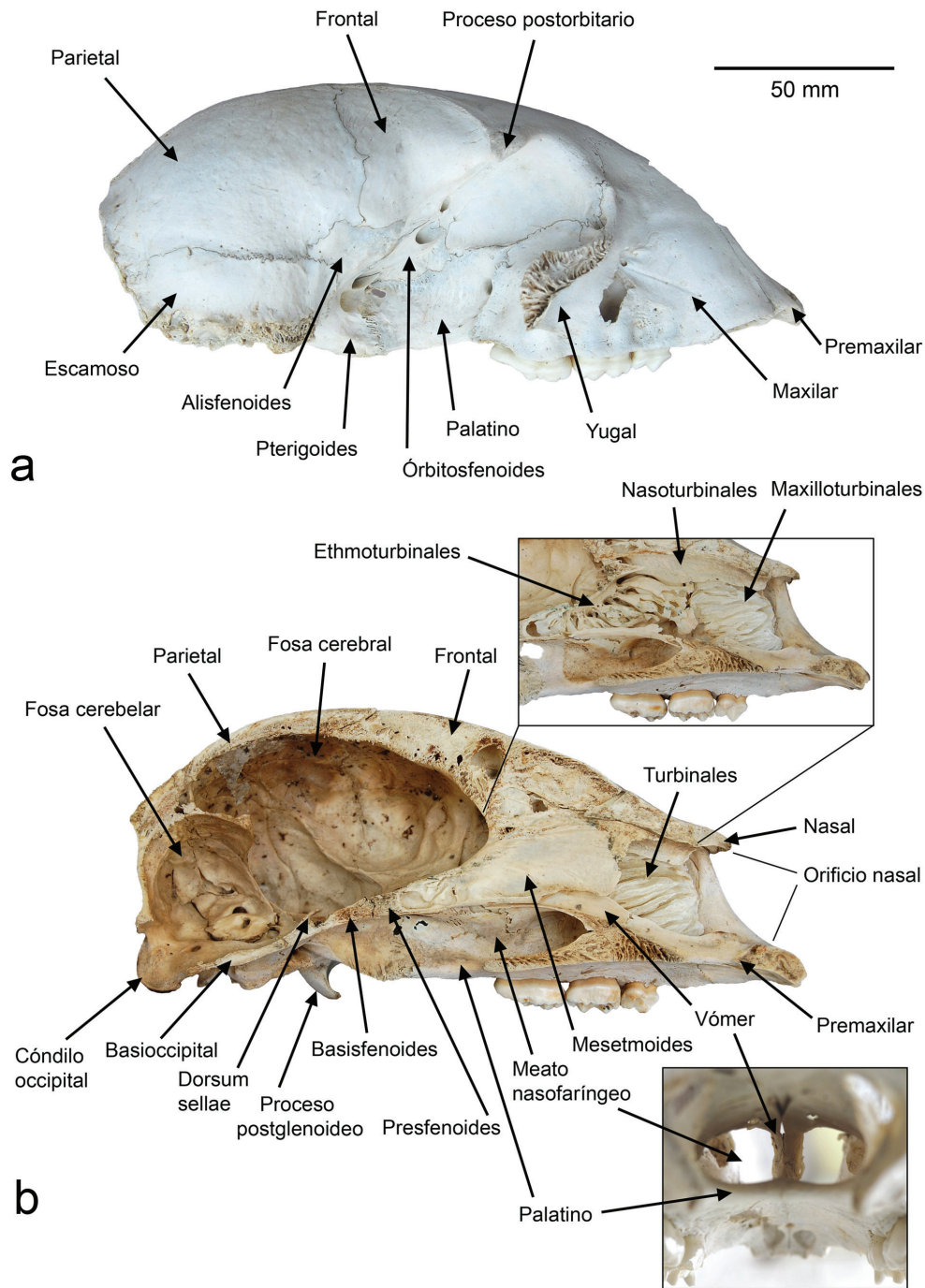


Figura 8. Vista del cráneo de *Tremarctos ornatus*, a: Hembra adulta joven (ND To2), vista lateral, cráneo con arco cigomático removido, b: Hembra joven (ND To4), vista parasagital. Detalle superior, mesetmoides removido. Detalle inferior, vista del meato nasofaríngeo, desde la coana.

En su zona posterior, la rama horizontal presenta la fosa masetérica, de superficie rugosa para la inserción muscular, que termina anteriormente de forma brusca con la cresta

masetérica. Esta cresta está inclinada en un ángulo agudo, cuyos valores se midieron en 33° (Fig. 9c), 35° (Fig. 9e) y 43° (Fig. 9a) en los machos, y 42° (Fig. 9b) en la hembra, y separa la región masetérica de la fosa premasetérica. Esta fosa se extiende debajo del m3, es de superficie lisa y representa una extensión de la cavidad bucal, sostenida por el músculo buccinatorio (Davis 1955).

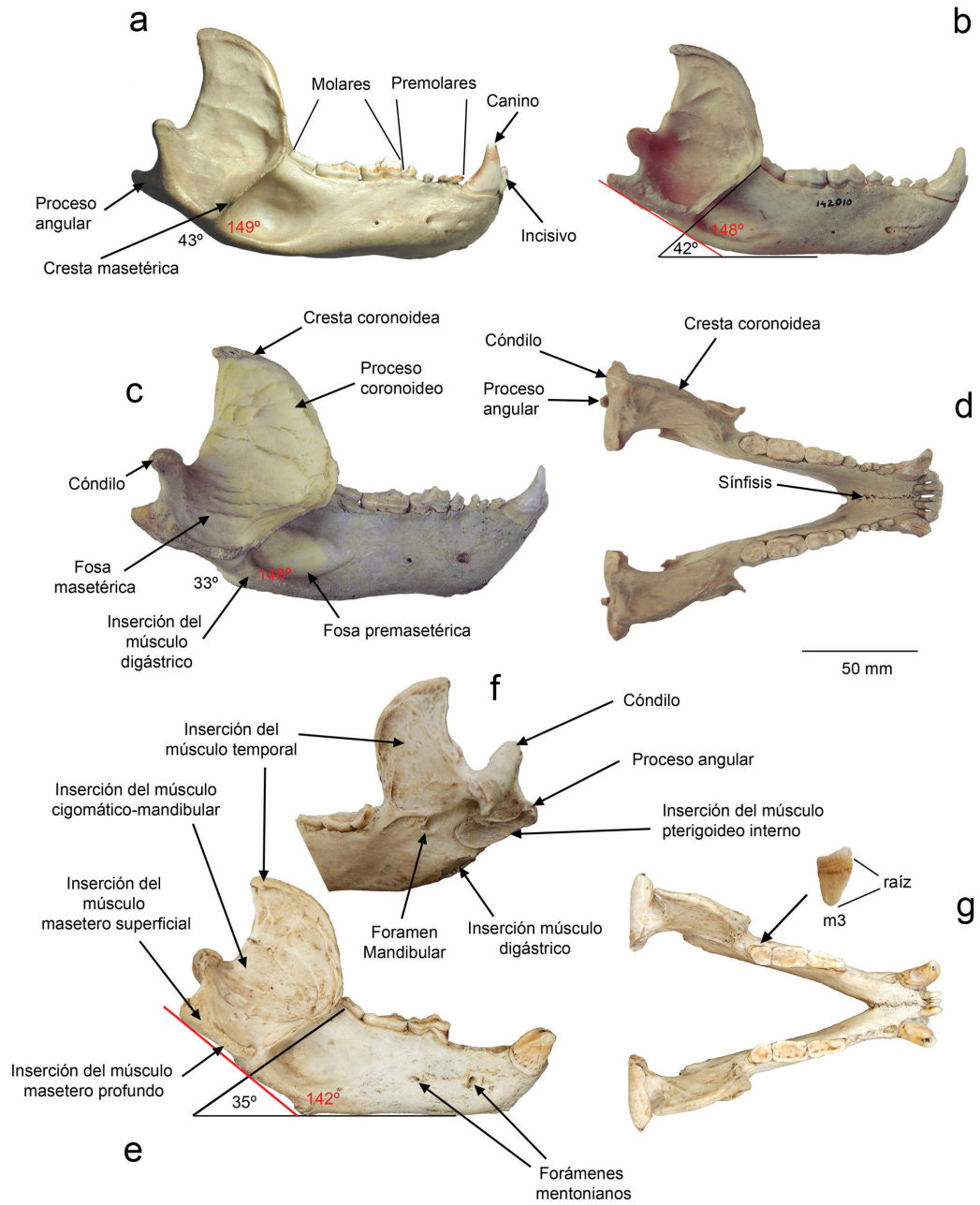


Figura 9. Vista de la mandíbula de *Tremarctos ornatus*, a: Macho adulto joven (MUSM To1), vista lateral externa, b: Hembra adulta (FMNH 142010), vista lateral externa, c: Macho adulto (FMNH 41294), vista lateral externa, d: Macho adulto (FMNH 41294), vista oclusal, e: Macho adulto senil (ND To1), vista lateral externa, f: Macho adulto senil (ND To1), vista lateral interna, g: Macho adulto senil (ND To1), vista oclusal.

En la rama vertical, el proceso coronoideo puede variar en cuanto al ancho de su base, altura y curvatura de sus bordes (Fig. 9a, 9b, 9c, 9e; ver Fig. 3 de Stucchi *et al.* 2009). Presenta la superficie rugosa en ambas caras (mesial y lingual) y en su borde superior se desarrolla la cresta coronoidea.

El cóndilo es una estructura cilíndrica alargada cuya dimensión mayor se desarrolla transversalmente. Su superficie es lisa. Presenta una ubicación perpendicular respecto

al eje sagital y una posición más alta que la línea de dientes, como ha sido sugerido para los animales herbívoros (Elbroch 2006) y, en este caso, para los osos de hábitos mayormente herbívoros (Figueirido *et al.* 2009).

El borde inferior del proceso angular forma un ángulo obtuso, cuyos valores se midieron en 142° (Fig. 9e), 148° (Fig. 9c) y 149° (Fig. 9a) en los machos, y 148° (Fig. 9b) en la hembra, con la proyección del borde inferior del dentario. Aparentemente, estos ángulos no guardan relación con la edad del individuo. Este proceso es corto, en comparación con Ursinae, aunque ligeramente mayor que en *Ai. melanoleuca*.

En vista oclusal, se aprecia que la sínfisis es larga, pudiendo llegar hasta el carnasial o carnicero (p4) (Fig. 9d). Esta no se oblitera en los adultos.

Discusión

El oso andino es un úrsido omnívoro, mayormente herbívoro. Esto lo demuestra el detalle de las especies que forman parte de su dieta, ya que de las 339 identificadas, 305 correspondieron a plantas (Figueroa 2013a).

Estudios filogenéticos señalan a Ailuropodinae (*Ai. melanoleuca*) como grupo hermano de todas las demás especies de osos, dentro de los cuales, a su vez, Tremarctinae (*T. ornatus*) sería el grupo hermano del resto de osos, clasificados como Ursinae (Krause *et al.* 2008). Sin embargo, algunos autores plantearon juntar a los osos panda y andino como un grupo aparte, basándose en caracteres cráneo–mandibulares, así como moleculares y de comportamiento (Sacco y Van Valkenburgh 2004). Pero, estos últimos autores precisaron que las similitudes entre ambas especies podrían ser solo una convergencia debido a sus hábitos alimenticios altamente herbívoros. Posteriormente, Figueirido *et al.* (2009) en acuerdo con esto, recalcaron que la morfología cráneo–mandibular de los osos está más relacionada con sus adaptaciones tróficas que con sus afinidades filogenéticas.

Desde el establecimiento de la subfamilia Tremarctinae, por Merriam y Stock (1925), esta ha sido ampliamente sustentada por caracteres morfológicos (Thenius 1976; Perea y Ubilla 1985, 1998; Trajano y Ferrarezzi 1994; Soibelzon 2002), siendo los finalmente aceptados como sinapomorfías: el rostro corto, m1 con trigónido cortante más que machacante y sin cúspides accesorias, y húmero con perforación entepicondilar en la epífisis distal (Soibelzon 2002). Por su parte, algunos de estos estudios ya plantearon la divergencia de Tremarctinae y Ursinae al menos desde el Mioceno (Thenius 1976), lo cual fue ratificado en base a estudios moleculares; Krause *et al.* (2008) plantearon que Tremarctinae se separó del linaje del grupo principal de Ursinae hace 15.6–12.4 millones de años (Ma). Varias otras especies de Tremarctinae existieron desde el Mioceno: *Plionarctos edensis* y *P. harroldorum*, los más antiguos del grupo, registrados desde el Mioceno tardío al Plioceno temprano, *Arctodus simus* y *Ar. pristinus*, del Plioceno tardío y Pleistoceno, ambos géneros de América del Norte; y el linaje de *Arctotherium*: *A. angustidens*, *A. vetustum*, *A. bonariense*, *A. wingei* y *A. tarijense*, que habitaron América del Sur entre el Pleistoceno inferior y medio hasta el Holoceno inferior (Soibelzon *et al.* 2005). *Tremarctos* se conoce a nivel paleontológico solo en América del Norte, siendo *T. floridanus* la especie más cercana al oso andino actual, que data del Plioceno tardío al Pleistoceno (Soibelzon *et al.* 2005). Por último, *T. ornatus* se conoce solo a nivel actual, en América del Sur y Panamá, siendo sus restos más antiguos fechados en 10,060–7,585 años AP, de Azuay, Ecuador (Lynch y Pollock 1981) y 6,790 años AP, de Amazonas, Perú

(Stucchi *et al.* 2009); aunque estudios moleculares han planteado que las poblaciones de Venezuela, Colombia y Ecuador divergieron hace alrededor de 24,195 años (Ruíz García 2003), lo que implicaría una entrada anterior a este continente.

T. ornatus presenta una morfología basal, que lo relacionaría con *Plionarctos* y no con *Arctodus* ni *Arctotherium* (Perea y Ubilla 1998; Soibelzon 2002). Según Krause *et al.* (2008) es posible que la separación de *Tremarctos* del grupo *Arctodus* haya ocurrido entre hace 7 y 5.3 Ma, y que esta se haya debido a la adaptación del primero a ambientes cerrados y del segundo a ambientes abiertos. En la actualidad, *T. ornatus* es un oso que se distribuye entre los 200 y 4,750 msnm, desde el bosque húmedo tropical hasta la puna y el páramo (Peyton 1980; Figueroa 2012), sin embargo, prefiere el bosque montano, entre 1,900 y 2,350 msnm, debido al refugio que este le proporciona, y a la abundancia y diversidad de alimento que le provee (Peyton 1980; Figueroa 2013b).

Todas estas áreas corresponden a ambientes cerrados, a excepción de los pajonales de puna y páramo, donde se encuentra solo de paso, para alimentarse básicamente de Ericaceae y Bromeliaceae (*Puya* spp.), sin embargo, las áreas abiertas que usa, siempre se encuentran cercanas a parches de bosque montano alto mixtos o de queñuales *Polylepis* spp. (Figueroa 2013b).

Morfología según edad y sexo. El análisis de la morfología cráneo-mandibular de *T. ornatus* permite sacar algunas conclusiones respecto a sus características. A nivel ontogénico, se puede citar los siguientes cambios morfológicos, relacionadas con la senescencia: 1) obliteración de las suturas; 2) desarrollo de las crestas; 3) ensanchamiento de los arcos cigomáticos y frontalización de las órbitas; 4) alargamiento del cráneo en las áreas anterior (hocico a nivel de caninos en incisivos) y posterior (región occipital); y 5) desgaste de los dientes.

Para todos los casos, es decir, sin considerar diferencias de sexo y edad, se encontró que la medida LP4M2 es la más estable, siendo la diferencia máxima entre el individuo más grande y el más pequeño, solo de 5.7 mm (Tabla 4). Al compararse esta relación con el oso polar, se ve que en este último, existe también gran estabilidad en esta medida pero solo a nivel etario dentro del mismo sexo, ya que machos y hembras presentan una marcada diferencia (Manning 1971).

En las medidas realizadas, el individuo más grande fue el macho adulto FMNH 41294 (Fig.7). El cráneo de este espécimen, procedente de Lambayeque, tiene dimensiones similares al que Thomas (1902) estudiara y propusiera como nueva subespecie *T. o. majori*, procedente de Ecuador, debido a su gran tamaño, y que el autor calificó como un macho adulto viejo. Dimensiones similares se encontraron al comparar las mandíbulas de *T. ornatus* FMNH 41294 y AMNH 67732, este último publicado por Stock (1950). El resto de medidas coincide en el rango de tamaños con las nuestras. Las medidas de la especie publicadas por Kurtén (1966) entran básicamente en el rango de las obtenidas en este trabajo, salvo un individuo que tiene 174 mm de ancho de los arcos cigomáticos (AC), 4 mm mayor que el espécimen más grande medido por nosotros (FMNH 41294) y otro cuya medida MSH es 2.5 mm menor que la de ND To3 (Tabla 3). El cráneo de una osa colectada en Machu Picchu en 1915 (USNM 194309) también presentó medidas dentro del rango de las aquí expuestas (Thomas 1920).

A nivel sexual, se aprecia que las hembras adultas desarrollan estructuras y proporciones similares a los machos adultos jóvenes. En general, los machos tienen valores más altos que las hembras en las proporciones craneales que incluyen las medidas AC, APP, MSH, CL, LCB y APIM2, lo que muestra un claro mayor desarrollo del tamaño del cráneo, en el ancho, alto y largo, así como en el ancho del hocico. Entre estos, los índices AC/LP4M2, APP/LP4M2 y CL/LP4M2 muestran valores que no se superponen, lo que permitiría usarlos para diferenciar un macho de una hembra adultos. Valores mayores a 3.0, 1.6 y 2.6, respectivamente, podrían sugerir que se trata del cráneo de un espécimen macho (Tabla 3). Dos índices, LCBX y FL, muestran valores muy parejos entre ambos sexos, lo que se puede interpretar como que el desarrollo de la caja craneana (encéfalo) y el largo del hocico es similar en ambos casos. En el caso del primero, la hembra joven ND To4 mostró un valor mayor que el resto de hembras e incluso que varios machos adultos. En la mandíbula, es muy claro que no existe diferencias en las proporciones del largo de la misma con respecto al alto, en el proceso coronoides y el m2, sin importar diferencia de edad o sexo (Tabla 3).

Medidas	Total			Machos			Hembras		
	máxima	mínima	diferencia	máxima	mínima	diferencia	máxima	mínima	diferencia
AC	170	107.8	62.2	170	148.2	21.8	136.6	107.8	28.8
APP	102.4	53.9	48.5	102.4	72.4	30	80.5	53.9	26.6
MSH	91.3	63.7	27.6	91.3	66.9	24.4	77.5	63.7	13.8
FL	120.2	92	28.3	120.2	107.3	12.9	112.7	92	20.8
CL	170	106.4	63.6	170.0	136.3	33.8	130.9	106.4	24.5
LCBX	59.3	46.9	12.4	59.3	54.5	4.8	55.4	46.9	8.5
LCB	250	177	72.5	250	213	36.5	216	177	39.1
APIM1	41.4	27.9	13.5	41.4	36.4	5.0	35.5	27.9	7.6
LP4M2	53.5	47.9	5.7	53.5	49.3	4.2	51.6	47.9	3.8

Tabla 4. Medidas máximas, mínimas y su diferencia en el cráneo de *Tremarctos ornatus*. Para las abreviaturas de las medidas ver Metodología.

Kurtén (1966) mencionó que el agrandamiento del cráneo de *T. floridanus*, en comparación con *T. ornatus*, afecta las partes superiores y posteriores del mismo, mientras que la región palatal permanece relativamente pequeña. Esto se verificó en *T. ornatus* a nivel intra-específico. Sin embargo, en relación con la especie fósil, es interesante señalar que las proporciones que mantienen las medidas del cráneo de UF 7454, un individuo asignado como hembra, corresponden más a un macho de *T. ornatus* (Tabla 3).

Morfología según hábitos alimenticios. Como se indicó al inicio de la discusión, los estudios de la morfología cráneo-mandibular de los osos muestran una mayor relación entre esta y su dieta, diferenciándose claramente entre las especies herbívoras, omnívoras, carnívoras, y en este último caso, entre las comedoras de carne e insectos (Sacco y Van Valkenburgh 2004; Figueirido *et al.* 2009). Estos estudios han servido también para sugerir la dieta de las especies extintas (Figueirido y Soibelzon 2009). Dentro de la morfología cráneo-mandibular que caracteriza una determinada especialización, Figueirido *et al.* (2009) encontraron varias características para definir a los osos con hábitos mayormente herbívoros. En base a las mismas, se discute a continuación las características cráneo-mandibulares encontradas relacionadas al oso andino, considerando también el factor etario:

- 1) *Cráneo corto, con una bóveda alta.* El oso andino presenta el rostro más corto entre todos los osos (Christiansen 2007). Pero a nivel intraespecífico, en su desarrollo ontogénico, presenta un alargamiento, siendo los adultos los que tienen el hocico más pronunciado. El alargamiento es ligero, no produce diastema, y no alcanza los niveles vistos en *U. maritimus*, el oso de mayores hábitos carnívoros. La bóveda puede ser alta, pero nunca alcanza el grado de otros Tremarctinae fósiles, *Ai. melanoleuca* ni *U. americanus*.
- 2) *Arcos cigomáticos rectos y bien desarrollados.* La forma recta guarda relación con la ubicación del cóndilo en la mandíbula. *Arctotherium*, *Arctodus*, *Ai. melanoleuca*, *H. malayanus* y *U. thibetanus* también presentan esta disposición. No así *U. americanus*, *U. arctos* y *U. maritimus*, en cuyos arcos cigomáticos la parte posterior es más baja, ya que tiene que articular con un cóndilo mandibular bajo. En *T. ornatus* los arcos cigomáticos aumentan considerablemente su altura con el desarrollo. Un individuo adulto tuvo 1.7 veces mayor altura que uno joven, ambos teniendo casi la misma longitud en sus paladares (Fig. 4, 6a, 6d). Estas características están relacionadas con un mayor tamaño y superficie de inserción del músculo temporal superficial (Davis 1955). Asimismo, el desarrollo de los arcos también se puede apreciar en su ensanchamiento respecto al eje sagital (Fig. 5), haciendo el rostro del oso más ancho con la senescencia.
- 3) *Áreas grandes en las hemimandíbulas para la inserción de los músculos temporal y masetero, respecto al brazo de palanca (moment arm), y un cóndilo alto y posterior, ubicado por encima del nivel de los dientes.* Estos músculos están primariamente asociados con el cierre de la mandíbula. El primero imprime fuerza a la mordida en la zona anterior del hocico, es decir a nivel de los caninos; mientras que el segundo provee fuerza en la zona de los premolares y molares. En ese sentido, si el cóndilo está en posición baja en la rama vertical (como en los carnívoros), el brazo de palanca del temporal será grande, y el del masetero, pequeño. Si por el contrario, el cóndilo mandibular está situado más alto (como en los herbívoros), el brazo de palanca del temporal será corto, y el del masetero (y del músculo pterigoideo), grande. Lo que permite a cada grupo desarrollar su propia estrategia alimenticia.

En el oso andino, la mandíbula presenta una rama vertical larga y el cóndilo situado casi al medio, por encima de la línea dental, por lo que ambas distancias de flexión (brazos de palanca) son relativamente grandes (Fig. 9). Siendo filogenéticamente un carnívoro, esta especie ha experimentado cambios morfológicos que le permiten alimentarse de una dieta omnívora, con preferencia en las plantas (Figueirido *et al.* 2009); según Christiansen (2007) estas son, un brazo de palanca largo para los maseteros y temporales (el segundo más largo de Ursidae), respecto al largo del cráneo, y para el carnasial (P4) respecto del cóndilo mandibular, y dientes moderadamente grandes y adaptados a la molienda (molarizados). Además, en *T. ornatus* los músculos temporal y cigomático-mandibular son relativamente más grandes y el masetero superficial más pequeño que en *Ursus*, así como en comparación con otros carnívoros; según este autor, esta es la única diferencia que se aprecia a nivel muscular de los osos con los felinos y cánidos comedores de carne (Davis 1955), y en el caso del oso andino, estaría relacionado con su dieta omnívora, más que con sus hábitos mayormente herbívoros, como planteó este autor.

4) *Tamaño de los caninos y desgaste dental.* Si bien los caninos de *T. ornatus* son los más bajos (cortos) de Ursidae, después de *Ai. melanoleuca*, en realidad son los más altos (largos) en relación con el largo del cráneo, en comparación con todas las demás especies, salvo *H. malayanus* (Christiansen 2008). Este tamaño proporcionalmente alto, a pesar de tener una dieta mayormente herbívora, podría tener relación con el desgarrar de cortezas de árboles, como de *Eriotheca ruizii*, *Podocarpus oleifolius*, *Weinmannia* spp. y las bases foliares de Bromeliaceae de las cuales se alimenta (Figuroa 2013a), la búsqueda de insectos, sugerido para *H. malayanus* (Christiansen 2008) o líber, sugerido para *U. arctos* (Caussimont y Hartasánchez 1996), y que también han sido descritas para esta especie (Figuroa y Stucchi 2009). Asimismo, sus incisivos con bordes distales planos y cortantes (Fig. 5c) le permite cortar plantas eficientemente, como sucede con mamíferos herbívoros, como la sachavaca *Tapirus terrestris* (obs. pers.).

Por otro lado, el desgaste de los caninos puede estar condicionado a la senescencia. Individuos adultos o viejos presentan caninos rotos o gastados, como se aprecia de igual forma en los felinos (Elbroch 2006). Esto se presenta en general en todos los dientes (Fig. 10, 11). Sin embargo, la ruptura o desgaste de estos también podría tener relación con la dieta, ya que se pueden ver dientes fracturados o totalmente desgastados en animales que habrían masticado huesos u otros objetos duros (Soibelzon 2002; Figueirido y Soibelzon 2009). El espécimen ND To1 presentó los dientes muy gastados (Fig. 3d, 4a, 6d, 9e, 9g, 10b, 11b). Este se trató de un oso macho adulto senil, que fue cazado en Mishkiuno (Cusco) luego de ser observado atacando a un vacuno (F. Suta com. pers. 2008). Si bien en la mayoría de los casos no se puede diferenciar si el oso se alimentó de restos de ganado y animales silvestres, luego de un evento predatorio o por carroñeo (Paisley 2001), lo que es evidente en ambos casos, es que mastica los huesos de estos animales para obtener su carne. Por otro lado, ND To1 mostró dientes con caries (Fig. 3d), lo que podría indicar que también comía miel, frutos u otros alimentos ricos en carbohidratos, como se ha sugerido para *Arctotherium* (Soibelzon 2002). Esto se relacionaría a la alta frecuencia en el consumo de frutos (59.1% de la dieta vegetal) por la especie, dentro de los que destacan las familias Arecaceae, Ericaceae, Lauraceae, Rosaceae, Myrtaceae, Moraceae, Sapotaceae y Melastomataceae (Figuroa 2013a). Sin embargo, habría que tomar en cuenta que la ruptura y desgaste previo de los dientes podría favorecer la aparición de las caries, así como que, por lo contrario, los dientes cariados podrían romperse más fácilmente. Es posible que en el caso del desgaste o ruptura de los dientes del oso andino se combinen ambos factores, el etario y la dieta. En todos los casos, las raíces de los dientes están bien desarrolladas (Fig. 6d, 9g) como ha sido sugerido para los osos de hábitos herbívoros (Figueirido *et al.* 2009).

5) *Tamaño y ubicación de las órbitas.* Las órbitas son grandes en relación al cráneo, y el ensanchamiento del arco cigomático con la senescencia, amplía el rostro y las frontaliza. Órbitas grandes guardan relación con una mejor visión nocturna (Elbroch 2006). Si bien el oso andino muestra una mayor actividad diurna, también se ha observado activo en las noches y madrugadas (Castellanos 2010). Su dieta principal no depende de las horas de luz, por lo que puede estar activo todo el día. Por otro lado, la menor inclinación de la órbita respecto al plano sagital del macho adulto senil (48°), frontaliza los ojos y le ofrece una visión binocular con mayor

profundidad de campo, lo que le permite establecer distancias adecuadamente, que el oso utiliza para trepar árboles con habilidad, además de cazar presas de gran agilidad, como conejos *Sylvilagus brasiliensis* (Castellanos 2011). La posición lateralizada de las órbitas de los jóvenes (38°) y crías, sin desmedro de su capacidad de visión binocular, le proporcionaría una mayor visión lateral, permitiéndole una mejor detección de un posible predador u otro peligro.

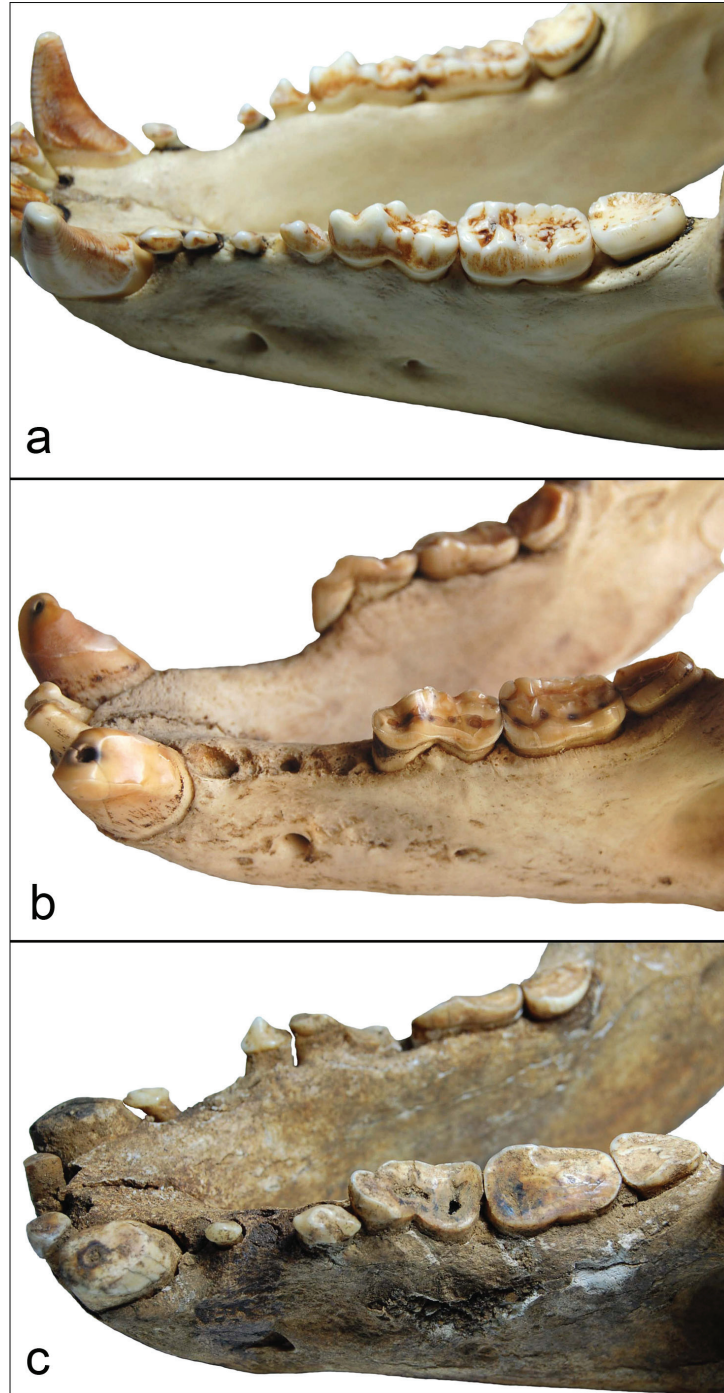


Figura 10. Vista oclusal-lateral de la mandíbula de *Tremarctos ornatus*, a: Macho adulto joven (MUSM To1), b: Macho adulto senil (ND To1), c: Macho adulto senil (MUSM 1441).

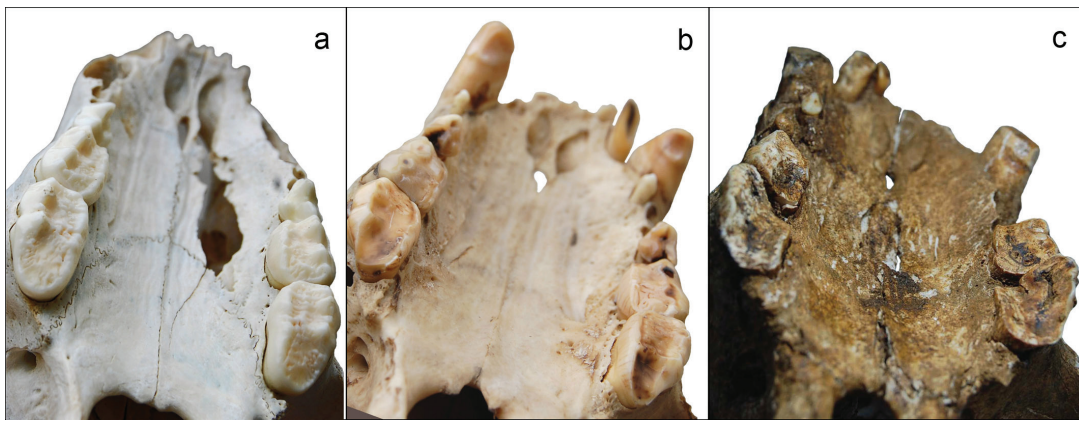


Figura 11. Vista del paladar de *Tremarctos ornatus*, a: Hembra adulta joven (ND To2), b: Macho adulto senil (ND To1), c: Macho adulto senil (MUSM 1441).

Agradecimientos

Queremos agradecer a B. Patterson y W. Stanley, por permitirnos la revisión de la colección osteológica de úrsidos del Field Museum; a P. Velazco, por su apoyo durante la estadía en el Field Museum y el envío de bibliografía; a M. Urbina y R. Salas, por el préstamo del cráneo MUSM To1; a las personas que nos prestaron los cráneos de los osos ND To1, To2, To3 y To4; a F. Suta, por la información brindada del oso cazado en Mishkiuno; a B. Schubert, por el envío de fotos y medidas de *T. floridanus*, y a B. MacFadden y R. Hulbert por su ayuda para contactarlo; a L. Soibelzon por el envío de bibliografía y sus sugerencias; a S. Ticul, editor de *Therya*, y a los señores revisores anónimos, por sus comentarios y sugerencias.

Literatura citada

- AMEGHINO, F. 1902. Notas sobre algunos mamíferos fósiles nuevos o pocos conocidos del Valle de Tarija. *Anales del Museo Nacional de Buenos Aires* 3: 225–261.
- BLAINVILLE, H. M. D. DE. 1839–1864. *Ostéographie ou description iconographique comparée du squelette et du système dentaire des mammifères récents et fossiles*. Tome Deuxième: Des Carnassiers. Paris, Francia.
- CASTELLANOS, A. 2010. Guía para la rehabilitación, liberación y seguimiento de osos andinos. Andean Bear Foundation. Quito, Ecuador.
- CASTELLANOS, A. 2011. Do Andean bears attack Mountain tapirs? *International Bear News* 20:41–42.
- CAUSSIMONT, G., y R. HARTASÁNCHEZ. 1996. Monografía sobre el oso pardo: el oso y los árboles. *Quercus* 119:23–46.
- CHRISTIANSEN, P. 2007. Evolutionary implications of bite mechanics and feeding ecology in bears. *Journal of Zoology* 272:423–443.
- CHRISTIANSEN, P. 2008. Feeding ecology and morphology of the upper canines in bears (Carnivora: Ursidae). *Journal of Morphology* 269:896–908.
- CUVIER, F. G. 1825. Ours des cordilières du Chili. Pp. 50–53 en *Histoire Naturelle des Mammifères* (Geoffroy Saint-Hilaire, E. y F. G. Cuvier, eds.). Muséum d'Histoire Naturelle. Paris, Francia.
- DAVIS, D. D. 1955. Masticatory apparatus in the Spectacled bear *Tremarctos ornatus*. *Fieldiana, Zoology* 37:25–46.

- DAVIS, D. D.** 1964. The giant panda: a morphological study of evolutionary mechanisms. *Fieldiana, Zoology Memoirs* 3:1–339.
- DEL MORAL, J. F., Y A. E. BRACHO.** 2009. Indicios indirectos de la presencia del oso andino (*Tremarctos ornatus* Cuvier, 1825) en el noroeste de Argentina. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales* 11:69–76.
- DEL MORAL SACHETTI, J. F., R. ZENTENO CÁRDENAS, Y F. I. LAMEDA CAMACARO.** 2009. Análisis biostático de las tensiones actuantes en el dentario del oso andino (*Tremarctos ornatus*) durante la mordedura. *Acta Zoológica Mexicana* (n. s.) 25:551–567.
- ELBROCH, M.** 2006. *Animal skulls. A guide to North American species.* Stackpole Books. Mechanicsburg, EE.UU.
- FIGUEIRIDO, B., Y L. H. SOIBELZON.** 2009. Inferring palaeoecology in extinct Tremarctine bears (Carnivora, Ursidae) using geometric morphometrics. *Lethaia* 43:209–222.
- FIGUEIRIDO, B., P. PALMQVIST Y J. A. PÉREZ-CLAROS.** 2009. Ecomorphological correlates of craniodental variation in bears and paleobiological implications for extinct taxa: an approach based on geometric morphometrics. *Journal of Zoology* 277:70–80.
- FIGUEROA, J.** 2012. Presencia del oso andino *Tremarctos ornatus* (Carnivora: Ursidae) en el bosque tropical amazónico del Perú. *Acta Zoológica Mexicana* (n. s.) 28:594–606.
- FIGUEROA, J.** 2013a. Revisión de la dieta del oso andino *Tremarctos ornatus* (Carnivora: Ursidae) en América del Sur y nuevos registros para el Perú. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales* 15:1–27.
- FIGUEROA, J.** 2013b. Composición de la dieta del oso andino *Tremarctos ornatus* (Carnivora: Ursidae) en nueve áreas naturales protegidas del Perú. *Therya* 4:327–359.
- FIGUEROA, J., Y M. STUCCHI.** 2009. *El oso andino. Alcances sobre su historia natural.* Asociación para la Investigación y Conservación de la Biodiversidad. Lima, Perú.
- GERVAIS, M. P.** 1855. *Histoire Naturelle des Mammifères. Ordre des Carnivores* 2:20–21.
- GIDLEY, J. W.** 1928. A new species of bear from Pleistocene of Florida. *Journal of the Washington Academy of Sciences* 18:430–433.
- GRAY, J. E.** 1873. On the skull of the Spectacled bear of Peru and of the *Helarctos* from Malacca and Java. *Annals & Magazine of Natural History* 4:182–183.
- JANIS, C.** 1995. Correlations between craniodental morphology and feeding behavior in ungulates: reciprocal illumination between living and fossil taxa. Pp. 76–98 en *Functional morphology in vertebrate paleontology* (Thomason, J., ed.). Cambridge University Press. Cambridge, EE.UU.
- KRAGLIEVICH, L.** 1926. Los Arctoterios Norteamericanos (*Tremarctotherium*, n. gen.) en relación con los de Sud América. *Anales del Museo Nacional de Historia Natural "Bernardino Rivadavia"* 34:1–16.
- KRAUSE, J., T. UNGER, A. NOÇON, A. S. MALASPINAS, S. O. KOLOKOTRONIS, M. STILLER, L. SOIBELZON, H. SPRIGGS, P. H. DEAR, A. W. BRIGGS, S. C. E. BRAY, S. J. O'BRIEN, G. RABEDER, P. MATHEUS, A. COOPER, M. SLATKIN, S. PÄÄBO, Y M. HOFREITER.** 2008. Mitochondrial genomes reveal an explosive radiation of extinct and extant bears near the Miocene–Pliocene boundary. *BMC Evolutionary Biology* 8, 220:1–12.
- KURTÉN, B.** 1966. Pleistocene bears of North America. Genus *Tremarctos*, Spectacled bears. *Acta Zoologica Fennica* 115:1–120.

- LYNCH, T., y S. POLLOCK.** 1981. La arqueología de la Cueva Negra de Chobshi. *Miscelánea Antropológica Ecuatoriana* 1:92–119.
- MANNING, T. H.** 1971. Geographical variation in the polar bear *Ursus maritimus*. Canadian Wildlife Service, Technical Report Series 13:1–37.
- MERRIAM, J. C., y C. STOCK.** 1925. Relationships and structure of the short-faced bear, *Arctotherium*, from the Pleistocene of California. Carnegie Institution of Washington Publication 347:135.
- PAISLEY, S.** 2001. Andean bears and people in Apolobamba, Bolivia: Culture, conflicts and conservation. Tesis de Doctorado, Durrell Institute of Conservation and Ecology. University of Kent. Canterbury, Reino Unido.
- PEREA, D., y M. UBILLA.** 1985. Caracterización de dos patrones morfológicos en Tremarctinae (Carnivora, Ursidae) extinguidos de Sudamérica. *Actas de las Jornadas de Zoología del Uruguay*:25–27.
- PEREA, D., y M. UBILLA.** 1998. South American fossil bears (Ursidae, Tremarctinae). VII Congreso Argentino de Paleontología y Bioestratigrafía, Bahía Blanca. Pp. 70.
- PEYTON, B.** 1980. Ecology, distribution and food habits of Spectacled bear, *Tremarctos ornatus*, in Peru. *Journal of Mammalogist* 61:639–652.
- PEYTON, B.** 1999. Spectacled bear conservation action plan. Pp. 157–198 in *Bears: status survey and conservation action plan* (Servheen, C., S. Herrero y B. Peyton, eds.). UICN/SSC Bear Specialist Group. Gland, Switzerland, and Cambridge, Reino Unido.
- POCOCK, R. I.** 1928. The structure of the auditory bulla in the Procyonidæ and the Ursidæ, with a note on the bulla of *Hyæna*. *Proceedings of the Zoological Society of London* 35:963–974.
- ROMER, A. S., y T. S. PARSONS.** 1981. Anatomía comparada. Editorial Interamericana. Ciudad de México, México.
- RUIZ GARCÍA, M.** 2003. Molecular population genetic analysis of the Spectacled bear (*Tremarctos ornatus*) in the northern andean area. *Hereditas* 138:81–93.
- RUMIZ, D. I., A. D. BROWN, P. G. PEROVIC, S. C. CHALUKIAN, G. A. E. CUYCKENS, P. JAYAT, F. FALKE, y D. RAMADORI.** 2012. El Ucumar (*Tremarctos ornatus*), mito y realidad de su presencia en la Argentina. *Mastozoología Neotropical* 19:359–366.
- SACCO, T., y B. VAN VALKENBURGH.** 2004. Ecomorphological indicators of feeding behaviour in the bears (Carnivora: Ursidae). *Journal of Zoology* 263:41–54.
- SOIBELZON, L. H.** 2002. Los Ursidae (Carnivora, Fissipedia) fósiles de la República Argentina. Aspectos Sistemáticos y Paleoecológicos. Tesis de Doctorado, Universidad Nacional de La Plata. La Plata, Argentina.
- SOIBELZON, L. H., E. P. TONNI, y M. BOND.** 2005. The fossil record of South American short-faced bears (Ursidae, Tremarctinae). *Journal of South American Earth Sciences* 20:105–113.
- STOCK, C.** 1950. Bears from the Pleistocene Cave of San Josecito, Nuevo León, México. *Journal of the Washington Academy of Sciences* 40:317–321.
- STUCCHI, M., R. SALAS-GISMONDI, P. BABY, J. L. GUYOT, y B. J. SHOCKEY.** 2009. A 6,000+ year-old specimen of a spectacled bear from an Andean cave in Peru. *Ursus* 20:63–68.

- THENIUS, E.** 1976. Zur stammesgeschichtlichen Herkunft von *Tremarctos* (Ursidae, Mammalia). Zeitschrift für Säugertierkunde 41:109–114.
- THOMAS, O.** 1902. On the bear of Ecuador. Annals and Magazine of Natural History 7:215–217.
- THOMAS, O.** 1920. Report on the Mammalian collected by Mr. Edmund Heller during the Peruvian expedition of 1915 under auspices of Yale University and the National Geographic Society. Proceedings of the United States National Museum 58:217–249.
- TRAJANO, E., Y H. FERRAREZZI.** 1994. A fossil bear from northeastern Brazil, with a phylogenetic analysis of the South American extinct Tremarctinae (Ursidae). Journal of Vertebrate Paleontology 14:552–561.

Sometido: 23 de septiembre de 2013

Revisado: 7 de noviembre de 2013

Aceptado: 29 de noviembre de 2013

Editor asociado: Jorge Servin

Diseño gráfico editorial: Gerardo Hernández

Presencia del oso andino *Tremarctos ornatus* (Carnivora: Ursidae) en el Corredor de Conservación Vilcabamba–Amboró, sureste del Perú

Judith Figueroa^{1,2} y Marcelo Stucchi¹

Abstract

Evaluations *in situ*, interviews, literature review and database of museums and zoos were performed, with the aim of identifying areas with Andean bear *Tremarctos ornatus* records in the Peruvian sector of Vilcabamba–Amboro Conservation Corridor. Bear presence was reported in several areas of regions Ayacucho, Junin, Cuzco, Madre de Dios and Puno, including protected areas: Ashaninka, Machiguenga and Amarakaeri Communal Reserves, Otishi, Manu and Bahuaja Sonene National Parks, Megantoni National Sanctuary, Machu Picchu Historic Sanctuary, Choquequirao Regional Conservation Area and Bosque Nublado, Pillco Grande–Bosque de Pumataki and Japu Bosque Ukumari Llaqta Private Conservation Areas. Within the corridor, the bear moves between ~ 400 and 4,170 mas (range: 3,770 m), ranging from tropical rainforest to the highlands. The most important area for the bear, in size and variety of resources, would consist of Megantoni, Manu, Amarakaeri and Japu Bosque–Ukumari Llaqta, as it would provide a greater range of altitudes and areas in good condition. It is likely that there is connectivity between populations of Peru and Bolivia, because the records of Pampa Gloria (San Pedro de Putina Punco, Puno, Peru) are located at a distance of only 1.2 km from the Madidi National Park (Bolivia). Currently, some human activities such as forest clearing for agriculture, farming, logging, mining, oil and gas exploitation, the paving of the Inter–Oceanic Highway, among others, directly impact forest occupying by the bear, reducing the availability of important components of its habitat (food, refuge and corridors) for the maintenance of their populations.

Keywords: Andean bear, environmental problematic, Peru, protected natural areas, Vilcabamba–Amboro.

Resumen

Se realizaron evaluaciones *in situ*, entrevistas, revisión bibliográfica y de la base de datos de museos y zoológicos, con el objetivo de identificar las áreas con registros del oso andino *Tremarctos ornatus* dentro del sector peruano del Corredor de Conservación Vilcabamba–Amboró. Su presencia fue reportada en diversas áreas de las regiones Ayacucho, Junín,

¹Asociación para la Investigación y Conservación de la Biodiversidad (AICB).
Av. Vicús 538, Lima 33, Perú. E-mail: aicb.peru@gmail.com

²Grupo de Investigación de Zoología de Vertebrados. Universidad de Alicante. España.

Cusco, Madre de Dios y Puno, que incluyen las áreas naturales protegidas: Reservas Comunales Asháninka, Machiguenga y Amarakaeri, Parques Nacionales Otishi, del Manu y Bahuaja Sonene, Santuario Nacional Megantoni, Santuario Histórico de Machu Picchu, Área de Conservación Regional Choquequirao y Áreas de Conservación Privadas Bosque Nublado, Pillco Grande–Bosque de Pumataki y Japu–Bosque Ukumari Llaqta. Dentro del corredor, el oso se desplaza entre ~400 y 4,170 msnm (intervalo: 3,770 m), abarcando desde el bosque húmedo tropical hasta la puna. El bloque más importante para el oso, en tamaño y variedad de recursos, estaría conformado por Megantoni, Manu, Amarakaeri y Japu–Ukumari Llaqta, ya que le brindarían un mayor intervalo altitudinal y áreas en buen estado de conservación. Es probable que exista conectividad entre las poblaciones del Perú y Bolivia, ya que los registros de Pampa Gloria (San Pedro de Putina Punco, Puno, Perú) se ubican a una distancia de solo 1.2 km del Parque Nacional Madidi (Bolivia). Actualmente, algunas actividades antropogénicas como la tala de los bosques para agricultura y ganadería, la extracción de madera, minerales, petróleo y gas, el asfaltado de la carretera Interoceánica, entre otros, impactan directamente en los bosques que ocupa el oso, reduciendo la disponibilidad de los componentes importantes de su hábitat (alimento, refugio y corredores) para el mantenimiento de sus poblaciones.

Palabras clave: áreas naturales protegidas, corredor Vilcabamba–Amboró, oso andino, Perú, problemática ambiental.

Introducción

El Corredor de Conservación Vilcabamba–Amboró (CCVA) es un área biológica prioritaria en el mundo que se encuentra amenazada. Se ubica en el *hotspot* de los Andes tropicales, entre la región de la montaña de Vilcabamba en el Perú y el Parque Nacional–Área Natural de Manejo Integrado Amboró, cerca de la ciudad de Santa Cruz de la Sierra en Bolivia. Tiene una superficie de ~315,000 km² conformado por una cadena de 18 áreas protegidas nacionales (11 en el Perú y siete en Bolivia), que contribuyen a la protección y conectividad ecológica de diversos hábitats: bosque húmedo del suroeste amazónico, yungas, bosque montañoso, llanura tropical, áreas altoandinas y bosques secos. Es hogar de muchas culturas indígenas; el sector peruano alberga a más de siete familias lingüísticas, entre ellas Arawak, Aymara, Quechua, Pano, Harakmbut, Takana, Arawa, y engloba a más de 20 diferentes grupos étnicos. En el sector boliviano, viven 15 diferentes grupos étnicos, entre ellos, los Tacana, Esse Eja, Araona, Leco, Mosekene, T'simane, Aymara, Quechua, Yaracaré y Guarayos. Además, alberga más de 6,000 especies de plantas y más de 3,500 especies de vertebrados, por lo que es considerado una de las regiones más diversas en especies y ecosistemas del mundo, y con un muy alto nivel de endemismos, que protege especies que se encuentran en peligro como el oso andino *Tremarctos ornatus* (CI 2003, 2004, 2006).

Este úrsido se distribuye desde Venezuela hasta Bolivia, ocupando diversos ecosistemas, desde los muy húmedos hasta los semiáridos, entre 200 y 4,750 msnm (Peyton 1999; Figueroa 2012a). Este amplio intervalo de distribución espacial y altitudinal coincide con los ciclos de fructificación de diferentes especies importantes en su dieta (Peyton 1980). Cuando las fuentes de alimentos estacionales disponibles disminuyen en los bosques húmedos, debajo de ~2,700 msnm, el oso se dispersa hacia las zonas de mayor

altitud para alimentarse de los frutos maduros de Ericaceae y bases foliares de *Puya* spp. (Bromeliaceae; Peyton 1984). En otros casos, se desplaza hacia los bosques más húmedos debajo de ~1,000 msnm, principalmente en busca de palmeras (Arecaceae; Figueroa 2013b).

Dentro del CCVA del sector peruano (CCVA–Perú), las áreas naturales protegidas con registros del oso andino son la Cordillera Vilcabamba (actuales Reservas Comunes Asháninka y Machiguenga, y Parque Nacional Otishi), el Santuario Nacional Megantoni, el Parque Nacional del Manu, el Santuario Histórico de Machu Picchu, la Reserva Comunal Amarakaeri y el Parque Nacional Bahuaja Sonene (Peyton 1984, 1987; Emmons *et al.* 2001; Rodríguez y Amanzo 2001; Figueroa 2004, 2012a; Solari *et al.* 2006; Butrón 2007; Márquez y Pacheco 2010; Medina *et al.* 2012). Basándonos en Peyton (1980), todas estas áreas se encuentran dentro de la Cordillera Oriental de los Andes, donde el oso andino presenta sus poblaciones más grandes, divididas en al menos siete subpoblaciones, distribuidas desde los bosques de tierras bajas hasta las punas de alta elevación (Peyton 1999).

Dentro del CCVA existen diversos problemas que amenazan la conservación de la biodiversidad, como es la actividad minera, el incremento demográfico, la deforestación para extracción maderera, la agricultura y los pastizales, entre otros (CI 2003). El presente trabajo tuvo como objetivo registrar la presencia y los intervalos altitudinales del oso andino en el CCVA–Perú y discutir las actividades antrópicas que amenazan su conservación.

Material y Métodos

Área de estudio. El CCVA–Perú (Fig. 1) se ubica al sureste del país, a lo largo de los flancos nororientales de los Andes. Está conformado por las Reservas Comunes Asháninka, Machiguenga, Amarakaeri y Purús, los Parques Nacionales Alto Purús, Otishi, del Manu y Bahuaja–Sonene, el Santuario Nacional Megantoni, la Reserva Nacional Tambopata y el Santuario Histórico de Machu Picchu (CI 2006).

Dentro del área que ocupa el corredor, la ecorregión Tierras Altas de los Andes Centrales tienen poca representación, siendo más visibles en Cusco y Puno. Incluye la cordillera de los Andes, las praderas altoandinas y las punas. En las partes más altas están incluidos los picos nevados más arriba de 5,300 msnm y las laderas altoandinas donde predomina la vegetación adaptada a condiciones de frío y sequía (hacia la Cordillera Occidental) y de frío algo más húmedo (hacia la Cordillera Oriental). Se pueden observar bosques relictos de queñuales *Polylepis* spp., así como especies de gramíneas (*Festuca* sp., *Stipa* sp., *Calamagrostis* sp., entre otras). La puna andina cubre regiones de planicie generalmente más arriba de 3,500 msnm. Las Yungas de los Andes Centrales, incluyen los bosques de las montañas en la vertiente oriental de los Andes y se encuentran entre 600 y 3,500 msnm. Entre 2,700 y 3,500 msnm se encuentran los bosques de neblina.

Estos presentan un dosel bajo de 15 m, con árboles cubiertos de musgos, líquenes y bromeliáceas y una cobertura espesa de helechos y flores en el sotobosque. Aquí se encuentran especies de árboles como *Weinmannia* sp. y *Podocarpus* spp. Por debajo de 2,700 msnm, se observan otras especies de árboles como *Juglans* sp., *Cedrela odorata*, *Cecropia* sp. y palmeras de los géneros *Iriarte* y *Socratea*. La gran mayoría de las

yungas son clasificadas como “yungas subtropicales”, ubicadas en Cusco y Puno, representadas por el Santuario Histórico de Machu Picchu y los Parques Nacionales del Manu y Bahuaja–Sonene. Estas destacan por tener pendientes extremadamente fuertes (casi 85% son consideradas tierras de protección) y fallas de la Cordillera Oriental como el Pongo de Mainique en el río Urubamba. En esta ecorregión están incluidos los bosques premontanos y montanos. En el extremo noroeste del Corredor, en Junín y Ucayali, se encuentran las “yungas tropicales”, que tienen las pendientes un poco más ligeras, las cuales están representadas por el Parque Nacional Otishi y las Reservas Comunes Asháninka y Machiguenga. Los Bosques Húmedos del Suroeste Amazónico se encuentran en la planicie de la cuenca amazónica entre 100 y 600 msnm. En esta ecorregión está incluido el bosque húmedo tropical. La estructura y diversidad florística de estos bosques es más compleja que los bosques montañosos. En estos bosques, el dosel puede llegar a 60 m, con varios niveles de vegetación, que incluyen los bosques de terraza alta, terrazas aluviales, aguajales, cochas, ríos y quebradas, los cuales contribuyen fuertemente a la diversidad biológica de esta ecorregión. Estos bosques son dominados por árboles grandes como *Swietenia macrophylla*, *Ceiba* spp., *Dipteryx* sp., *Hevea* sp. y *Bertholletia excelsa*. Se distinguen dos provincias biogeográficas. La “amazonía tropical”, ubicada en Ucayali y Madre de Dios, que recibe más lluvia y es ligeramente más cálida que la “amazonía subtropical”, ubicada en la parte sur de Madre de Dios y la parte norte de Puno. Las áreas protegidas en el Perú en esta ecorregión incluyen los Parques Nacionales Otishi, Alto Purús, del Manu y Bahuaja–Sonene (CI 2006).

Evaluación in situ. Durante la época de lluvias (noviembre–marzo) y en la época de estiaje (abril–octubre), se realizaron evaluaciones en campo en busca de registros del oso andino en cinco áreas naturales protegidas (Santuario Nacional Megantoni, Parque Nacional del Manu, Reserva Comunal Amarakaeri, Santuario Histórico Machu Picchu, Área de Conservación Regional Choquequirao), y sus zonas de amortiguamiento (sectores adyacentes al área protegida). Los hábitats estudiados fueron los bosques: húmedo tropical (< 700–800 msnm); premontano (800–1,800 msnm); montano (1,800–3,000 msnm); montano alto (3,000–3,400 msnm): son parches de bosque en un ecotono con características climáticas y botánicas particulares entre el bosque montano y la puna; esclerófilo: son parches de matorrales < 4 m alto en laderas suaves dentro del bosque montano; y la puna (Figueroa y Stucchi 2009).

Santuario Nacional Megantoni (Cusco, -12.260928°, -72.283730°). Las evaluaciones se realizaron durante la época de estiaje. La primera fue entre el 25 de abril y 13 de mayo de 2004 en áreas adyacentes al río Ticumpinía y al este del río Timpía, entre 760 y 2,350 msnm, en los bosques premontano y montano esclerófilo. La segunda, entre el 12 y 23 de junio de 2008 en los sectores Yanacocha y Lorohuachana, entre 3,251 y 3,714 msnm, dentro de la puna y bosques de *Polylepis pauta* y mixtos con dominancia de Melastomatáceas.

Parque Nacional del Manu (Cusco, -13.151441°, -71.616355°). La evaluación se realizó durante la época de estiaje, entre el 23 y 29 de mayo de 2003. Se recorrió Trocha

Ericsson (bosques montano y montano alto), entre 2,800 y 3,490 msnm, Trocha Unión (bosques premontano y montano) entre 1,460 y 3,000 msnm, y la puna de los sectores Acjanaco, Apucañajhuay, Chinchalmainiyuj y Tres Cruces, entre 3,400 y 3,800 msnm. *Reserva Comunal Amaraakeri* (Madre de Dios, -12.929285°, -71.053113°). Las evaluaciones se realizaron en la época de lluvias entre el 13 de abril y 17 de mayo de 2008, y estiaje entre el 28 de julio al 22 de agosto de 2008. Se evaluaron las áreas adyacentes a los ríos Blanco, Azul, Cupodnoe y Serjali, y las quebradas Santa Cruz y Petróleo, entre 320 y 700 msnm, recorriendo el bosque húmedo tropical.

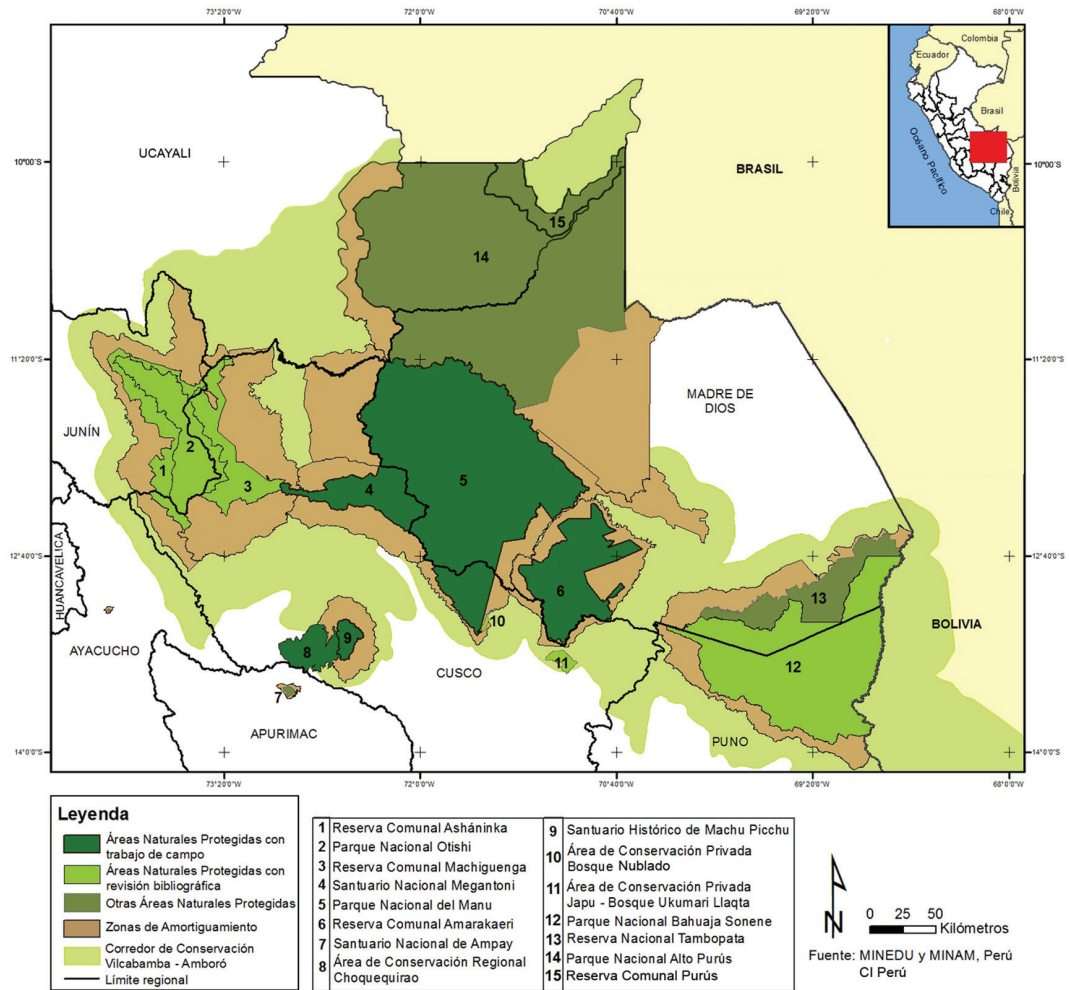


Figura 1. Corredor de Conservación Vilcabamba–Amoró, sector peruano.

Santuario Histórico de Machu Picchu (Cusco, -13.223318°, -72.495502°) y zona noreste del *Área de Conservación Regional Choquequirao* (Cusco, -13.202091°, -72.605174°). Las evaluaciones se realizaron en la época de estiaje entre el 23 julio y 24 octubre de 2001, y de lluvia entre el 2 de noviembre y 9 de diciembre de 2001. Se evaluó el bosque montano entre 1,994 y 2,800 msnm en Aguas Calientes, Mandor, San Miguel y Wiñay Wayna. En la puna, se evaluaron los sectores Huayllabamba, Phuyllupatamarca, Rajche y Wayrajtambo, entre 3,000 y 3,650 msnm.

Se realizaron caminatas en grupos de a dos personas, a una velocidad aproximada de 1.5 km/h, entre las 07:00 y las 17:00 h, en busca de registros directos (observación) e indirectos (huellas, encames, heces, restos alimenticios, rasguños por trepar o marcaje

de territorio, pelos, senderos y restos óseos). Se colectaron muestras de los restos alimenticios y de los árboles que fueron trepados para su posterior identificación. Las heces fueron caracterizadas *in situ* y preservadas en frascos con alcohol para su posterior análisis en el laboratorio. Se siguió la nomenclatura de Angiosperm Phylogeny Website (Stevens 2012) y Tropicos (MBG 2012) para determinar las especies botánicas de la dieta del oso andino (la identificación detallada se encuentra en Figueroa 2013b).

La abundancia relativa (AR) se calculó sobre la base del número de registros censados por cada kilómetro de transecto recorrido (Figueroa 2004). Las altitudes máximas y mínimas de las áreas naturales protegidas se obtuvieron de la base de datos del Consorcio para la Información Espacial del Grupo Consultivo para la Investigación Agrícola Internacional (CGIAR–CSI 2013). Con esta información se obtuvo el intervalo altitudinal (IAL) tanto del área protegida como de los registros del oso, para aproximar qué proporción del primero es ocupada por la especie.

Entrevistas. Se buscó obtener registros históricos y actuales del oso andino, conocer las actividades humanas que influyen en su hábitat y los motivos de su cacería. Se realizaron entrevistas personales, las que fueron aplicadas principalmente a cazadores, agricultores y ganaderos en las zonas de amortiguamiento, y en el caso de Machu Picchu, dentro del Santuario. Para la obtención de información del Manu, se entrevistaron a pobladores de Shintuya (nativos Harakmbut) (2008), Buenos Aires, Challabamba, Paucartambo y Alpacancha (2003, $n = 13$). Para Megantoni, a pobladores de Timpía, Matoriato y Shivankoreni (nativos Machiguengas) (2004), Lacco, Yanacocha y Lorohuachana (2008, $n = 13$). Para Amarakaeri, a pobladores de Salvación, Shintuya, Itahuania y Huasaroquito (nativos Harakmbut y colonos) (2008, $n = 12$). Para Machu Picchu y Choquequirao, a pobladores de Aguas Calientes, Collpani, Santa Teresa, Lucmabamba y Yanatile (2001, $n = 45$). Adicionalmente, para Choquequirao, a pobladores de San Pedro de Cachora, Huanipaca y Abancay (2002, $n = 16$), y para Bahuaja Sonene, a pobladores de Sandia (2006, $n = 7$).

Adicionalmente, para la discusión se revisaron las bases de datos de las colecciones de mamíferos de Field Museum National History–FMNH (2013) y National Museum of Natural History–Smithsonian Institution–USNM (MNH 2013), considerando los registros del oso andino que fueron colectados dentro del CCVA–Perú. De la misma manera se procedió con los registros de cautiverio de los zoológicos del Perú (Figueroa y Stucchi 2005).

Resultados

Santuario Nacional Megantoni. Se encontraron 174 rastros ubicados entre los 960 y 3,682 msnm (Tabla 1); sin embargo, en las entrevistas, seis pobladores Machiguengas nos informaron que ha sido observado raramente a menor altitud, desde ~450 msnm. En la evaluación de 2004, en el bosque premontano (AR = 0.19 registros/km), se encontraron restos alimenticios de *Geonoma* sp. y marcas de territorio en un árbol a 960 msnm, así como varios senderos a ~1,530 msnm. La mayoría de los registros se concentraron en el bosque montano esclerófilo (AR = 7.17 registros/km), entre 1,890 y 2,140 msnm, en donde el oso se alimentó principalmente de *Ceroxylon parvifrons*. En este bosque también se encontraron tres encames en el suelo debajo de las raíces de *Alzatea*

verticillata. El bosque montano solo presentó una AR = 0.23 registros/km, conformada por restos alimenticios de *Chusquea* sp. y *Cyathea* sp. En el 2008 los rastros fueron más abundantes en el bosque dominado por Melastomatáceas, entre 3,345 y 3,526 msnm (AR = 5.50 registros/km), seguido por el bosque de *Polylepis pauta*, entre 3,281 y 3,415 msnm (AR = 4.76 registros/km), en donde se encontró el 60% de los restos alimenticios dentro de los bosques altoandinos. En ambos bosques, cerca del límite con la puna, se encontraron dos plataformas, una sobre un árbol de *P. pauta* y otra de *Miconia* sp.

Desde la última, el oso tenía una vista panorámica de una extensa área de la puna.

A 200 m de la segunda plataforma, se observaron restos óseos de un vacuno adulto, que, según comentó uno de los ganaderos de este sector, correspondía a un individuo atacado por un oso en el 2007. En la puna se encontró una AR = 2.46 registros/km, cuyos registros fueron principalmente restos alimenticios de *Puya ferruginea*. En las entrevistas, los Machiguengas comentaron que se puede observar frecuentemente al oso entre septiembre y diciembre en los bosques montanos aledaños a las nacientes de los ríos Saringaveni y Tampianironi, así como en el Pongo de Mainique (que significa Pongo del Oso) debido a que los frutos de los que se alimenta se encuentran maduros. Asimismo, manifestaron que reconocen al oso como el guardián de los bosques y su “hermano mayor”, llamándolo Tasorintsi (Poderoso), por lo que no lo cazan, a pesar incluso de haber ingresado en algunas ocasiones a extraer maíz *Zea mays* seco de los depósitos, en julio, cerca del Pongo de Mainique. Sin embargo, contrario a esto, los ganaderos de Lacco lo cazan por considerarlo perjudicial, al responsabilizarlo directamente de la pérdida de su ganado. Entre el 2002 y 2007, en Yanacocha, Lorohuachana y Mishkiuno fueron cazados un mínimo de siete individuos. En la época de lluvias, en algunas ocasiones, ingresa a los cultivos de maíz en Lacco y en áreas adyacentes al río Yavero–Mapacho.

Parque Nacional del Manu. Se encontraron 37 rastros ubicados entre 2,169 y 3,652 msnm, con mayores registros en el bosque montano (AR = 0.96 registros/km), entre 2,360 y 2,830 msnm (Tabla 1). Sin embargo, en las entrevistas, los pobladores Harakmbut, nos informaron que ha sido observado, aunque muy raramente, a menor altitud, desde ~400 msnm en Yomibato, Qda. Gallinazo y Palotoa, donde en este último el oso se alimentó de *Bactris* sp. y pona *Iriartea deltoidea*. Tanto en el bosque montano como en el montano alto se alimentó principalmente de *Pitcairnia paniculata*, cuyos restos alimenticios se concentraron en el segundo, entre 3,100 y 3,347 msnm. En la puna solo se observaron restos alimenticios de *Puya herrerae* (AR = 0.63 registros/km). En este hábitat se registró al oso en Acjanaco y Apucañajhuay durante todo el año, pero más frecuentemente entre noviembre y junio, cuando los frutos de las Ericaceae se encuentran maduros. En el kilómetro 4 de Trocha Unión (2,790 msnm), a las 11:00 h se escucharon vocalizaciones de un oso desplazándose por el bosque el cual se alejó debido a nuestra presencia. En esta área ha sido observado frecuentemente por turistas e investigadores (Fig. 2). Tanto en el bosque montano de Trocha Unión y Trocha Ericson se ha informado la presencia de la especie durante todo el año.

Los entrevistados señalaron que en Chinchalmainiyuj una pareja de osos se alimentó de los cultivos de papa *Solanum tuberosum*, por lo que intentaron cazarlos, capturando solo a la hembra, lo cual fue evidenciado mediante una fotografía (ver Fig. 35 en Figueroa

2008). Además indicaron que los osos ingresan a los cultivos de maíz, entre marzo y mayo, en Televán, Otocani, Pucará, El Rocotal y San Pedro, principalmente cerca al río Yavero–Mapacho. También manifestaron que en las localidades de Challabamba, Trigomontón, Huaysampilla, El Rocotal, Buenos Aires, Qurqurpampa y Nuevo Oriente, atacaron al ganado vacuno. Por esas razones, en estas zonas han cazado un mínimo de nueve osos entre 1999 y 2002.



Figura 2. Oso andino en Trocha Unión, Parque Nacional del Manu (Foto: Christopher Lee Merkord).

Reserva Comunal Amarakaeri. Solo se registró su presencia en la época de estiaje con una AR = 0.03 registros/km (Tabla 1). A 421 msnm, adyacente al río Azul, se encontraron tres restos alimenticios de *Tillandsia* sp., *Guzmania* sp. y *Asplundia* sp., y un sendero con ramas dobladas a los lados. Según las entrevistas, los Harakmbut han observado al oso en altitudes bajas, en zonas aledañas a los ríos Cupodnoe, Azul y Blanco, entre 390 y 470 msnm, donde principalmente se alimenta de los frutos maduros de unguahui *Oenocarpus bataua*, en agosto y septiembre; y en las cabeceras del río Shilive y Salvación a ~750 msnm. Además, comentaron que su cacería se dio en algunas pocas ocasiones para el consumo de su carne, en áreas adyacentes al río Azul, a mediados del siglo XX, y en una oportunidad en Shintuya, en el año 1978.

Santuario Histórico de Machu Picchu y zona noreste del Área de Conservación Regional Choquequirao. Se encontraron 118 rastros ubicados entre 1,994 y 3,654 msnm. Durante la época de lluvias, en el bosque montano, se obtuvo la mayor abundancia relativa (AR = 3.17 registros/km) que en la época de estiaje (AR = 1.28 registros/km), con un mayor registro entre 2,060 y 2,362 msnm (Tabla 1), en donde el oso se alimentó básicamente de *Guzmania weberbaueri*, *Neurolepis* sp. y *Cecropia* sp. En la puna, solo se encontraron rastros en la época de estiaje (AR = 0.83 registros/km), compuestos principalmente por

Puya weberbaueri. Entre el sector Rajche y Lucmabamba (Choquequirao), los rastros se encontraron entre 2,154 y 2,777 msnm. Entre ambos sectores, dentro de una cueva, a 3,200 msnm, se encontraron abundantes mazorcas de maíz consumidas; desde allí había una vista panorámica de las áreas cultivadas. En los meses de estudio, se produjeron algunos avistamientos del oso. El 27 de julio de 2001 los guardaparques observaron una osa a las afueras de Aguas Calientes, camino a Puente Ruinas. El 5 de agosto, en la zona arqueológica El Templo del Sol y La Luna se escuchó la actividad y vocalizaciones de un oso, el cual ingresó rápidamente al bosque al sentir nuestra presencia. El 16 de octubre se observó un oseño cruzando el Camino Inca entre Intupunku y Machu Picchu. Posteriormente, el personal del Ministerio de Cultura de Cusco ha seguido registrando su avistamiento en otros sectores: San Miguel el 16 de noviembre de 2007 y

Tabla 1. Áreas de estudio y abundancia relativa de los registros del oso andino en el Santuario Nacional Megantoni, Parque Nacional del Manu, Reserva Comunal Amaraeri y Santuario Histórico de Machu Picchu.

Hábitat - Bosque	Localidades	Fecha	Recorrido (km)	Altitud recorrida (msnm)	Altitud de registros (msnm)	AR	Tipo de registro
SN MEGANTONI			75.28				
Premontano	Río Ticumpinía		26.50	760-1,800		0.19	S, Ra, T
Montano	Este del SN límite con el PN Manu	Abr - May 2004 (E)	17.60	2,100-2,350		0.23	Ra
Montano esclerófilo	Este del SN límite con el PN Manu y plataformas en el centro del SN		6.00	1,890-2,263	960-3,682	7.17	H, Ex, S, Ra, T, En, P
Montano alto de <i>Polylepis pauta</i>			4.20	3,251-3,559		4.76	R, S, Ra, Es, En, Ex, H
Montano alto dominado por Melastomataceas	Yanacocha y Lorohuachana	Jun 2008 (E)	6.36	3,254-3,526		5.50	S, P, Ra, Ex, H, R
Puna			14.62	3,318-3,714		2.46	Ra, H
PN MANU			22.40				
Premontano	Trocha Unión		1.50	1,460-1,800		0.00	-
Montano	Tres Cruces- Trocha Unión		12.50	1,800-3,000		0.96	R, S, H, Ra, A
Montano alto	Trocha Ericsson	May 2003 (E)	3.40	3,000-3,400	2,169-3,652	0.20	S, H, Ra, Ex
Puna	Acjanaco, Apucañajhuay y Chinchalmayuj		5.00	3,400-3,800		0.63	Ex, Ra
RC AMARAKAERI			190.96				
Húmedo Tropical	Ríos Blanco, Azul, Cupudnoe, Serjali, Qdas. Petróleo y Santa Cruz	Abr - May 2008 (LL)	65.69	320-700		0.00	-
		Jul - Ago 2008 (E)	125.27	320-700	421	0.03	Ra, S

Continúa Tabla 1...

Hábitat - Bosque	Localidades	Fecha	Recorrido (km)	Altitud recorrida (msnm)	Altitud de registros (msnm)	AR	Tipo de registro
SH MACHU PICCHU			92.20				
Montano	Aguas Calientes, Mandor, San Miguel y Wiñay Wayna	Jul - Oct 2001 (E)	43.70	1,994-2,800		1.28	Ra, A, Ex, R, En, S
		Nov - Dic 2001 (LL)	12.30		1,994-3,654	3.17	Ra, En, S, H, R, T
Puna	Huayllabamba, Phuyllupatamarca, Rajche y Wayrajtambo	Jul - Oct 2001 (E)	27.70	3,000-3,650		0.83	S, Ra, Ex, En, H
		Nov - Dic 2001 (LL)	8.50		0.00	-	

AR = Abundancia relativa, número de registros por kilómetro recorrido. Ex = Excremento, H = Huella, S = Sendero, Ra = Restos alimenticios, En = Encame, P = Pelos, R = Rasguños por trepar, T = Rasguños por territorio, Es = Escarbó el suelo, A = Actividad. E = Época de estiaje, LL = Época de lluvias.

el Templo del Cóndor el 15 de abril de 2008 (Fig. 3, J. Ochoa-Estrada com. pers. 2012). En las entrevistas se informó el consumo de los frutos de piña *Ananas comosus* en Collpani y palta *Persea americana* en Sayacmarca y Pacaymayo, así como maíz y caña de azúcar *Saccharum officinarum*; motivo por el cual cazaron dos osos entre el 2000 y 2001. Hacia Quillabamba, en el mes de junio, el oso se alimentó de los cultivos de arracacha *Arracacia xanthorrhiza*. También se manifestó que atacó al ganado vacuno en Lucmabamba, Yanatile, las cabeceras del río Sacsara (Choquequirao), Santa Teresa y Chachabamba, entre 2,800 y 3,400 msnm, en los meses de marzo y abril. Debido a estos hechos se cazaron tres osos entre el 2000 y 2001. Uno de los individuos fue cazado en Lucmabamba, el cual correspondió a una hembra, cuyo osezo fue trasladado hacia Aguas Calientes, para su mantenimiento en cautiverio. Asimismo, la cacería del oso también se da para el consumo de su carne, la cual es muy apreciada en las zonas adyacentes al Santuario.

Discusión

En la Cordillera de Vilcabamba (Fig. 4), en un inventario de fauna entre 850 y 3,350 msnm en la época de estiaje en la zona norte (actual Otishi, Junín) y sur (Wayrapata y Llactahuaman, Cusco), se registró al oso entre 1,710 y 3,350 msnm, pero principalmente a 2,245 msnm, entre la transición del bosque esclerófilo con el valle interandino (Emmons *et al.* 2001; Rodríguez y Amanzo 2001). Posteriormente, en Machiguenga, se reportó

en el bosque premontano a 1,368 msnm (D. Huamán com. pers. 2008), mientras que en Asháninka se observaron rastros en las zonas más altas, a ~4,128 msnm (Sernanp 2012a). En Yanamonte (Ayacucho), los pobladores lo señalaron como frecuente en el bosque montano a ~2,751 msnm (Pacheco *et al.* 2007). En otro inventario en Muyuorcco y Queuñaacocha (Ayacucho) en la época de lluvias, se encontraron encames y restos de alimentación frescos de *Puya herrerae* en el bosque montano alto de *Polylepis canoi* y en la puna, entre 3,506 y 3,849 msnm (Butrón 2007; R. Butrón com. pers. 2008). A 77 km al oeste de Asháninka, en Chihuana (Huancavelica), los pobladores locales comentaron sobre su presencia (Aquino y Torres 2010). Para el caso de la Cordillera de Vilcabamba, el intervalo altitudinal de presencia del oso estaría entre 1,368 y 4,128 msnm (IAL = 2,760 m, que corresponden al 74.13% del intervalo altitudinal de las tres áreas protegidas y localidades adyacentes que la conforman, Tabla 2).



Figura 3. Oso andino desplazándose por el Templo del Cóndor, Santuario Histórico Machu Picchu (Foto: Cleto Quispe Nina/Ministerio de Cultura-Cusco, 15/04/2008).

En Megantoni (Fig. 4, 5), durante la época de estiaje, al igual que en la Cordillera de Vilcabamba se encontró la mayor abundancia relativa del oso en el bosque esclerófilo con 7.17 registros/km. De la misma manera, las observaciones en el bosque montano alto de *Polylepis pauta* y el mixto, tuvieron altos valores de abundancia relativa de 4.76 y 5.50 registros/km, respectivamente, demostrando que estas zonas son un hábitat importante para el oso a elevadas altitudes, ya que además de proveerle una mayor variedad de alimento que la puna, le proveen refugio. Tomando en cuenta los registros de los pobladores Machiguengas y los de la presente evaluación, el intervalo altitudinal del oso en Megantoni estaría entre ~450 y 3,682 msnm (IAL = ~3,232 m, 91.09% del intervalo altitudinal del área protegida) (Tabla 2).

En un inventario de mamíferos en el Manu y su zona de amortiguamiento (Fig. 5) — entre 350 y 3,625 msnm—, se reportó que el oso se distribuye entre 1,920 y 3,450 msnm (IAL = 1,530 m), en Albergue Bosque de la Nubes, Cerro Macho Cruz, Morro Leguía, Pillahuata y Suecia; la mayoría de los registros se ubicaron en el bosque montano entre 1,900 y 2,600 msnm (Solari *et al.* 2006). En otra evaluación en la zona de amortiguamiento, se registró la presencia de este úrsido entre 1,950 y 3,450 msnm en El Rocotal y en el Centro de Investigación Wayqecha (Medina *et al.* 2012). También ha sido observado en el Área de Conservación Privada Bosque Nublado (ACSS 2009) y en el Área de Conservación Privada Pillco Grande–Bosque de Pumataki (Eckhardt 2011). En la presente evaluación, se encontraron restos alimenticios frescos de *Pitcairnia paniculata*, *Vriesea capituligera* y *Puya herrerae* (Bromeliaceae) en los bosques montano y montano alto, y la puna. Además, las heces colectadas en el primero presentaron semillas de *Gaultheria buxifolia* (Ericaceae), las cuales son abundantes en la última. Estos registros, así como su presencia en la puna y el bosque montano durante todo el año en el sur del Manu, según señalaron los pobladores, estarían relacionados con la amplia gradiente altitudinal a corta distancia (~7 km lineales desde el registro más alto hasta el más bajo) por lo que podría recorrer distancias grandes en busca de alimento en un corto tiempo.

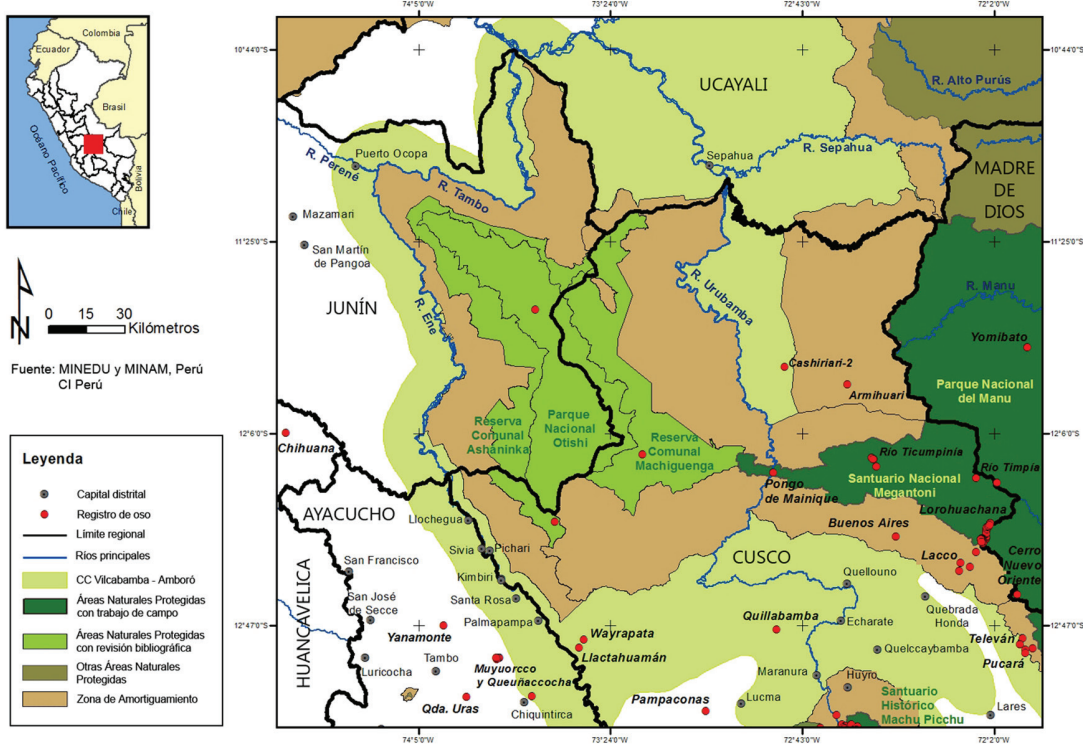


Figura 4. Registros del oso andino en las Reservas Comunales Asháninka y Machiguenga, Parque Nacional Otishi, Santuario Histórico de Machu Picchu, Santuario Nacional Megantoni, Parque Nacional del Manu, y otras localidades en Junín, Huancavelica, Ayacucho, Cusco y Madre de Dios.

Al respecto, se conoce que los machos pueden trasladarse en promedio unos 18.75 km en línea recta en uno o dos días (Castellanos 2010). Con los rastros encontrados en Apucañahuay el intervalo se ampliaría hacia la puna, entre 1,920 y 3,652 msnm (IAL = 1,732 m). Sin embargo, se debe de tomar en cuenta los reportes de los pobladores Harakmbut quienes señalaron su presencia en una ocasión en Yomibato (400 msnm) y Qda. Gallinazo (408 msnm), y más regularmente en Palotoa (698 msnm) en la época de estiaje. Por ello, su intervalo en el Manu estaría entre ~400 y 3,652 msnm (IAL =

~3,252 m, 85.74% del intervalo altitudinal del área protegida, Tabla 2). Estos registros de los Harakmbut a baja altitud coinciden con el reporte de huellas encontradas en la época de estiaje en el campamento Cashiriari-2 (469–700 msnm; Boddicker *et al.* 1999) ubicado a 35, 36 y 42 km de Machiguenga, Megantoni y Manu, respectivamente. El Manu ha sido considerado como una de las áreas protegidas del Perú donde el oso andino tendría una mayor probabilidad de conservación debido a su extensión y variedad de hábitats (Peyton 1999), ciertamente, esta área aún se encuentra poco intervenida por lo que mantiene una gran biodiversidad (Sernanp 2013).

En Amarakaeri (Fig. 5), se encontraron restos alimenticios en la época de estiaje a 421 msnm cerca al río Azul, con reportes de los Harakmbut desde ~400 msnm. Anteriormente, se conocían dos registros de la especie en el bosque premontano en Yunguyo y Paujil, a ~800 msnm (Fernández y Kirkby 2002; C. Kirkby com. pers. 2008), ubicados a 35 y 31 km, respectivamente, al oeste del registro de la presente evaluación.

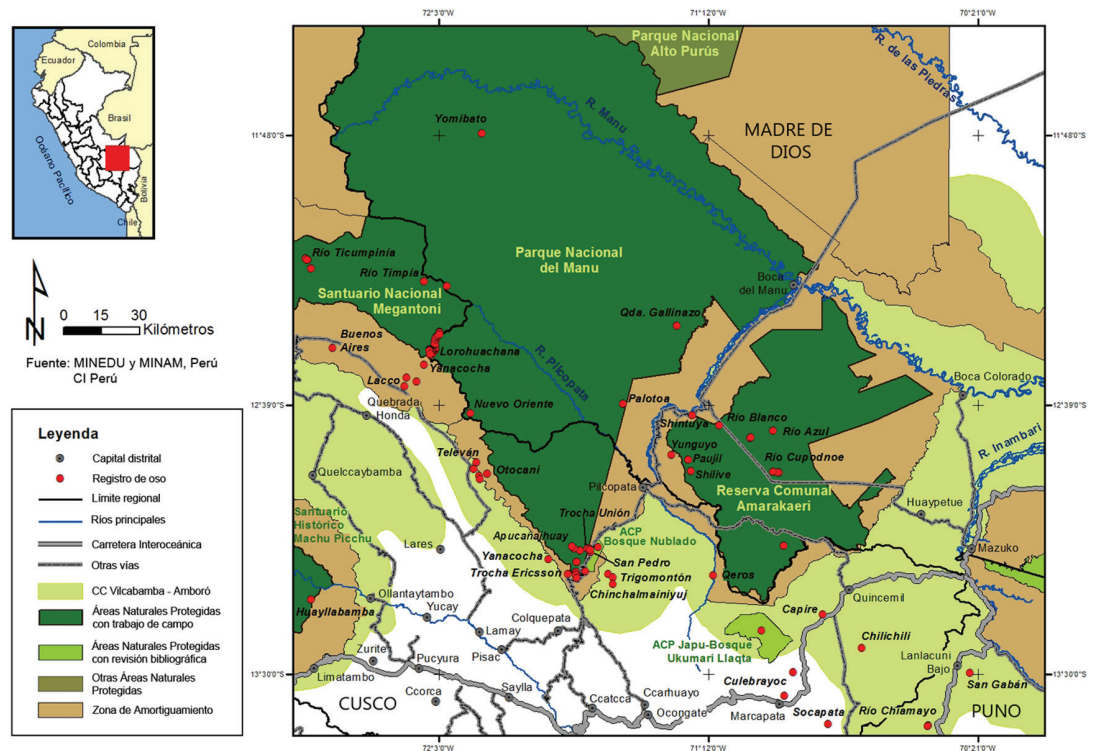


Figura 5. Registros del oso andino en el Santuario Histórico de Machu Picchu, Santuario Nacional Megantoni, Parque Nacional del Manu, Reserva Comunal Amarakaeri, Áreas de Conservación Privada Bosque Nublado, Japu-Bosque Ukumari Llaqta, y otras localidades en Cusco, Madre de Dios y Puno.

Recientemente, se encontraron unas huellas al sur de Amarakaeri, cerca del río Colorado (Domus Consultoría Ambiental 2012). Como explicó Figuroa (2012a), es probable que debido a la disminución de los frutos maduros en los bosques premontano y montano, y aprovechando que los ríos se encuentran menos caudalosos debido a la disminución de las lluvias, el oso se desplace desde la cabecera de algunos ríos, como Shilive y Salvación, hacia el bosque húmedo tropical en busca de otros recursos alimenticios, principalmente del tallo y los frutos de las palmeras. Con base en la información obtenida hasta la fecha, el intervalo altitudinal del oso en Amarakaeri estaría entre ~400 y 800 msnm (IAL = 400 m, 15.92% del intervalo altitudinal del área protegida, Tabla 2). Sin embargo, tomando en cuenta que al sur de la Reserva existen áreas de bosques que llegan a ~2,800 msnm, y que a solo 0.3 km de su zona de amortiguamiento, se reportó su presencia a 1,358 msnm, es probable que su intervalo altitudinal sea mayor.

Asimismo, a 3 km al sur de Amarakaeri, se encuentra el Área de Conservación Privada Japu–Bosque Ukumari Llaqta, en donde durante la época seca el oso se alimenta en la puna de los frutos maduros de *Pernettya prostrata* y *Vaccinium floribundum* (Ericaceae) y las raíces de chuchurapi *Eringium paniculatum* (Apiaceae).

También se encontraron heces y restos alimenticios de *Tillandsia* spp. (Bromeliaceae) entre la puna y el bosque montano alto de *Polylepis sericea* y *P. pauta* (ACCA 2011).

Otros registros más distantes se ubican hacia el sur y sureste de Amarakaeri entre 20 y 45 km: Quincemil a 1,273 msnm (Van Horn y Swaisgood 2011), Capire (Leite Pitman 2008), Culebrayoc entre 1,600 y 3,000 msnm (GR–Cusco 2013), entre Marcapata y San Miguel (Grimwood 1969; Leite Pitman 2008), en Chilichili a 2,350 msnm (FMNH 78678) y Socapata (FMNH 85498, FMNH 85499). Asimismo, dos especímenes depositados en el Natural History Museum of London (antes British Museum) señalan como área de colecta “Cosñipata, cerca del río Inambari” (Thomas 1902), que posiblemente se trate de un área al sureste de Amarakaeri.

Nombre	Altitud del Área Natural Protegida msnm			Altitud de los registros del oso andino msnm			% ANP ⁵
	mínima	máxima	intervalo ³	mínima	máxima	intervalo ³	
Vilcabamba ²	422	4,145	3,723	1,368	4,128	2,760	74.13
Santuario Nacional Megantoni	430	3,978	3,548	450	3,682	3,232	91.09
Parque Nacional del Manu	268	4,061	3,793	400	3,652	3,252	85.74
Reserva Comunal Amarakaeri	266	2,779	2,513	400	800	400	15.92
Parque Nacional Bahuaja Sonene y ZA ⁴	154	2,586	2,432	750	2,000	1,250	51.40
Santuario Histórico de Machu Picchu	1,780	5,774	3,994	1,994	4,170	2,176	54.48
CCVA–Perú	133	6,001	5,868	400	4,170	3,770	64.25

Tabla 2. Intervalos altitudinales de las áreas naturales protegidas¹ y de los registros del oso andino dentro del sector peruano del Corredor de Conservación Vilcabamba–Amboró.

¹<http://www.cgiar-csi.org/data/srtm-90m-digital-elevation-database-v4-1>

²Parque Nacional Otishi, Reservas Comunales Asháninka y Machiguenga. ³Diferencia de altitudes máxima y mínima.

⁴ZA = zona de amortiguamiento. ⁵Proporción del intervalo altitudinal del área protegida ocupado por el oso.

Aproximadamente a 40 km al este de esta Reserva, se localiza Bahuaja Sonene (Fig. 6), en donde se encontraron tallos de palmeras comidas por el oso cerca de la unión de los ríos Candamo, Tigre y Guacamayo, a 750 msnm (C. Ascorra com. pers. 2002). Hacia el sur, en la zona de amortiguamiento del Parque, también se encontraron restos de palmeras comidas en las cercanías del río Tambopata y la comunidad Colorado, entre 800 y 1,080 msnm (T. Tapia-Iglesias com. pers. 2006). Asimismo, se registraron heces con semillas de Lauraceae en Yanacocha a 2,000 msnm y rasguños en Challohuma a 1,265 msnm (Márquez y Pacheco 2010). A 50 km al oeste de Bahuaja Sonene, se ha reportado a la especie en las cercanías de los ríos San Gabán y Chiamayo a 2,000 msnm (Pukuni 2012). Con base en la información obtenida hasta el momento, en Bahuaja Sonene y su zona de amortiguamiento, el oso tendría un intervalo altitudinal entre 750 y 2,000 msnm (IAL = 1,250 m, 51.40% del intervalo altitudinal del área protegida) (Tabla 2). Hacia el sur se obtuvo reportes de la presencia del oso en la región Puno, en el distrito de Sandia (Fig. 7) a 2,178 msnm (FMNH 78464) y en otras localidades de la provincia (Grimwood 1969; Peyton 1980), específicamente en los distritos de Limbani, Patambuco, Phara, Yanahuaya, Quiaca, San Juan del Oro, San Pedro de Putina Puncu

(Pampa Gloria); y en la provincia de Carabaya, en los distritos de Ayapata, Coasa, Ituata, Usicayos, Ollachea y San Gabán (Tapia-Iglesias 2008), entre 650 y 4,000 msnm (Peyton 1980), pero principalmente entre 2,200 y 2,800 msnm (Tapia-Iglesias 2008). Tres osas en cautiverio en el zoológico de Arequipa, proceden de Coasa y San Gabán (Puno) (Figueroa y Stucchi 2005), mientras que dos osos del zoológico de Sandia provienen de Sina (Puno). Asimismo, ha sido observado alimentándose de bromelias en Queneque y Ccapuna, y de maíz en Maucallacta, Acañiputo, Chichanaco y Mororía; mientras que en Iparo, se reportó el ataque al ganado vacuno (Figueroa 2008).

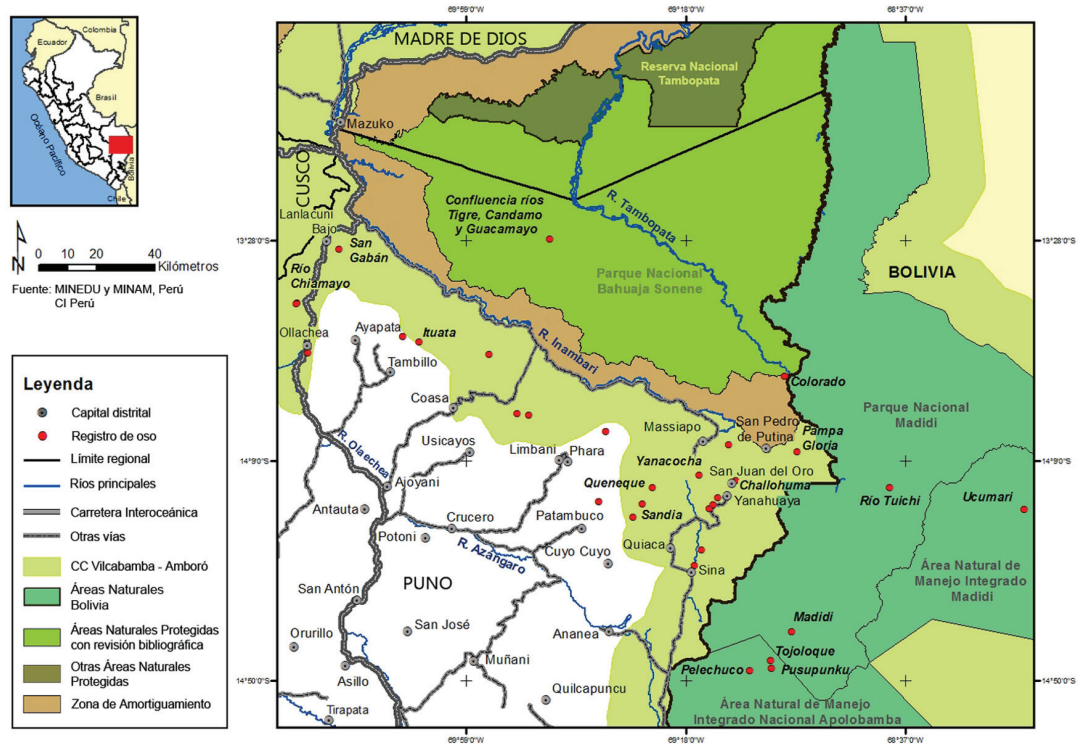


Figura 6. Registros del oso andino en el Parque Nacional Bahuaja Sonene y otras localidades de Puno (Perú), y Parque Nacional Madidi, Área Natural de Manejo Integrado Madidi y Área Natural de Manejo Integrado Nacional Apolobamba (Bolivia).

Los primeros registros del oso en Machu Picchu fueron dados por Thomas (1920, USNM 194309) y Grimwood (1969). Posteriormente, se realizó un estudio detallado de la especie a fines de los 1970s e inicios de los 1980s. Fue registrado en el bosque montano y la puna, entre 2,020 y 4,170 msnm (Peyton 1984). A pesar de la presencia del bosque seco interandino entre 950 y 2,000 msnm, no fue reportado por la población local, aún existiendo registros en bosques secos similares, adyacentes a los ríos Pampas, Apurímac y Santo Tomás (Grimwood 1969; Peyton 1980). Esto se debería a que la agricultura extensiva al norte y al este del Santuario, habría impedido su distribución hasta la base de las estribaciones andinas a 600 msnm (Peyton 1987). Junto con los registros encontrados en la presente evaluación (Fig. 8) y los de Peyton (1984), el oso tendría un intervalo altitudinal entre 1,994 y 4,170 msnm (IAL = 2,176 m, 54.48% del intervalo altitudinal del área protegida, Tabla 2). Peyton (1987) señaló que la distribución de los componentes de su dieta parecía afectar sus movimientos. En el valle del río Lucumayo los osos fueron reportados durante todo el año por debajo de 2,400 msnm, debido a la gran abundancia de alimento y la búsqueda de higos maduros (*Ficus* sp.). Por el contrario, en el valle del río Santa Teresa se desplazó en un amplio intervalo altitudinal a excepción de la época en que los frutos de Lauraceae (*Nectandra* sp.) estaban maduros

En el presente estudio, los bosques montanos adyacentes al río Urubamba presentaron registros entre julio y diciembre, principalmente en los meses de mayor precipitación, en noviembre y diciembre (AR = 3.17 registros/km). Contrario a esto, en la puna, los rastros se concentraron solo en los meses de estiaje, de julio a octubre (AR = 0.83 registros/km).

Peyton (1983) determinó que el área de Machu Picchu era muy reducida para el mantenimiento de una población viable de osos, ya que de 325.92 km² que conforman el Santuario, se contaba solo con ~50 km² con calidad de alimento y estructura de vegetación propicia para la especie. En este sentido, la protección de los bosques de Choquequirao mantendría la continuidad del hábitat hacia el oeste de Machu Picchu y la comunicación de estos con el bosque seco interandino al sur. Esto impediría el aislamiento de las poblaciones de osos y otras especies, y la formación de una barrera entre la Cordillera Central y Oriental (Peyton 1999).



Figura 7. Osozno macho extraído de Sandía (Foto: poblador de Sandía, 2005).

Al sur de Choquequirao (Fig. 9), el oso fue registrado dentro de la zona arqueológica (Figuroa 2008) y en los bosques montanos adyacentes (Baiker 2011). En la zona colindante de Apurímac, Ayacucho y Cusco, entre los años 1980 y 1990, se calculó una población menor de 50 osos entre Ocos (Ayacucho) y Chulpi (Apurímac) a lo largo de la cuenca de los ríos Pampas, Apurímac y Santo Tomás (Peyton 1999). En estudios realizados a mediados de 1990s, aún se registraba al oso en todo el distrito de Huanipaca (Pacheco *et al.* 2007), de donde en 1996, en Uncalla, fueron extraídas dos osas que estuvieron en cautiverio en el zoológico de Abancay (Figuroa y Stucchi 2005). En la actualidad solo ha sido reportado en las localidades al norte de los distritos de Huanipaca y Pacobamba (Apurímac), entre 1,480 y 3,450 msnm: San Ignacio, Ejnay, Carquei, Huamanpata, Kiuñalla, Capullyoc, Bosques de Chinchay, Ccorihuayrachina,

Pacobamba, Velavelayoc y entre los ríos Apurímac y Pachachaca (Venero 1997; Pacheco *et al.* 2007; Baiker 2011; Figueroa 2012b).

Principales amenazas

Ingreso a los cultivos. En las áreas evaluadas se registró el ingreso del oso a cultivos de papa (Manu), palta, caña de azúcar, piña (Machu Picchu) y arracacha (Quillabamba, Cusco). En otras áreas también se tiene conocimiento del ingreso a cultivos de palta como en Choquequirao (Cusco, F. Lambert com. pers. 2009) y el bosque de Chinchay (Apurímac, Baiker 2011); caña de azúcar y tuna *Opuntia ficus-indica* cerca de los ríos Apurímac y Pampas (Apurímac, Peyton 1980); tuna cerca al río Pachachaca (Apurímac, Figueroa 2012b) y Pilcomarca (Apurímac, Baiker 2011). Tomando en cuenta la poca frecuencia de estos ingresos, su ingesta sería un evento netamente oportunista debido a los bajos niveles de energía, proteína y fibra que presentan en comparación a los frutos silvestres (Figueroa 2013a). Por el contrario, el reporte de ingreso a los cultivos de maíz fue registrado frecuentemente al noreste de Choquequirao, suroeste del Manu y noroeste de Machu Picchu y con menor ocurrencia al sureste de Megantoni, así como también entre Marcapata y San Miguel (Quispicanchi, Cusco, Leite Pitman 2008). En áreas adyacentes a Machu Picchu, el maíz fue identificado como un componente importante para los osos en los bosques por debajo de 2,700 msnm (Peyton 1980). Estos comienzan a alimentarse de este vegetal entre 1,500 a 2,000 msnm en febrero–marzo, siguiendo su maduración hasta mayores altitudes, entre 2,000 y 2,700 msnm en mayo–junio (Peyton 1980, 1987). El consumo del maíz cosechado y almacenado en Megantoni, también fue reportado en la zona de amortiguamiento de Machu Picchu (Peyton 1983) y dentro de este, en San Miguel. Este hecho junto con los ingresos a los cultivos conllevaron a su cacería en los valles de Santa Teresa, Lucumayo, Aobamba y Ocobamba, e incluso al uso de cebos con plaguicida Paratión en los campos de maíz, para envenenarlos (Peyton 1987).

Ataque al ganado. En las entrevistas realizadas en las áreas evaluadas, esta depredación fue reportada principalmente al suroeste del Manu, Machu Picchu y más frecuentemente al sureste de Megantoni. También se señaló como frecuente en Sacsara, Yanatile y Lucmabamba (Choquequirao). En todas las zonas de amortiguamiento de las áreas protegidas evaluadas y dentro de Machu Picchu, se observó pastar al ganado vacuno sin ningún control en la puna y áreas aledañas a los bosques montanos. En la puna de Machu Picchu se señaló la depredación del ganado, durante los meses de lluvias, entre noviembre y abril, donde sube a este hábitat para alimentarse de *Puya* sp. y frutos maduros de Ericaceae, y en agosto, cuando no hay frutos en los bosques más bajos (Peyton 1983). En la época de lluvias, debido a las condiciones climáticas y a la cosecha de papa y maíz, los campesinos suben solo un día cada dos semanas, a darle sal a su ganado, por lo que señalan que el oso aprovecha esta ausencia para atacarlos (Peyton 1980, 1987). Paisley (2001) sugirió que este mayor consumo de carne de vacuno durante la época de lluvias, podría estar relacionado con los terrenos escarpados resbalosos por donde el ganado caería al buscar los brotes del pasto, después de la quema al final de la estación seca. Por otro lado, en Machu Picchu también se obtuvo reportes de avistamiento de osos desplazándose entre el ganado, sin eventos de depredación,

como en San Miguel. No obstante, sí existe la confirmación de esta depredación en estudios realizados en Venezuela (Goldstein 1991), Colombia (Poveda 1999) y Ecuador (Castellanos 2002; Castellanos *et al.* 2011). Aún no queda clara la diferenciación de los eventos de depredación y de carroñeo, sin embargo, los pobladores señalan al oso como depredador del ganado vacuno al encontrar sus heces, rasguños o signos de alimentación alrededor del cadáver conllevando a su cacería (Peyton 1980; Goldstein 1991; Paisley 2001).

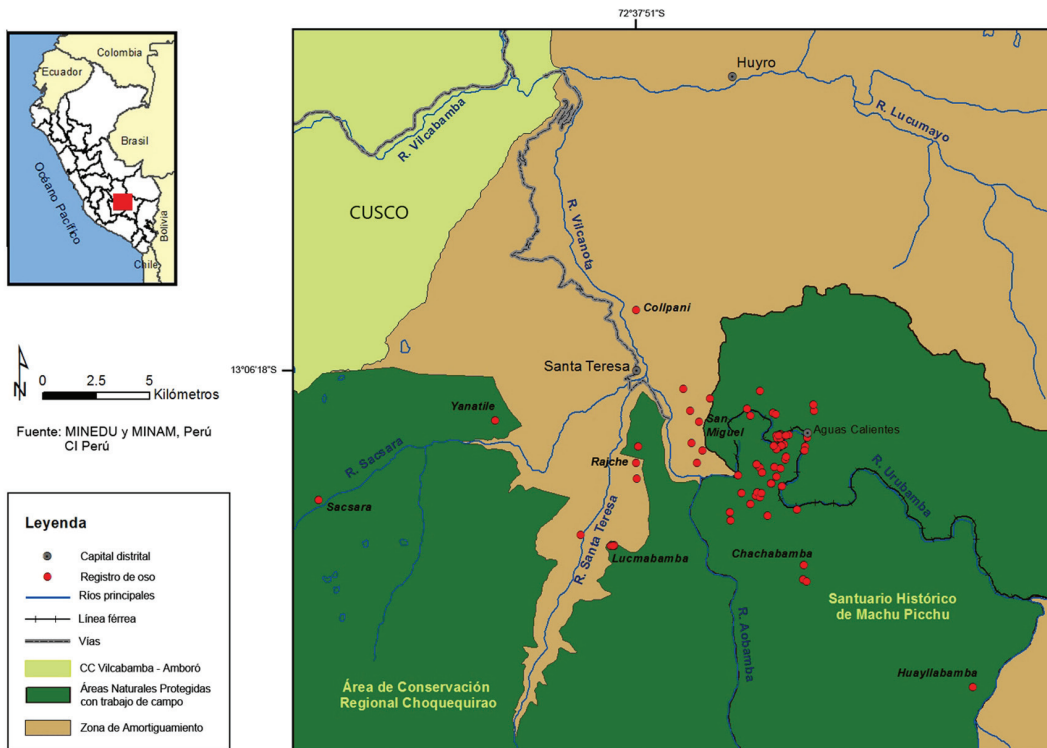


Figura 8. Registros del oso andino en el Santuario Histórico de Machu Picchu y al norte del Área de Conservación Regional Choquequirao.

Quemas y tala de los bosques. En las áreas adyacentes a Megantoni se observaron grandes extensiones de bosque deforestado cercanas al Pongo de Mainique y a lo largo del río Yoyato (Bajo Urubamba), debido a la colonización por los pobladores de Calca y a sus actividades agrícolas, lo que también conllevó a una sobreexplotación de especies de caza, como mono choro *Lagothrix cana*, tapir amazónico *Tapirus terrestris*, entre otros (Figuerola 2004). En las zonas altas los bosques de *Polylepis* y mixtos parecen haber sido talados y quemados más intensamente años atrás, posiblemente para el uso de la leña y la ampliación de los pastizales. En la actualidad, según comentaron los ganaderos, la quema de estos bosques está disminuyendo debido a que son un refugio importante para los vacunos durante la temporada de lluvias. Estos bosques, principalmente el de *Polylepis*, le brindan al oso refugio y una variada fuente de alimento en las áreas más elevadas de su distribución. Además, aún se continúan quemando grandes extensiones de pastos naturales, al igual que en Machu Picchu, para la obtención de brotes para la alimentación del ganado. Estas quemas también destruyeron agrupaciones de *Puya*, de las que el vacuno también consumió los ápices de las hojas frescas así como las plantas quemadas.

Ya a inicios de los años 1980s, se determinó que el desarrollo agropecuario, principalmente la crianza de ganado vacuno y el cultivo de maíz, dentro de Machu

Picchu y su zona de amortiguamiento, estaban destruyendo los bosques entre 1,800 y 2,300 msnm, disminuyendo los mejores hábitats para el oso. Asimismo, la ganadería y los incendios frecuentes en las zonas altas habían destruido la mayor parte del hábitat en la puna, especialmente al sur del río Urubamba y en las zonas adyacentes a Sayacmarca (Peyton 1983). Veinte años después, además de los problemas expuestos anteriormente, se encontró una mayor invasión del pasto gordura *Melinis minutiflora* en áreas adyacentes al río Aobamba, y el crecimiento desordenado del poblado de Aguas Calientes, lo que conllevó a un aumento y mal manejo de residuos sólidos, así como la contaminación del río Urubamba y la destrucción de los bosques montanos aledaños (Figueroa y Stucchi 2002). Se conoce que esta deforestación de los bosques sobre 1,500 msnm están reduciendo las poblaciones de osos en otras áreas, como en el valle del río Apurímac (Ayacucho, Apurímac y Cusco) (Aquino y Torres 2010).

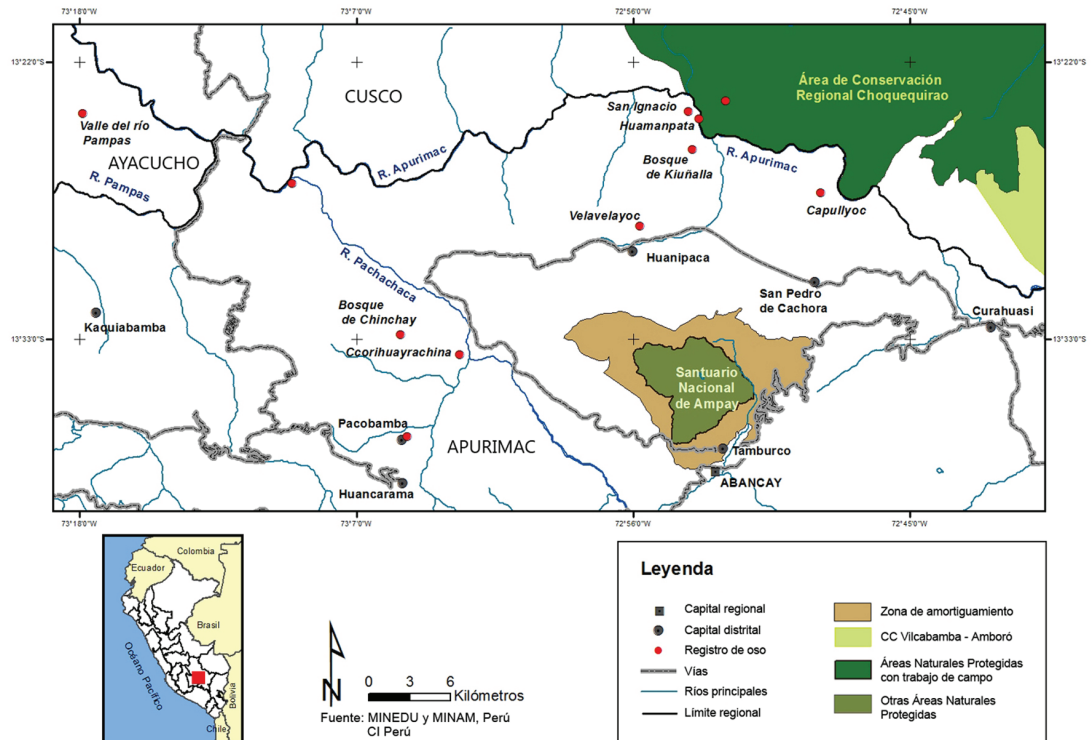


Figura 9. Registros del oso andino al sur del Área de Conservación Regional Choquequirao y otras localidades de Ayacucho y Apurímac.

Dentro de Amarakaeri la extracción ilegal de madera ocurre aún de manera incipiente pero con tendencia a incrementar. Geográficamente se concentra en los ríos Shilive, Blanco y Serjali, en las quebradas Paujil, Sabaluyoc y Dahuene, y en las zonas aledañas a Yunguyo y Salvación, en donde se extraen especies forestales como caoba *S. macrophylla*, cedro *Cedrela odorata* y tornillo *Cedrelinga catenaeformis* (Inrena 2009).

El oso ha sido registrado por Fernández y Kirkby (2002) y los pobladores Harakmbut en algunas de las zonas donde se concentran estas talas. Los extractores se alimentan de los animales silvestres que cazan en las áreas donde residen sus campamentos; al respecto, se encontró gran cantidad de cartuchos de escopeta dispersos en las áreas aledañas al río Serjali y Santa Cruz, cerca al río Madre de Dios, en los límites del Manu y Amarakaeri.

En Putina Punco, extremo norte de Puno, las carreteras han permitido el crecimiento de las actividades agrícolas en las cabeceras del río Tambopata, que constituyen parte de Bahuaja Sonene (Inrena *et al.* 2003), en donde existen registros del oso andino.

Minería y extracción de petróleo y gas. Durante la evaluación en la época de lluvias en Amaraeri, se observó un grupo de mineros informales en los bordes del río Cupodnoe, muy cerca al área donde fue registrado el oso en los años 2003 y 2007. Estos, al igual que los madereros, se alimentan de la fauna silvestre cazada en el área. Hacia el este, colindando con Amaraeri, se encuentran dos de las áreas más impactadas de la Amazonía peruana por la extracción minera: Delta y Huaypetue, esta última se encuentra a solo ~10 km al noroeste de Bahuaja Sonene. Otras áreas impactadas son el distrito Quincemil, la cabecera del río Malinowski y el sector centro sur de la zona de amortiguamiento de Bahuaja Sonene. Estas áreas junto con Pampas y Guacamayo, adyacentes a la Reserva Nacional Tambopata, formarían parte de los más de 320 km² afectados por esta actividad en la región (La Republica 2013). Por otro lado, el asentamiento de pozos petroleros dentro y adyacentes a las áreas protegidas han impactado no solo en la biodiversidad con numerosos eventos de contaminación, sino también han originado conflictos con comunidades indígenas. Dentro del área del CCVA-Perú con registro del oso, existen lotes petroleros superpuestos sobre las Reservas Comunales Amaraeri (lote 76, que también se sitúa en la zona de amortiguamiento del Manu y Bahuaja Sonene), Asháninka (lotes 108 y 57) y Machiguenga (lotes 57 y 58) (Calle Valladares y Brehaut 2007). Asimismo, el asentamiento del lote 88, ubicado al norte de Megantoni y en la zona de amortiguamiento del Manu, ha obligado a los pobladores nativos Nanti—por temor de encontrarse con extraños y adquirir enfermedades mortales— a dejar sus hogares en las áreas bajas de la cuenca del Camisea para refugiarse a mayor altitud, en sus nacientes, donde los recursos son escasos (Inrena 2007). Dentro de este lote el oso ha sido registrado dentro del bosque amazónico primario denso, durante la época de lluvias (ERM Perú 2012). Por otro lado, el Proyecto Camisea, que explota el gas en los lotes 56 y 88, y lo traslada a la costa: Cusco-Ayacucho-Ica-Lima, que es destinado en un 60% para su exportación, presenta en algunos de sus tramos la erosión del suelo, produciendo inestabilidad en el gasoducto (Inrena 2007). Esta situación ha conllevado al menos a seis derrames desde el 2004, vertiéndose como mínimo 14,000 barriles de gas natural (2'226,000 litros), lo que produjo efectos adversos para la fauna y flora y para la salud de sus habitantes (Emanuele 2013). Uno de estos derrames se dio dentro de la Reserva Comunal Machiguenga, donde el gasoducto atraviesa 13.8 km, y otros cuatro, en su zona de amortiguamiento (Sernanp 2012b). El oso ha sido registrado y considerado como frecuente en algunos sectores cercanos al gasoducto, como en el bosque montano de Chiquintirca y en la quebrada Uras (Ayacucho, Walsh Perú 2005). Asimismo, ha sido observado en otras áreas del proyecto, dentro de La Convención, en Cusco (E. Dávila com. pers. 2008).

Carretera Interoceánica. Las carreteras constituyen la mayor causa de fragmentación del bosque. Este es el caso de la Interoceánica, la cual es transitable, dependiendo del tramo, desde hace más de 40 años, provocando impactos ambientales severos y acumulativos en Madre de Dios, Cusco y Puno (Dourojeanni 2006). Con base en la experiencia en todas las carreteras asfaltadas en la Amazonía, las áreas vecinas han sido degradadas a una velocidad y con una intensidad mucho mayor que antes de la mejora de la vía. Por ello, su pavimentación conllevará a un incremento de los impactos existentes:

deforestación para agricultura, ganadería y extracción forestal; erosión de suelos; contaminación química de suelos y agua por abuso de agroquímicos o a consecuencia de la minería; invasión de las áreas protegidas; caza ilegal para el comercio de carne, cueros y pieles, y tráfico de fauna silvestre; atropellamiento de fauna silvestre; entre otros (Dourojeanni 2006; Stucchi y Figuroa 2010). De las áreas naturales protegidas con presencia del oso, se proyectó que Bahuaja Sonene y Amaraakaeri tendrían un riesgo “muy elevado” de impacto por los tramos 2 (Urcos–Inambari) y 3 (Inambari–Iñapari) de la Interoceánica, mientras que en el Manu y Machu Picchu este sería “moderado” y “mínimo”, respectivamente (Dourojeanni 2006). Este mayor impacto a lo largo de la carretera podría tener un efecto barrera para el paso de la fauna (Seiler 2001), creando un obstáculo insalvable en la parte central del CCVA–Perú (Dourojeanni 2006). Existen registros del oso en áreas cercanas a la carretera Interoceánica en Cusco, a solo 2 km de esta, entre Marcapata y San Miguel (Leite Pitman 2008), y Quincemil (Van Horn y Swaisgood 2011).

El oso en el Corredor de Conservación Vilcabamba–Amboró. Dentro del CCVA–Perú, la presencia del oso fue reportada en diversas áreas de las regiones Ayacucho, Junín, Cusco, Madre de Dios y Puno, que incluyen las áreas naturales protegidas: Reservas Comunales Asháninka, Machiguenga y Amaraakaeri, Parques Nacionales Otishi, del Manu y Bahuaja Sonene, Santuario Nacional Megantoni, Santuario Histórico de Machu Picchu, Área de Conservación Regional Choquequirao y Áreas de Conservación Privadas Bosque Nublado, Pillco Grande–Bosque de Pumataki y Japu–Bosque Ukumari Llaqta (Fig. 10).

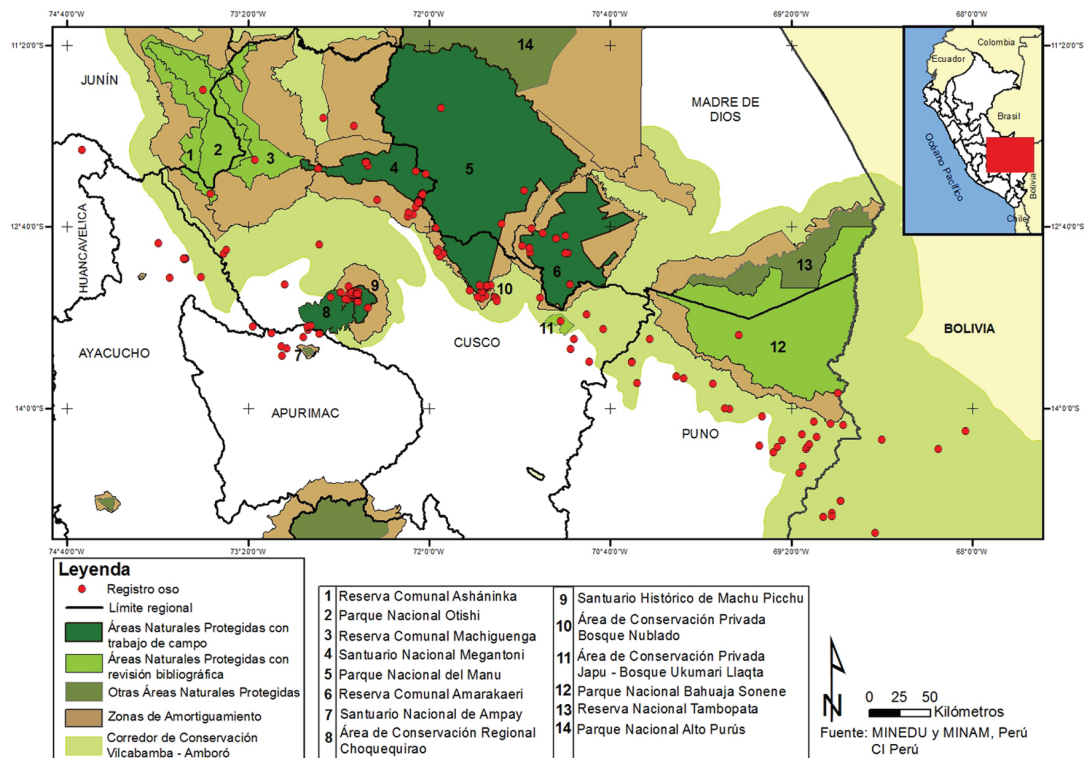


Figura 10. Registros del oso andino dentro del sector peruano del Corredor de Conservación Vilcabamba–Amboró, y en el sector boliviano, frontera con el Perú.

Los resultados nos sugieren que dentro de estas áreas existen diversas poblaciones de osos que se desplazan en un amplio intervalo altitudinal, entre ~400 y 4,170 msnm (IAL = ~3,770 m, 64.25% del intervalo altitudinal del CCVA–Perú), utilizando la puna y

los bosques montano alto, montano, premontano, húmedo tropical y seco interandino (Fig. 11, Tabla 2). De igual manera, dentro del CCVA–Bolivia, también existen registros de la especie en un amplio intervalo altitudinal, que va desde 550 msnm en el Parque Nacional Amboró (Rumiz *et al.* 1999) hasta 4,100 msnm en el Área Natural de Manejo Integrado Apolobamba (IAL = 3,550 m, Rechberger *et al.* 2001).

Los registros del oso en Pampa Gloria, Colorado (Tapia-Iglesias 2008), Challohuma (Márquez y Pacheco 2010) y Sina, son colindantes con el Parque Nacional Madidi, en Bolivia, con una distancia de 1.2, 7.9, 17.3 y 14 km, respectivamente. En Madidi, los registros se han dado en Asariamias, Ucumari, alturas del río Tuichi (Salazar y Anderson 1990) y en su frontera con Apolobamba (Rechberger *et al.* 2001). Adicionalmente, tomando en cuenta que los osos pueden desplazarse entre 15 y 18.75 km (Rechberger *et al.* 2001; Castellanos 2010) o tener un área de vida entre 34 y 150 km² (promedios estimados mediante el método del polígono convexo 100%) en donde se desplazan por fragmentos de bosques separados hasta por 5 km (Castellanos 2010), estos registros sugerirían que existe conectividad entre las poblaciones del Perú y Bolivia.

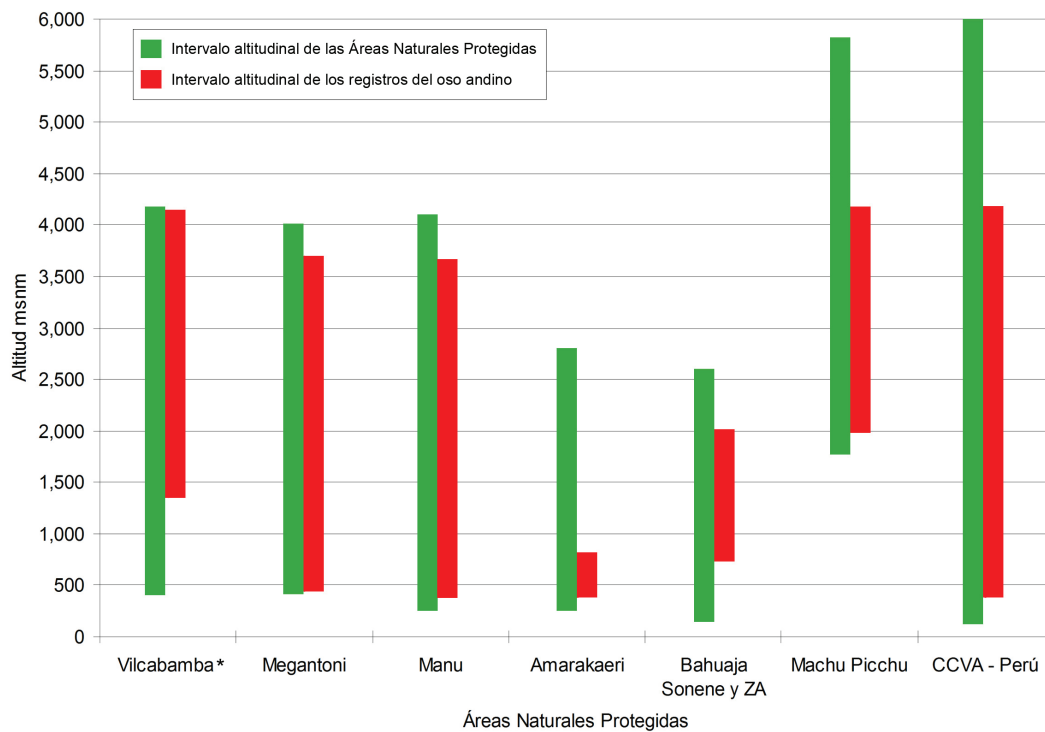


Figura 11. Intervalos altitudinales usados por el oso andino en las áreas naturales protegidas dentro del sector peruano del Corredor de Conservación Vilcabamba–Amboró. *Parque Nacional Otishi, Reservas Comunales Asháninka y Machiguenga. ZA = zona de amortiguamiento.

En el CCVA–Perú, si bien se ha registrado y reportado a la especie en el bosque húmedo tropical en Megantoni, Manu, Amarakaeri y Bahuaja Sonene, estos han tenido una distancia máxima al bosque premontano de 25 km, sugiriendo su estrecha relación con ambientes de mayores altitudes. Esto también se observó en el Parque Nacional Yanachaga Chemillén y en la Reserva Comunal Yanesha (Figuroa 2012a).

Con base en la información obtenida hasta la fecha, las áreas naturales que le brindarían al oso un mayor intervalo altitudinal, serían Megantoni (IAL = ~3,232 m, 91.09% del intervalo altitudinal del área protegida) y Manu (IAL = ~3,252 m, 85.74% del intervalo altitudinal del área protegida), que se encuentran colindantes y en buen estado de conservación (obs. pers.). De la misma manera, Amarakaeri, colindante con

Manu, presenta áreas de bosque húmedo tropical, premontano y montano continuos, que se conectan por el sur con el bosque montano alto y la puna de Japu–Ukumari Llaqta. Estas cuatro áreas formarían el bloque más importante en tamaño y variedad de recursos del CCVA–Perú para el oso andino.

Sin embargo, como se detalló anteriormente, la destrucción dentro y en las zonas aledañas de las áreas protegidas que forman parte del CCVA–Perú, reduce la disponibilidad de los componentes importantes del hábitat de la especie (alimento, refugio y corredores) para el mantenimiento de sus poblaciones. Con el fin de conocer con mayor detalle la situación de la especie en el CCVA–Perú, se deberán realizar esfuerzos para el desarrollo de investigaciones del oso en las áreas donde la información es mínima, ya que esta fue obtenida solo de forma casual o como parte de los inventarios biológicos rápidos: Otishi, Machiguenga, Asháninka, Choquequirao, Bahuaja Sonene y la zona centro este del Manu (Fig. 10).

Agradecimientos

Un agradecimiento especial a R. Rojas-VeraPinto por la elaboración de los mapas. A T. Tapia-Iglesias por su apoyo en el trabajo de campo en Megantoni y AmaraKaeri, y en las entrevistas en Sandía (Puno). A F. Senperi, A. Nochomi, G. Martínez, J. Mendoza, R. Bello, G. Manugari, L. Camparo, D. Huamán, L. Mamani, F. Suta, F. Puma, J. Huallpa, N. García y R. Gutiérrez (Megantoni), S. Enempa y S. Mankebe (AmaraKaeri), L. Huanca y M. Cabrera (Manu), J. López, D. Sulca, R. Quispe, P. Cárdenas, C. Quispe, W. Danz, M. Baca, L. Contreras y M. Pastor (Machu Picchu), por su ayuda en el trabajo de campo. A A. Monteagudo, L. Valenzuela, W. Nauray, N. Salinas, H. Beltrán y R. Foster, por la identificación de las especies botánicas que formaron parte de la dieta del oso andino en las áreas visitadas. A C. Ascorra, T. Tapia-Iglesias, R. Butrón, J. Ochoa-Estrada, C. Kirkby, D. Huamán, F. Lambert, E. Dávila y R. Catpo por la información brindada. A C. L. Merkord y C. Quispe por el préstamo de sus fotos. A S. Kastl de la Cooperación Técnica Alemana por el financiamiento de la investigación. A Idea Wild por la donación de los equipos. Al Field Museum of Natural History y la Jefatura del Santuario Nacional Megantoni por la coordinación del inventario biológico. A S. T. Álvarez-Castañeda y a los señores revisores anónimos, por enriquecer con sus comentarios y sugerencias el presente artículo.

Literatura citada

- AQUINO, R., y M. TORRES.** 2010. Fauna–Informe temático. Proyecto Mesozonificación Ecológica y Económica para el Desarrollo Sostenible del Valle del Río Apurímac–VRA. Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana. Programa de Cambio Climático, Desarrollo Territorial y Ambiente. Iquitos, Perú.
- ACCA (ASOCIACIÓN PARA LA CONSERVACIÓN DE LA CUENCA AMAZÓNICA).** 2011. Expediente técnico Área de Conservación Privada Japu–Bosque Ukumari Llaqta. Cusco, Perú.
- ACSS (ASOCIACIÓN DE CONSERVACIÓN PARA LA SELVA SUR).** 2009. Plan Maestro del Área de Conservación Privada Bosque Nublado. Cusco, Perú.
- BAIKER, J.** 2011. Guía ecoturística: Mancomunidad Saywite–Choquequirao–Ampay (Apurímac, Perú). Con especial referencia a la identificación de fauna, flora, hongos y líquenes en el departamento de Apurímac y sitios adyacentes en el

- departamento de Cusco. Serie Investigación y Sistematización N° 15. Programa Regional Ecobona–Intercooperation. Lima, Perú.
- BODDICKER, M. L., J. J. RODRÍGUEZ, Y J. AMANZO.** 1999. Medium and large mammals: biodiversity assessment at the Pagoreni well site. Pp. 151–192 in Biodiversity assessment of the lower Urubamba region, Peru: Pagoreni well site assessment and training (Alonso, A. y F. Dallmeier, eds.). SI/MAB Series 3. Smithsonian Institution/MAB Biodiversity Program. Washington, EE.UU.
- BUTRÓN, R.** 2007. Mastofauna. Pp. 106–123 en Evaluación de la biodiversidad de los bosques de *Polylepis* en la zona sur oeste del Parque Nacional Otishi. Asociación Ecosistemas Andinos. Cusco, Perú.
- CALLE VALLADARES, I., E I. BREHAUT.** 2007. Manual educativo: el ABC de las áreas naturales protegidas y la superposición de lotes de hidrocarburos. Sociedad Peruana de Derecho Ambiental. Lima, Perú.
- CASTELLANOS, A.** 2002. Ataques de oso andino a ganado vacuno en la cuenca del río Cosanga, Ecuador. Ukuku 4.
- CASTELLANOS, A.** 2010. Guía para la rehabilitación, liberación y seguimiento de osos Andinos. Andean Bear Foundation. Quito, Ecuador.
- CASTELLANOS, A., A. LAGUNA, Y S. CLIFFORD.** 2011. Suggestions for mitigating cattle depredation and resulting human–bear conflicts in Ecuador. International Bear News 20:16–18.
- CI (CONSERVACIÓN INTERNACIONAL).** 2003. Corredor de Conservación Vilcabamba–Amboró. Arlington, EE.UU.
- CI.** 2004. Manejo de recursos naturales en el Corredor de Conservación Vilcabamba–Amboró Perú–Bolivia. La Paz, Bolivia.
- CI.** 2006. Propuesta de estrategia básica para la implementación del Corredor de Conservación Vilcabamba–Amboró. La Paz, Bolivia.
- CGIAR–CSI (CONSORCIO PARA LA INFORMACIÓN ESPACIAL DEL GRUPO CONSULTIVO PARA LA INVESTIGACIÓN AGRÍCOLA INTERNACIONAL).** 2013. SRTM 90m Digital Elevation Database v4.1 [Fecha de acceso Agosto 2013] <<http://www.cgiar-csi.org/data/srtm-90m-digital-elevation-database-v4-1>>.
- DOMUS CONSULTORÍA AMBIENTAL.** 2012. Estudio de impacto ambiental para la perforación de ocho pozos exploratorios y programa de adquisición sísmica 3D–Lote 76. Hunt Oil Exploration and Production Company of Peru. Lima, Perú.
- DOUROJEANNI, M. J.** 2006. Estudio de caso sobre la carretera Interoceánica en la Amazonía sur del Perú. Bank Information Center. Lima, Perú.
- ECKHARDT, K.** (ed.). 2011. Expediente Técnico para el reconocimiento del Área de Conservación Privada Pillco Grande–Bosque de Pumataki. Sociedad Zoológica de Fráncfort–SZF, Asociación para la Conservación de la Cuenca Amazónica–ACCA y Agencia Noruega de Cooperación para el Desarrollo–NORAD. Cusco, Perú.
- EMANUELE, F.** 2013. Histórico escándalo en Camisea [Fecha de acceso Agosto 2013] <<http://diario16.pe/columnista/17/francesca-emanuele/2741/historico-escandalo-camisea>>.
- EMMONS, L., L. LUNA, Y M. ROMO.** 2001. Mammals of the northern Vilcabamba mountain range, Peru. Pp. 105–109, 255–261 en Biological and social assessment of the Cordillera de Vilcabamba, Peru (Alonso, L., A. Alonso, T. Schulenberg, y

- F. Dallmeier, eds.). RAP Working Papers 12 & SI/MAB Series 6. Conservation International. Washington, EE.UU.
- ERM PERÚ.** 2012. Estudio de impacto ambiental para la ampliación del programa de exploración y desarrollo en el lote 88. Pluspetrol Peru Corporation S.A. Lima, Perú.
- FERNÁNDEZ, M., Y C. KIRKBY.** 2002. Evaluación del estado poblacional de la fauna silvestre y el potencial turístico en los bosques de Salvación y Yunguyo, Reserva de Biósfera del Manu, Madre de Dios, Perú. Reporte Final Pro Manu. Cusco, Perú.
- FMNH (FIELD MUSEUM NATIONAL HISTORY).** 2013. Division of Mammals Collection [Fecha de acceso Agosto 2013] <<http://emuweb.fieldmuseum.org/mammals/Query.php>>.
- FIGUEROA, J.** 2004. Mamíferos. Pp. 110–118, 288–293 in Peru: Megantoni (Vriensdorp, C., L. Rivera, y D. Moskovits, eds.). Rapid Biological Inventories N°15. The Field Museum. Chicago, EE.UU.
- FIGUEROA, J.** 2008. Cacería del oso andino en el Perú. Centro Iberoamericano de la Biodiversidad, Universidad de Alicante. Alicante, España.
- FIGUEROA, J.** 2012a. Presencia del oso andino *Tremarctos ornatus* (Carnivora: Ursidae) en el bosque tropical amazónico del Perú. Acta Zoológica Mexicana (n. s.) 28:594–606.
- FIGUEROA, J.** 2012b. The cacti in the diet of the Andean bear (*Tremarctos ornatus*) in Peru. International Bear News 21:32–34.
- FIGUEROA, J.** 2013a. Revisión de la dieta del oso andino *Tremarctos ornatus* (Carnivora: Ursidae) en América del Sur y nuevos registros para el Perú. Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales 15:1–27.
- FIGUEROA, J.** 2013b. Composición de la dieta del oso andino *Tremarctos ornatus* (Carnivora: Ursidae) en nueve áreas naturales protegidas del Perú. Therya 4:327–359.
- FIGUEROA, J., Y M. STUCCHI.** 2002. Situación actual del oso andino en el Santuario Histórico de Machu Picchu y zonas adyacentes. Cusco, Perú. Cooperación Técnica Alemana GTZ–Fanpe y Proyecto Oso Andino Perú. Lima, Perú.
- FIGUEROA, J., Y M. STUCCHI.** 2005. Registro del oso andino en cautiverio en el Perú y algunos alcances para su mantenimiento. Reporte de investigación. Asociación Ucumari. Lima, Perú.
- FIGUEROA, J., Y M. STUCCHI.** 2009. El oso andino, alcances sobre su historia natural. Asociación para la Investigación y Conservación de la Biodiversidad. Lima, Perú.
- GR–CUSCO (GOBIERNO REGIONAL DE CUSCO).** 2013. Expediente técnico justificatorio del Área Prioritaria de Conservación Regional Corredor Biológico Marcapata–Camanti. Cusco, Perú.
- GOLDSTEIN, I.** 1991. Spectacled bear predation and feeding behavior on livestock in Venezuela. Studies on Neotropical Fauna and Environment 26:231–235.
- GRIMWOOD, I. R.** 1969. Notes on the distribution and status of some peruvian mammals. Special Publication N° 21. American Committee for International Wild Life Protection and New York Zoological Society. New York, EE.UU.
- INRENA (INSTITUTO NACIONAL DE RECURSOS NATURALES).** 2007. Plan Maestro del Santuario Nacional Megantoni 2007–2011. Ministerio de Agricultura. Lima, Perú.

- INRENA.** 2009. Plan Maestro de la Reserva Comunal Amarakaeri 2008–2012. Ministerio de Agricultura. Lima, Perú.
- INRENA, SOCIEDAD ZOOLOGICA DE FRANCFORT Y CENTRO DE DATOS PARA LA CONSERVACIÓN-UNALM.** 2003. Hacia un sistema de monitoreo ambiental remoto estandarizado para el Sinanpe. Informe final piloto 2002. Parque Nacional Bahuaja Sonene, Reserva Nacional Tambopata y Reserva Comunal Amarakaeri. Lima, Perú.
- LA REPÚBLICA.** 2013. En dos décadas minería ilegal pasó de afectar 900 a 32 mil ha en Madre de Dios [Fecha de acceso Septiembre 2013] <<http://www.larepublica.pe/11-09-2013/en-dos-decadas-mineria-ilegal-paso-de-afectar-900-a-32-mil-ha-en-madre-de-dios>>.
- LEITE PITMAN, R.** 2008. Leaving passages for wildlife where the Interoceanic Highway will cross the Vilcabamba Amboro corridor. Progressive Report for the Rufford Innovation Award. Cusco, Perú.
- MÁRQUEZ, G., Y V. PACHECO.** 2010. Nuevas evidencias de la presencia del oso andino (*Tremarctos ornatus*) en las yungas de Puno, el registro más austral de Perú. Revista Peruana de Biología 17:377–380.
- MEDINA, C. E., H. ZEBALLOS, Y E. LÓPEZ.** 2012. Diversidad de mamíferos en los bosques montanos del valle de Kcosñipata, Cusco, Perú. Mastozoología Neotropical 19:85–104.
- MBG (MISSOURI BOTANICAL GARDEN).** 2012. Tropicos (En línea) [Fecha de acceso Diciembre 2012] <<http://www.tropicos.org>>.
- MNH-SI (NATIONAL MUSEUM OF NATURAL HISTORY-SMITHSONIAN INSTITUTION).** 2013. Search the Division of Mammals Collections [Fecha de acceso Agosto 2013] <collections.nmnh.si.edu/search/mammals>.
- PACHECO, V., E. SALAS, L. CAIRAMPOMA, M. NOBLECILLA, H. QUINTANA, F. ORTIZ, P. PALERMO, Y R. LEDESMA.** 2007. Contribución al conocimiento de la diversidad y conservación de los mamíferos en la cuenca del río Apurímac, Perú. Revista Peruana de Biología 14:169–180.
- PAISLEY, S.** 2001. Andean bears and people in Apolobamba, Bolivia: culture, conflicts and conservation. Tesis de Doctorado, Durrell Institute of Conservation and Ecology. University of Kent. Canterbury, Reino Unido.
- PEYTON, B.** 1980. Ecology, distribution and food habits of spectacled bear, *Tremarctos ornatus*, in Peru. Journal of Mammalogist 61:639–652.
- PEYTON, B.** 1983. Uso de hábitat por el oso frontino en el Santuario Histórico de Machu Picchu y zonas adyacentes en el Perú. Pp. 23–31 in Simposio Conservación y Manejo Fauna Silvestre Neotropical (Aguilar, P. G., ed.). Arequipa, Perú.
- PEYTON, B.** 1984. Spectacled bear habitat use in the Historical Sanctuary of Machu Picchu and adjacent areas. Tesis de Maestría. University of Montana. Missoula, EE.UU.
- PEYTON, B.** 1987. Criteria for assessing habitat quality of the Spectacled bear in Machu Picchu, Peru. International Conference on Bear Research and Management 7:135–43.
- PEYTON, B.** 1999. Spectacled bear conservation action plan. Pp. 157–198 en Bears: status survey and conservation action plan (Servheen, C., S. Herrero, y B. Peyton,

- eds.). UICN/SSC Bear Specialist Group. Gland, Switzerland, and Cambridge, Reino Unido.
- POVEDA, J. J.** 1999. Interacciones ganado–oso andino *Tremarctos ornatus* (F. Cuvier, 1825) en límites de cinco municipios con el Parque Nacional Natural Chingaza: una aproximación cartográfica. Tesis de Grado. Pontificia Universidad Javeriana. Santa Fe de Bogotá, Colombia.
- PUKUNI.** 2012. Estudio de impacto ambiental: línea de transmisión 138kV y subestación para el proyecto Ángeles en los distritos de Ollachea y San Gabán. Generadora de Energía del Perú S. A. Lima, Perú.
- RECHBERGER, J., R. B. WALLACE, Y H. TICONA.** 2001. Un movimiento de larga distancia de un oso andino (*Tremarctos ornatus*) en el norte del departamento de la Paz, Bolivia. *Ecología en Bolivia* 36:73–74.
- RODRÍGUEZ, J. J., Y J. AMANZO.** 2001. Medium and large mammals of the southern Vilcabamba region, Peru. Pp. 117–126 in *Biological and Social Assessments of the Cordillera de Vilcabamba, Peru* (Alonso, L. E., A. Alonso, T. S. Schulenberg, y F. Dallmeier, eds.). RAP Working Papers 12 and SI/MAB Series 6, Conservation International. Washington, EE.UU.
- RUMIZ, D., C. EULERT, Y R. ARISPE.** 1999. Situación del oso andino (*Tremarctos ornatus*) en los Parques Nacionales Amboró y Carrasco, Bolivia. Pp. 375–381 en *Manejo y conservación de fauna silvestre en América Latina* (Fang, T., O. Montenegro, y R. Bodmer, eds.). La Paz, Bolivia.
- SALAZAR, J., Y S. ANDERSON.** 1990. Informe sobre el estado actual del conocimiento del oso andino en Bolivia. *Ecología en Bolivia* 15:3–23.
- SEILER, A.** 2001. Ecological effects of roads. A review. Introductory Research Essay, Department of Conservation Biology SLU 9:1–40.
- SERNANP (SERVICIO NACIONAL DE ÁREAS NATURALES PROTEGIDAS POR EL ESTADO).** 2012a. Reserva Comunal Asháninka. Plan Maestro 2012–2017. Ministerio del Ambiente. Lima, Perú.
- SERNANP.** 2012b. Reserva Comunal Machiguenga. Plan Maestro, periodo 2013–2018. Ministerio del Ambiente. Lima, Perú.
- SERNANP.** 2013. Parque Nacional del Manu. Plan Maestro 2009–2013. Ministerio del Ambiente. Lima, Perú.
- SOLARI, S., V. PACHECO, L. LUNA, P. M. VELAZCO, Y B. D. PATTERSON.** 2006. Mammals of the Manu Biosphere Reserve. *Fieldiana Zoology* 110:13–23.
- STEVENS, P. F.** 2012. Angiosperm Phylogeny Website (En línea) [Fecha de acceso Diciembre 2012] <<http://www.mobot.org/MOBOT/research/APweb>>.
- STUCCHI, M., Y J. FIGUEROA.** 2010. Estado actual del área de estudio: pasivos ambientales. Pp. 23–48 in *Biodiversidad de los alrededores de Puerto Maldonado. Línea Base Ambiental del EIA del lote 111, Madre de Dios, Perú* (Figueroa, J. y M. Stucchi, eds.). IPyD ingenieros y AICB. Lima, Perú.
- TAPIA-IGLESIAS, T.** 2008. Nuevos aportes sobre la presencia del oso andino (*Tremarctos ornatus*) en la región Puno, Perú [Fecha de acceso Agosto 2013] <<http://programs.wcs.org/andeanbear/en-us/datoinformaci%C3%B3n/simposiointernacional/tercerd%C3%ADa/enlace78.aspx>>

- THOMAS, O.** 1902. On the bear of Ecuador. *Annals and Magazine of Natural History* 7:215–217.
- THOMAS, O.** 1920. Report on the mammals collected by Mr. Edmund Heller during the peruvian expedition of 1915 under the auspices of Yale University and The National Geographic Society. *Proceedings U. S. National Museum* 58:217–249.
- VAN HORN, R., y R. SWAISGOOD.** 2011. Two species of ‘oso’ in one photograph: an ‘oso andino’ and an ‘oso hormiguero’. *International Bear News* 20:25–26.
- VENERO, J. L.** 1997. La fauna de Ampay. Pp. 45–47 in *Santuario Nacional Ampay: refugio de la Intimpa en Apurímac–Perú* (Hostnig, R. y C. Palomino, eds.). Lima, Perú.
- WALSH PERÚ.** 2005. Estudio de impacto ambiental y social del proyecto de transporte de gas natural por ducto de Ayacucho a la planta de licuefacción. Perú LNG. Lima, Perú.

Sometido: 23 de septiembre de 2013
Revisado: 7 de noviembre de 2013
Aceptado: 18 de noviembre de 2013
Editor asociado: Jorge Servin
Diseño gráfico editorial: Gerardo Hernández

Presencia de doble estro anual en una hembra de lobo mexicano (*Canis lupus baileyi*) en cautiverio

Ma. de la Asunción Soto^{1*}, Carmen Vázquez², Xochitl Ramos³,
Ma. de Lourdes Yáñez L.⁴ y Miguel A. Armella¹

Abstract

As in most of the wolf subspecies, sexual behavior in Mexican wolf is shown in late winter once a year. Reproductive cycle in female wolves includes seasonality and monoestrus, with a long anestrus period. Estrogens and progesterone are responsible for estrus appearance and presence of both seems to be necessary for the full stimulation of sexual behavior in female wolves. In previous studies we made quantification of fecal estrogens and progesterone to several couples of Mexican wolves in captivity, in all the cases peaks on both hormones are correlated with reproductive behavior and shown in winter. Lately, another couple hosted in Aragon Zoo, Mexico City, shown, on in an unexpected way, sexual behavior during August in addition to the normal one in February; then we performed a sexual hormones analysis since this last periods in fecal samples. Results show a significant rise on female sexual steroid hormones concentrations in both, winter and summer. Female was checked for clinical and physical disorders, finding no evidence of pathologies. Pedigree was reviewed looking for possible hybridization, but only a pure wolf lineage was found, environmental factors were also studied providing no evidence that could explain such hormones concentrations. This is first report in summer of estrus behavior in Mexican wolf.

Keywords: anestrus, estradiol, monoestrus, progesterone, sexual behavior, testosterone

Resumen

La conducta sexual en el lobo mexicano (*Canis lupus baileyi*) se presenta a finales del invierno. La reproducción en las lobas es estacional y monoéstrica, continuando con un largo período de anestro. Los estrógenos y progesterona controlan la presentación del estro, ambas son necesarias para la presentación de la conducta sexual en las hembras de la familia Canidae, lo que ha sido demostrado con cuantificaciones de las hormonas sexuales a partir de heces fecales en nuestro laboratorio. Una pareja de

¹Departamento de Biología, Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa. Distrito Federal 09340, México. Email: maps@xanum.uam.mx (MAPS), maa@xanum.unam.mx

² Zoológico de San Juan de Aragón, Av. Loreto Fabela s/n. Distrito Federal 17920, México. Email: carmenlobaragon@yahoo.com .mx (CV)

³ Zoológico de Chapultepec Calle Chivatito, Bosque de Chapultepec s/n. Distrito Federal 11850, México. E-mail: xramoslupus@hotmail.com

⁴ Departamento de Biotecnología, Universidad Autónoma Metropolitana Iztapalapa. Distrito Federal 09340, México. Email: lyanez@xanum.uam.mx

*Corresponding Author

lobos mexicanos alojada en el Zoológico de Aragón, Ciudad de México, presentó de manera inesperada conducta reproductiva tanto en el mes de febrero como en agosto; por lo que se procedió a llevar a cabo un análisis de las hormonas sexuales a partir de la conducta de verano por medio la técnica de inmunoensayo enzimático. Los resultados indicaron un incremento de estas hormonas en la hembra durante ambos períodos. La loba ha sido revisada clínicamente sin encontrarse evidencias que sugieran la presencia de patologías que pudieran propiciar el incremento de las hormonas. Así mismo, se efectuaron análisis de sus antecedentes familiares, los que descartan cualquier indicio de hibridación con otros cánidos. También se analizó si los factores ambientales, como la temperatura o fotoperiodo pudieran estar causando esta actividad hormonal anómala. Este es el primer reporte de conducta sexual en verano en lobo mexicano.

Palabras clave: anestro, conducta sexual, estradiol, monoestro, progesterona, testosterona.

Introducción

Al igual que la mayoría de los cánidos, los lobos (*Canis lupus*) tienen una sola reproducción al año la cual es marcadamente estacional, aunque hay excepciones como el perro (*Canis lupus familiaris*; Concannon *et al.* 1997), el zorro cangrejero (*Cerdocyon thous*; Asa 1999) y la zorra fennec (*vulpes zerda*; Valdespino *et al.* 2002) que se reproducen dos veces al año. Al igual que en el resto de los lobos, en el lobo mexicano la estación reproductiva se registra desde la segunda semana de enero a la tercera semana de abril conforme a la latitud (Asa 1999; Servín 1997).

El lobo mexicano presenta un pico de actividad sexual que puede aparecer desde la segunda semana de febrero hasta la primera semana de marzo (Servín 1997), temporada que incluye una fase de proestro, la que se acompaña de un sangrado de la vulva, y la hembra se hace atractiva al macho; una fase de estro, que es el tiempo de ovulación y la hembra será receptiva al macho, permitiéndole la monta y desviando la cola para facilitar la intromisión; la siguiente es la fase lútea o diestro que es prolongada en las hembras de cánidos, con la hormona progesterona elevada y es cuando se lleva a cabo la implantación del huevo fecundado (Asa 1999; Packard 2003; Seal 1979). Al igual que en el resto de los cánidos, el ciclo reproductivo de las hembras de lobo es monoéstrico: tiene sólo un ciclo ovulatorio en la estación reproductiva, por lo que las hembras solo tienen una oportunidad para quedar gestantes por evento anual (Asa 1999). El ciclo de las hembras en los cánidos se asocia a una fase lútea prolongada (o pseudogestación) que dura dos meses; le sigue un largo anestro con una pausa reproductiva de alrededor de siete meses (normalmente de junio a diciembre), y termina para comenzar un nuevo ciclo reproductivo (Asa 1997, 1999; Kreeger 2003; Mech 2000; Seal 1979). Desde el punto de vista evolutivo, esta secuencia puede atribuirse a la adaptación a la marcada estacionalidad ambiental en el hemisferio norte, es decir, temporadas con diferente disponibilidad de recursos; procesos que se vuelven más evidentes con el aumento en la latitud; así, un solo parto al inicio de la primavera, asegura el nacimiento de las crías cuando existe mayor abundancia de recursos (Asa y Valdespino 1988).

Este trabajo describe la presencia de un doble estro anual de una hembra de lobo mexicano, y la conducta sexual tanto de la hembra como del macho. Además, es objetivo del mismo encontrar que factores pueden causar estos patrones reproductivos inusuales.

Material y Métodos

Desde el año 2003, la hembra de lobo mexicano (*Canis lupus baileyi*) con el número de studbook 605 (Siminski 2012) nacida en 1999, se encuentra alojada en el zoológico de San Juan de Aragón, Ciudad de México, que es considerado el límite septentrional de la distribución original (Latitud Norte 19.461402°, Longitud Oeste 99.084153°) proveniente del Zoológico Africam Safari, Puebla. El macho nacido en 2002 (Número de Studbook 779) fue llevado a este mismo encierro en Junio de 2006. La pareja se mantuvo aislada en un encierro de 900 m², sin pendientes, cercado con malla ciclónica y con vegetación consistente en plantas de otate y algunos árboles de casuarina. El encierro tenía agua *Ad libitum* y los lobos eran alimentados una vez al día con carne de pollo sin hormonas adicionales siguiendo las especificaciones de la SAGARPA: NOM-061-ZOO-1999 sobre especificaciones zoosanitarias de los productos alimenticios para consumo animal.

Para describir la conducta sexual de esta pareja de lobos, se observó su comportamiento diariamente en períodos matutinos y vespertinos, a partir de que se detectó la presentación de conducta sexual en Agosto de 2006, y durante los años 2007 a 2010.

Las observaciones se realizaron con registro focal de eventos. La observación incluyó olfateo de genitales, intentos de monta, monta, cópula, lock y desviación de la cola (flagging) por parte de la hembra. Simultáneamente se recolectaron muestras fecales para analizar las concentraciones de las hormonas esteroides sexuales (estradiol, progesterona y testosterona).

Recolección de muestras fecales. Para discriminar las heces de la hembra de las del macho se utilizó un colorante vegetal para pastelería (Daimón®) que fue incorporado a su alimento la noche anterior a que las heces fueran recolectadas, separándola del macho a la hora de la alimentación. Cada dos días se recogieron las heces más frescas, tomando en cuenta la consistencia y apariencia. Considerando el tiempo de digestión y la hora de recolección de las heces se calcula que tenían unas cuatro horas de haber sido depuestas. Una vez recogidas las muestras fecales se colocaron en frascos de polipropileno con 10 ml de etanol al 70%, indicando los datos del animal depositante, en base a la coloración finalmente los frascos se transportaron al laboratorio y se refrigeraron para que las muestras reposaran (Soto et al. 2004).

Extracción y cuantificación de las hormonas esteroides. Se disolvieron las muestras de las heces en el mismo etanol en el que fueron transportadas agitándolas en un vortex. De cada muestra se tomaron 3 ml del etanol y se centrifugaron a 3,500 rpm durante 15 min, el sobrenadante (extracto) fue separado del material sólido y colocado en criotubos de polipropileno de 5 ml. para de ahí tomar las alícuotas para efectuar las cuantificaciones. Las muestras de las que se tomó el alícuota se secaron en un horno a 100° C durante 12 horas y se obtuvo el peso seco, y así poder calcular la concentración de hormona por gramo de peso de las heces (Bauman com. pers.)

La cuantificación de las hormonas sexuales (estradiol, progesterona y testosterona) en cada extracto se hizo mediante la técnica de inmunoensayo enzimático (ELISA) utilizando kits comerciales (Diagnostic System Laboratories, Inc®, Webster, Texas)

y determinándose la concentración de cada hormona en un espectrofotocolorímetro (Microplate Reader, MR 600, DynatechProduct®).

Validación de la técnica ELISA. La técnica fue validada mediante pruebas de exactitud, paralelismo, precisión y especificidad.

Exactitud: Se agregaron cantidades conocidas de hormona, en tres dosis, a cuatro extractos fecales lo que resultó en una recuperación de $112.8\% \pm 3.5$ ng/g excremento seco para la progesterona, $97.95\% \pm 2.9$ ng/g para el estradiol y 118.20 ± 5.6 ng/g para la testosterona.

El test de paralelismo se realizó mediante diluciones en serie (1:2, 1:4, 1:8 y 1:16) de tres extractos fecales, obteniéndose un porcentaje de valores observados/esperados de 96.5% para la progesterona, 101.1% para el estradiol y 98% para testosterona.

Los coeficientes de variación (CV) intra-ensayo para progesterona de concentración baja resultó en 3% ($n = 4$), concentración intermedia 3.5% ($n = 4$) y de la concentración alta 7.7% ($n = 4$) e inter-ensayo fue 10.61% ($n = 4$), 10.68% ($n = 4$), 4.30% ($n = 4$), respectivamente. Los CV intra-ensayo para el estradiol de concentraciones bajas fueron de 9.5% ($n = 3$), para intermedias 8.7% ($n = 3$) y en las altas fueron de 5.5% ($n = 3$). Los CV inter-ensayo para concentraciones bajas de estradiol fueron , 8.45% ($n = 3$); intermedias, 4.3% ($n = 3$); y altas, 6.8% ($n = 3$). Los CV intra-ensayo para testosterona de concentraciones bajas 5.35% ($n = 4$) intermedias 6.4 ($n = 4$) y altas 4.7% ($n = 4$). Los CV interensayo para la testosterona fueron para concentraciones bajas 9.1% ($n = 4$) intermedias 9.7% ($n = 4$) y altas 7.9% ($n = 4$).

Especificidad. La reactividad cruzada de la prueba, provista por el fabricante, se detalla a continuación: Progesterona: Progesterona 100%, 5-alfa pregnano 3,20-dione 6%, 11-desoxicorticosterona 2.50%, 17 alfa-hidroxiprogesterona 1.20%, 5 beta-pregnano-3,20-diona 0.80%, 11-desoxicortisol 0.48%, 20 alfa-dihidroprogesterona 0.10%. Estradiol: Estradiol 100%, Equilinina 2.73, Estrona 2.10%, Estriol 1.50%, 17-alfa Estradiol 0.30%, Cortisol < 0.01%, progesterona < 0.01%, testosterona 0.01%, sulfato de Estrona 1.23%, Glucurónido de Estrona 0.36%. Testosterona: Testosterona 100%, 5 α -dihidrotestosterona 6.6%, 5-androstene-3 β , 17 β -diol 2.2%, 11-oxotestosterona 1.8%, androstendiona 0.9%, 5 β -androstano-3 β , 17 β -diol 0.5%, 17 β -estradiol 0.4%, y 5 α androstano-3 α -ol-17-ona 0.2%.

Para descartar que los dos periodos de estro al año en la loba se debieran a enfermedades como neoplasias ováricas, hiperplasias, quistes ováricos, persistencia del cuerpo lúteo o infecciones del tracto reproductivo, se efectuaron evaluaciones clínicas, como palpación del vientre para detectar hinchazón, revisión de alopecia difusa, citología vaginal, revisión de la vulva para detectar consistencia y color de las secreciones, observación si la hembra se lamía la zona frecuentemente, además de observar que la secreción de progesterona y estradiol no era continua durante todo el año, en una cirugía para vitrificar oocitos se encontró que el tracto reproductivo era totalmente normal.

Al analizar los factores ambientales, se efectuaron comparaciones de la temperatura en base a los datos de la estación del Meteorológico Nacional número 046 ubicada en San Juan de Aragón, cercana al zoológico donde se localizaba la pareja y los ciclos de

luz-oscuridad en la ciudad de México (GAISMA) entre los años 2004 y 2007, éstos en los que la hembra no presentó doble estro (2004-2005) y años en que sí presentó esta condición (2006-2007).

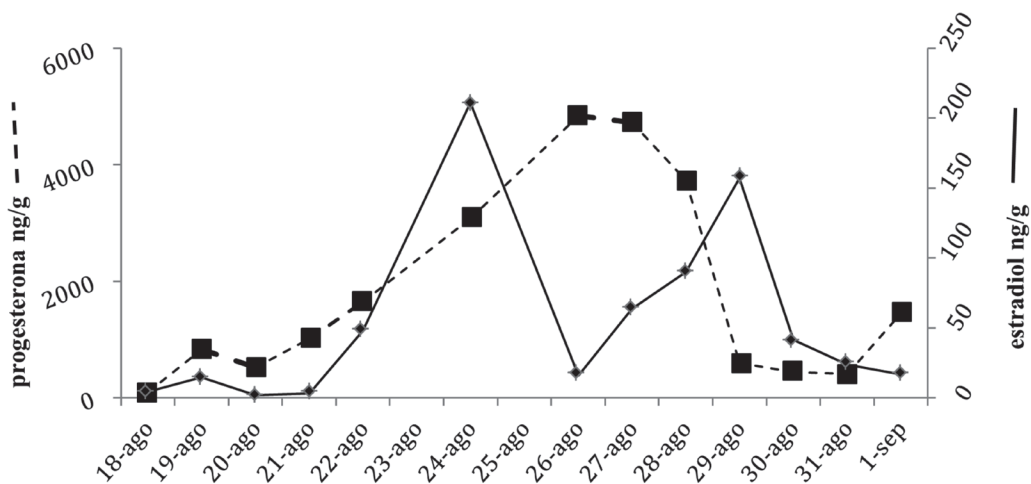
Por último, se hizo un análisis de la genealogía de la hembra para determinar si un proceso de endogamia podría ser la causa del doble ciclo reproductivo.

Resultados

Observaciones conductuales y concentraciones hormonales. A partir de que la pareja fue reunida (enero de 2006) mostró un buen acoplamiento conductual. A mediados de agosto la pareja presentó conducta sexual, comenzando con presentación de genitales por parte de la hembra al macho con un evidente desplazamiento de la cola. El macho comenzó a olfatear y lamer los genitales de la hembra y después de unos días presentó varios intentos de monta y montas. No se observaron cópulas (lock); incluso aunque la hembra mostraba conducta receptiva, la vagina no mostró apertura y redujo así las oportunidades de la intromisión peneana, no se observó el sangrado propio del proestro, ni hinchamiento de la vulva, propio de la etapa de proestro.

Durante estos eventos descritos anteriormente se cuantificaron estradiol y progesterona a partir de las heces fecales de la hembra (Fig. 1), observándose un incremento en la concentración de ambas hormonas, lo cual normalmente no sucede en esta temporada. En enero del 2007 la hembra mostró sangrado e hinchazón de la vulva propios de la época reproductiva; el macho olfateó y lamió los genitales de manera frecuente por un periodo de un mes, observándose numerosos intentos de monta. A finales de mes se registraron varias cópulas (lock) que dieron lugar a gestación.

Fig. 1 Concentraciones de las hormonas esteroides sexuales de la hembra en verano de 2006.



A mediados de febrero se observó, en la hembra un sangrado vaginal, y como la pareja no estaba asignada para reproducción por el Plan Binacional de Recuperación de la especie, se decidió separarla aún sin saber que estaba gestante, (en los cánidos no es posible diagnosticar gestación con base en las concentraciones de progesterona, ya que esta hormona normalmente se eleva exista o no preñez, Asa (1999)), el 2 de abril nació un cachorro mortinato.

En mayo, después de la época reproductiva, de nuevo se reunió a la pareja, y en el mes de agosto se observó que la hembra tenía hinchamiento de vulva y comenzaba a presentar los genitales al macho. Durante las dos primeras semanas en las que se

presentaron estos eventos, el macho comenzó a olfatear y lamer los genitales de la hembra. Posteriormente se observaron varias cópulas, pero esta vez no hubo gestación.

Una conducta similar fue observada en 2008, 2009 y 2010, cuando la hembra fue ovariectomizada para participar en el programa de vitrificación de oocitos.

El estradiol y la progesterona, cuantificados a lo largo del año, mostraron una serie de picos correspondientes a los períodos en que se presentó la conducta sexual, tanto desde enero hasta a abril como en agosto (Fig. 2), en el macho durante ese mismo año también se observa un incremento de la testosterona en el periodo reproductivo y en el mes de agosto (Fig. 3).

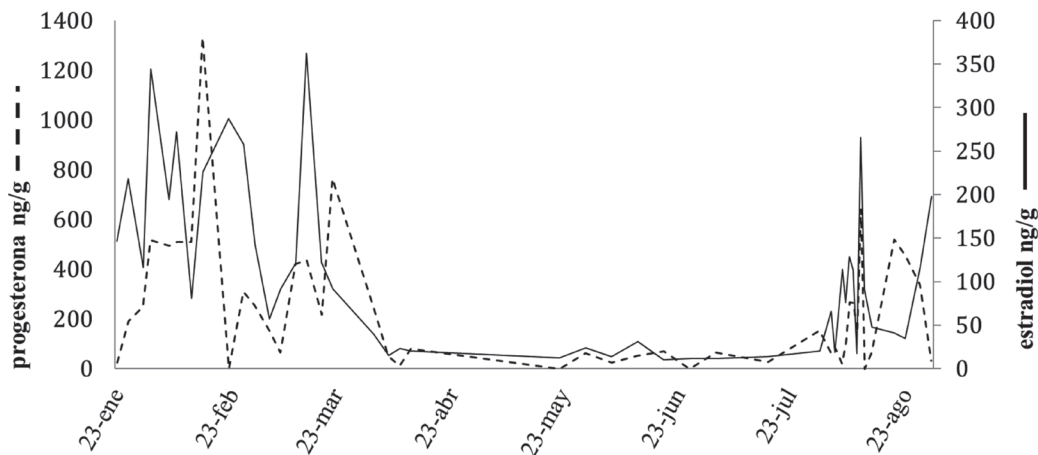


Fig. 2 Concentraciones de las hormonas esteroides sexuales de la hembra durante el año 2007.

Factores ambientales. Durante los años en que la hembra permaneció en el Zoológico de Aragón en la Ciudad de México, no se presentaron variaciones relevantes en los ciclos luz-oscuridad (Fig. 4), y tampoco en los ciclos de temperatura de la ciudad de México (Fig. 5).

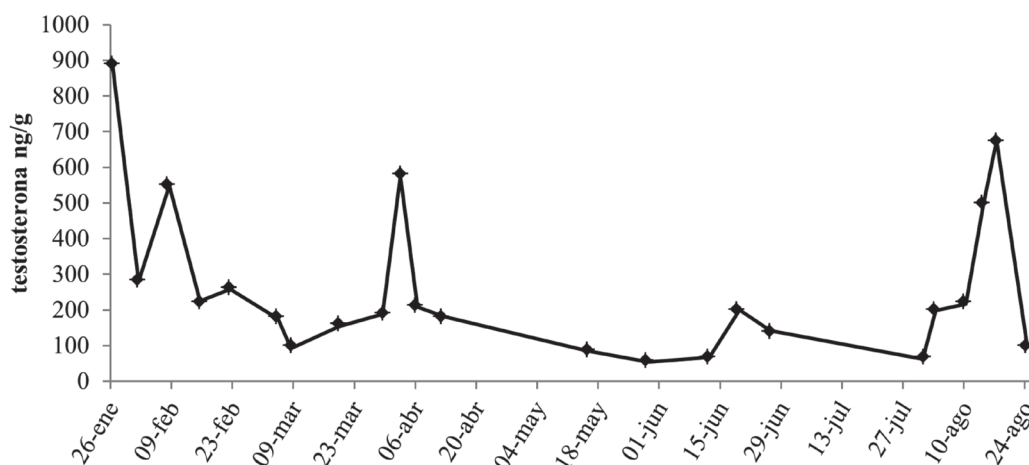


Fig. 3 Concentraciones de testosterona en el macho durante el año 2007

Análisis del pedigrí. Respecto a la hembra, a lo largo del pedigrí general y en la revisión del coeficiente de endogamia y grado de parentesco en el studbook (Siminski 2012). Se encontró que al igual que el resto de la población de lobo mexicano, sus ancestros están emparentados; aún así, la hembra no esta considerada como ejemplar de alta

consanguinidad. Al contrario, se la ha considerado como un buen candidato para la reproducción, ya que su genoma no está sobrerrepresentado dentro de la población cautiva de lobo mexicano (Speevak 2008; Fig. 6).

Pruebas clínicas. Los resultados de las pruebas clínicas para determinar si en la hembra tenía alguna condición patológica que pudiera influir en la presentación del doble estro anual, no arrojaron ninguna evidencia de enfermedad. Por lo que se descarta cualquier posibilidad de daño o patología como causante del doble estro.

Discusión

Una de las principales diferencias con el perro doméstico (*Canis lupus familiaris*), que se reproduce dos veces por año, es que todas las demás subespecies de lobo reportadas se reproducen sólo una vez al año (Asa et al. 1998; Asa 1999; Kreeger 2003; Soto et al. 2004). Este factor podría relacionarse con una inhibición fisiológica de un segundo ciclo, inhibición que no existe en los perros. Si esto es correcto, podríamos asumir que tal factor está suprimido en la hembra examinada (studbook 605). El anestro prolongado ha sido descrito como un período de quiescencia endocrina (Kreeger 2003), por lo tanto una secreción hormonal anormal podría ser la causa de esta interrupción del anestro y la aparición de un segundo estro. Algunos autores (Concannon et al 1997, Stornelli et al. 2006), al estudiar perras, se refieren a la presencia de un factor “dormitorio o inhibitorio” durante el anestro, y que se ha observado que perras que se encuentran en anestro medio o tardío y que conviven con hembras en proestro o estro acortarán la duración de su anestro en al menos 30 días (Concannon et al. 1993). Se sugiere que este efecto está mediado por feromonas, pero el mecanismo aún es desconocido (Stornelli et al. 2006). Al mismo tiempo, existen reportes de la inducción y sincronización de estros con la tratamientos de agonistas de gonadotrofinas con aplicación de desroleína en lobas (Asa et al. 2006) y en perras (Kutzler et al. 2005), y con aplicación de buserelina y cistolerina también en perras (Stornelli et al. 2006). Esto nos sugiere que nuestra hembra quizá tenga elevadas las concentraciones de las gonadotrofinas y que esto cause este doble estro anual.

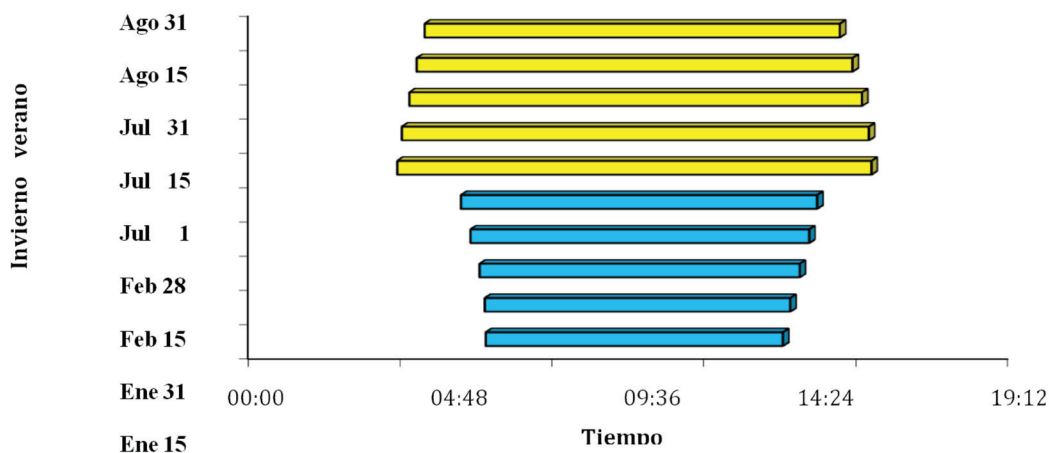


Fig. 4 Fotoperíodo promediado de los años 2005 a 2007 (GIMSA)

Además de su importancia en la lactancia y cuidado parental la prolactina tiene otras funciones relacionadas con la reproducción. Esta hormona presenta un ritmo circanual

en ambos sexos, tanto en lobos como en perros, elevándose en la primavera con los días largos y disminuyendo en invierno con los días cortos (Kreeger *et al.* 1991). Este ritmo circanual funciona como una señal para la actividad reproductiva y se sabe que tiene un papel importante en la duración del periodo interestral afectando la liberación de las gonadotropinas (Stornelli *et al.* 2006). Por lo tanto, al presentarse la disminución de la prolactina en invierno se facilita la secreción gonadotrófica y así se da inicio al periodo reproductivo de invierno. En base a esto podemos suponer que alguna alteración en la secreción, tanto de prolactina como de hormonas gonadotróficas durante el verano sea la probable causa de la presentación de un segundo periodo de estro en la hembra 605.

Es importante que si aparecen más casos como el de esta hembra, se efectúe un análisis de las concentraciones de ambas hormonas durante todo el año, y así pueda encontrarse la causa posible del doble estro anual.

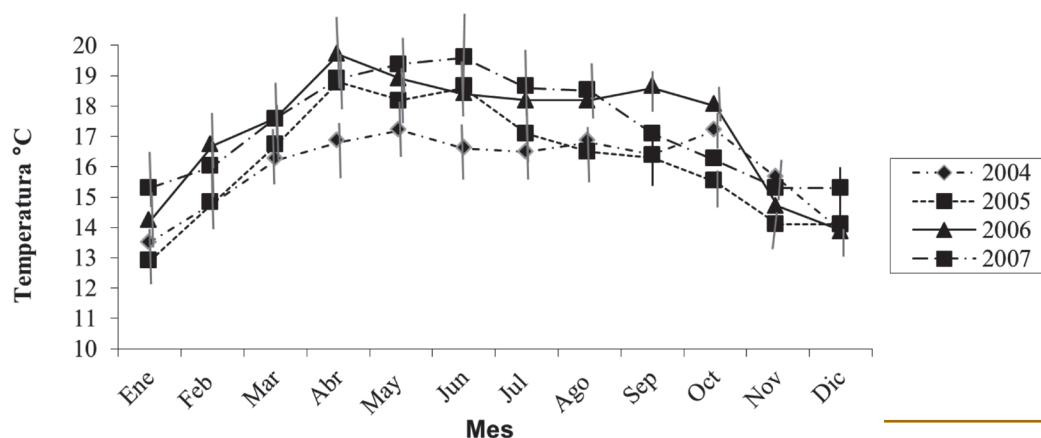


Fig. 5 Temperatura media mensual promedio en el zoológico de San Juan de Aragón, Ciudad de México del 2004 al 2007 (SMN estación 06)

Las observaciones conductuales durante el mes de agosto, en las que se registró el comportamiento sexual por parte de la hembra, mostraron que sus conductas más la presencia de olores de la descarga vaginal, la hacían muy atractiva al macho, y lo estimulaban a presentar conducta sexual. Esto difiere de lo reportado para los machos de lobo referente que, al igual que las hembras, también son de reproducción estacional, Kreeger (2003). Asimismo, a finales de invierno se ha reportado en el lobo que la secreción de testosterona es mayor durante el período reproductivo y no así en el resto del año (Asa 1999). Nuestro trabajo confirma un incremento normal de la testosterona en el macho 779 alojado con la hembra 605 durante el invierno. Pero nuestros resultados mostraron que en el mes de agosto el macho tuvo un incremento importante de esta hormona. Probablemente esto se deba a una respuesta suya a la estimulación conductual y olfativa por parte de la hembra, lo cual disparó esta secreción hormonal en el macho.

La temperatura y ciclos luz oscuridad no presentaron cambios relevantes que pudiera explicar la presentación del segundo período estral, la temperatura promedio fue más elevada en los años 2006-2007. Sin embargo, la diferencia de temperaturas promedio entre enero y agosto es mucho mayor, por lo que es difícil considerar que la temperatura, por si sola, pueda explicar la presencia del segundo celo.

Tampoco se observaron cambios en la duración, intensidad de la luminosidad que pudieran justificar el desarrollo hormonal que derivara en la aparición del período reproductivo.

En el análisis del pedigrí se muestra que la hembra 605 pertenece al linaje McBride puro por lo que podemos concluir que no tiene ninguna influencia genética de otra especie (*i.e.* perro) que pudiera influir en la presentación del doble estro. Sin embargo, como se mencionó en la figura 6 se puede observar por los resultados que los ancestros sí muestran cierto parentesco, lo que le da a la hembra 605 una condición de consanguinidad. Pero debe señalarse que esto también lo presenta gran parte de las hembras de la población de lobo mexicano, ya que los fundadores de esta población incluyeron solo cinco ejemplares, Armella (2012), y no se ha observado el doble estro en otra hembra de lobo lo que nos dice que es poco probable que la causa sea esta consanguinidad.

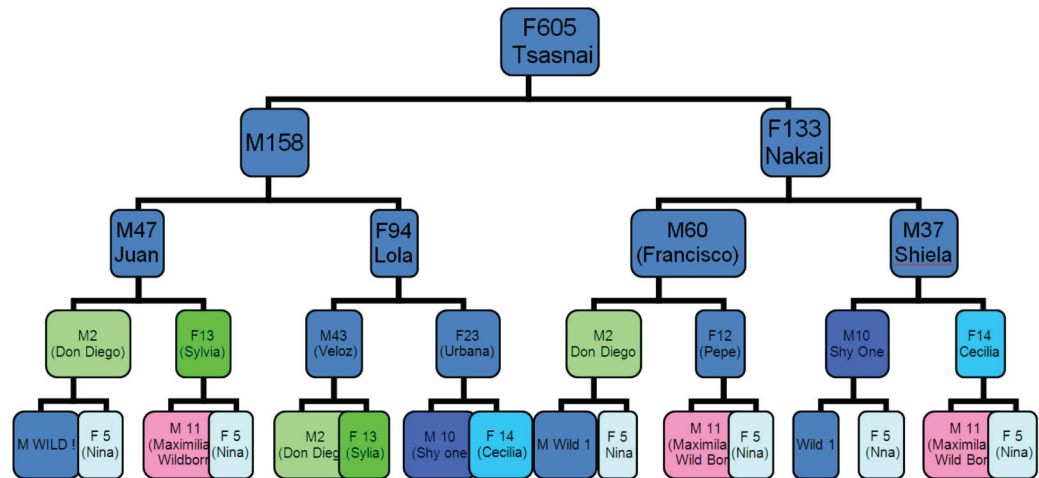


Fig. 6 Pedigrí de la hembra 605.

Nosotros no encontramos reportes de lobas que presentaran esta condición de doble estro de manera similar a la hembra 605, lo cual dificulta concluir sobre exactamente que factores influyen en este doble estro, solo podemos estar seguros de que no se debe a una condición generada por alguna enfermedad.

Literatura citada

- ARMELLA, M. A. 2011. Will the Mexican wolf again become part of Mexico's wildlife. *International Wolf* 21:16-19.
- ASA, C. S. 1997. Hormonal and experiential factors in the expression of social behavior and parental behavior. Pp. 129-149 in *Cooperative breeding in mammals* (Solomon, N. G., y J. A. French, eds.). Cambridge University Press. Cambridge, Reino Unido.
- ASA, C. S. 1999. Dogs. Pp. 902-909 en *Encyclopedia of Reproduction*. Volumen uno. Academic Press. New York, EE.UU.
- ASA, C. S., K. BAUMAN, P. CALLAHAN, J. BAUMAN, D. H. VOLKMANN, Y J. WOLFGANG. 2006. Gn-RH-agonist induction of fertile estrus with either natural mating or artificial insemination, followed by birth of pups in gray wolves (*Canis lupus*). *Theriogenology* 66:1778-1782.
- ASA, C. S., Y C. VALDESPINO. 1988. Canid reproductive biology: an integration of proximate mechanisms and ultimate causes. *Integrative and Comparative Biology* 38:251-259.

- CONCANNON, P. W., G. C. W. ENGLAND, A. RIJNBEC, J. P. VERSTEGEN, Y C. DOBERSKA.** 1997. Reproduction in dogs, cats and exotic carnivores. *Journal of Reproduction and Fertility (Supplement)* 51, 81:3-25.
- CONCANNON, P. W., G. C. W. ENGLAND., J. P. VERSTEN, Y H. A. RUSELL.** 1993. Fertility and infertility in dogs, cats and other carnivores. *Journal of Reproduction and Fertility (Supplement)* 47, 39:6-34.
- GAISMA.** <http://www.gaisma.com/en/location/mexico-city.html>
- KREEGER, T. J., U. S. SEAL, Y. COHEN, E. D. PLOTKA, Y C. S. ASA.** 1991. Characterization of Prolactin Secretion in gray wolves. *Canadian Journal of Zoology* 69:1366-1374.
- KREEGER, T J.** 2003. The Internal Wolf: Physiology, Pathology and Pharmacology. Pp. 192-217 in *Wolves, Behavior, Ecology and Conservation* (Mech, D., y L. Boitani, eds.). The University of Chicago Press. Chicago, EE.UU.
- KUTZLER, M. A.** 2005. Induction and synchronization of estrus in dog. *Theriogenology* 64:766-775.
- MECH, L. D.** 2000. The wolf. The ecology and behavior of an endangered species. University of Minnesota Press. Minneapolis, EEUU.
- MECH, L. D., Y L. BOITANI.** 2003. *Wolves, Behavior, Ecology and Conservation.* The University of Chicago Press. Chicago, EE.UU.
- PACKARD, J. M.** 2003. Wolf Behavior: Reproductive, Social and Intelligent. Pp. 35-65 in *Wolves, Behavior, Ecology and Conservation* (Mech, D., y L. Boitani, eds.). The University of Chicago Press. Chicago, EE.UU.
- SEAL, U. S., E. D. PLOTKA, J. M. PACKARD, Y L. D. MECH.** 1979. Endocrine correlates of reproduction in the wolf I. Serum progesterone, estradiol and LH during the estrous cycle. *Biology of Reproduction* 21:1057-1066.
- SERVÍN, J.** 1997. El periodo de apareamiento, nacimiento y crecimiento del lobo mexicano (*Canis lupus baileyi*). *Acta Zoológica Mexicana (n. s.)* 45:43-46.
- SIMINSKY, P.** 2012. Mexican Wolf *Canis lupus baileyi*; International Studbook (update) 31 July 2012. The Living Desert. Palm Desert, California.
- SPEEVAK, E.** 2008. Mexican wolf *Canis lupus baileyi*: Population Mean Kinship. In Special Survival Plan (SSP) (Siminski, P. ed.) Saint Louis Zoo. San Louis Missouri, EEUU.
- SOTO, M. A., A. SALAME-MÉNDEZ., J. RAMIREZ-PULIDO., L.YAÑEZ., Y M.A. ARMELLA.** 2004. Valoración de hormonas esteroides en heces de una pareja de lobo mexicano (*Canis lupus baileyi*) en cautiverio. *Acta Zoológica Mexicana (n. s.)* 20:187-196.
- STORNELLI, M. C., F. GIMENEZ, C. M. TITTARELLI, C. A. SAVIGNONE, R. L. DE LA SOTA Y M. A. STORNELLI.** 2006. Inducción de ciclos estrales en la perra: Actualización bibliográfica. *Analecta Veterinaria* 25:39-45.
- VALDESPINO C., C. S. ASA., Y J. E. BAUMAN.** 2002. Ovarian cycles, copulation and pregnancy in the fennec fox (*Vulpes zerda*). *Journal of Mammalogy* 83:99-109.

Sometido: 6 de agosto de 2013
Revisado: 27 de octubre de 2013
Aceptado: 14 de noviembre de 2013
Editor asociado: Jorge Servin
Diseño gráfico editorial: Gerardo Hernández

Riqueza de especies y gremios tróficos de mamíferos carnívoros en una selva alta del sureste de México

Gabriela Pérez-Irineo¹ y Antonio Santos-Moreno^{1*}

Abstract

The region of Los Chimalapas, in the southeastern Mexico has a high biodiversity, but it faces problems of habitat loss, primarily by livestock and agricultural activities. A group that can provide data on these changes is that of the mammals of the order Carnivora, because its members have a variety of size classes, trophic guild or ecological function and respond differently to changes in habitat. This study characterizes the species richness and composition of trophic guilds of the assemblage of the order Carnivora, 29 trapping stations with phototrap were established within the rainforest, from March 2011 to June 2013. There was a collection effort of 8,529 days-trap and it were obtained 543 photographic records of 10 species of the order Carnivora, as well as two additional species recorded by direct observation, so the assemblage was composed of 12 species. Trophic guilds were five: carnivore (5 species), omnivore (4), insectivore (1), frugivorous (1), and the consumer aquatic species (1). The assemblage consist of two species of large size predators, three mesopredators, one species that is considered indicative of good water quality (*Lontra longicaudis*), and three generalist species (*Urocyon cinereoargenteus*, *Puma yagouaroundi*, and *Procyon lotor*), that prefer open areas and that are adapted to zones with disturbance, but with low abundance in the area. Also, 66% of species are in any risk category according to Mexican laws, confirming the importance of the Los Chimalapas for the conservation of Carnivora.

Keywords: Camera-trap, Chimalapas, conservation, Oaxaca.

Resumen

La región de Los Chimalapas, en el sureste de México presenta una biodiversidad alta, pero enfrenta problemas de pérdida de hábitat, principalmente por actividades agrícolas y ganaderas. Un grupo que puede proporcionar datos de estos cambios es el de los mamíferos del orden Carnivora, ya que sus integrantes presentan una considerable diversidad respecto de su tamaño, gremio trófico o función ecológica y responden de forma distinta ante los cambios en el hábitat. Este estudio caracteriza la riqueza de especies y composición de gremios tróficos del ensamblaje del orden Carnivora por

¹Laboratorio de Ecología Animal. Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Unidad Oaxaca, Instituto Politécnico Nacional. Hornos 1003, Santa Cruz Xoxocotlán, Oaxaca, 71230, México. E-mail: gabyirineo@yahoo.com.mx (GPI), asantosm90@hotmail.com (AS-M)

*Corresponding author

lo que se establecieron 29 estaciones con fototampas dentro de la selva alta, desde marzo de 2011 hasta junio de 2013. Se realizó un esfuerzo de 8,529 días-trampa y se obtuvieron 543 registros fotográficos de 10 especies del orden Carnivora, dos más fueron observadas por lo que el ensamblaje estuvo compuesto de 12 especies. Se registraron cinco gremios tróficos: carnívoro (5 especies), omnívoro (4), insectívoro (1), frugívoro (1) y el de consumo de especies acuáticas (1). El ensamblaje está integrado por dos especies de depredadores de talla grande, tres mesodepredadores, una especie que es considerada indicadora de buena calidad de agua (*Lontra longicaudis*) y tres especies de hábitos generalistas, que prefieren áreas abiertas y que se adaptan a zonas con perturbación (*Urocyon cinereoargenteus*, *Puma yagouaroundi* y *Procyon lotor*), pero con una baja abundancia en la zona. El 66% de las especies se encuentra en alguna categoría de riesgo según la legislación mexicana, confirmando la importancia de Los Chimalapas para la conservación de los Carnivora.

Palabras clave: Cámaras-trampa, Chimalapas, conservación, Oaxaca.

Introducción

La constante disminución de los bosques tropicales y el cambio en las condiciones ambientales pueden provocar también cambios en la estructura y composición de las comunidades animales (Morin 2011). Un grupo que puede ser útil para el monitoreo de estas modificaciones a largo plazo son los mamíferos del orden Carnivora que presentan una amplia diversidad ecológica, morfológica y conductual (Gittleman *et al.* 2001): se les encuentra en bosques, matorrales, pastizales abiertos o vegetación acuática; dietas especializadas carnívoras, insectívoras, frugívoras/folívoras, piscívoras y omnívoras; de hábitos terrestres, arborícolas y acuáticos; con una variedad de tallas y pesos corporales que van desde 3 hasta 800 kg (Gittleman *et al.* 2001).

Algunas de estas especies son reconocidas como determinantes de la estructuración de las comunidades como depredadores, centrándose en el control de las poblaciones presa (Gittleman y Gompper 2005), o como competidores, afectando la dinámica de especies dentro y fuera del Orden (Steneck 2005; Elmhagen *et al.* 2010). Se ha documentado que la presencia y abundancia del depredador de alto nivel afecta la dieta de carroñeros (Wilmers *et al.* 2003) o herbívoros (McShea 2005) y su remoción puede conducir a la sobreabundancia de algunas especies y la disminución de otras, generando cambios estructurales en los ecosistemas terrestres (Gittleman y Gompper 2005; McShea 2005; pero ver Wright *et al.* 1994)

Una manera simple de evaluar los cambios en el hábitat es a través de la riqueza de especies (Magurran 1988; Morin 2011). Otra característica que también puede reflejar estos cambios es la diversidad de gremios tróficos, donde un gremio está conformado por especies que hacen uso del mismo recurso de una manera similar (Simberloff y Dayan 1991), como el alimenticio. El estudio de ambas características es una manera de describir la estructura de las comunidades, pero también proporciona información de la forma en que las especies hacen uso de los recursos, incluso a través del tiempo (Pianka 1980; Van Valkenburgh 1988). En ocasiones es preferible enfocarse en gremios en lugar de grupos taxonómicos donde hay diferentes especies con papeles ecológicos no relacionados (Simberloff y Dayan 1991), como en el caso de los Carnivora, que presentan

una diversidad morfológica y ecológica. Se ha documentado que la diversidad de los gremios es un indicativo de la diversidad de la comunidad, por lo que es útil para realizar comparaciones entre diversas regiones (Pianka 1980; Van Valkenburgh 1989; Dalerum *et al.* 2009).

Una región reconocida por su biodiversidad alta y por su buen estado de conservación es la conocida como Los Chimalapas, ubicado en el este del Estado de Oaxaca, en el sureste de México, incluye los municipios de Santa María Chimalapa y San Miguel Chimalapa y es parte de la Selva Zoque, junto con la Selva del Ocote y la Sepultura en Chiapas. Esta región abarca casi 600 mil hectáreas de las cuales el 64% están cubiertas por selva alta y mediana (Morales Salas *et al.* 2001; Martínez-Pacheco 2013). Están presentes 41 especies de mamíferos terrestres de talla media y grande, que representan el 54% de riqueza a nivel nacional de este grupo, y de éstas, 20 pertenecen al orden Carnívora (66% de la riqueza nacional, Olguín Monroy *et al.* 2008; Galindo-Leal y Lira Torres 2012).

A pesar de su biodiversidad, Los Chimalapas enfrentan problemas graves de conservación como la extracción no regulada de recursos como la madera y fauna, pero sobre todo, cambios en el uso de suelo. Esta pérdida de vegetación ha sido causada por la expansión de las actividades ganadera y agrícola (Navarro-Sigüenza *et al.* 2008). La región norte de Los Chimalapas colinda con la selva del Uxpanapa, Veracruz, con una historia de deforestación de varias décadas, en donde la pérdida de la selva está calculada en un 80% (Arriaga Cabrera *et al.* 2000), por lo que este cambio de uso de suelo puede afectar negativamente y de forma significativa la estructura de las comunidades aledañas. Aunque para la zona de Los Chimalapas la deforestación aún es considerada baja (0.3%, INECC 2011), la tasa de pérdida anual de selva alta es de 1.9 % (Martínez-Pacheco 2012), por lo que es conveniente continuar con los inventarios de fauna en diferentes regiones aún no exploradas de esta área extensa, como la Sierra de Tres Picos, la Sierra Atravesada o la Sierra del Espinazo del Diablo (Navarro-Sigüenza *et al.* 2008). Por ello, este estudio se enfoca a la riqueza de especies y de gremios tróficos de los Carnívora en una selva alta del norte de Los Chimalapas y evaluar su estado de conservación a partir de las características biológicas y ecológicas de estas especies.

Material y Métodos

Área de estudio. Se ubica en la región norte de Los Chimalapas, en la comunidad de San Antonio Nuevo Paraíso (17.1536° N, -94.3537 ° W), municipio de Santa María Chimalapa, distrito de Juchitán de Zaragoza, Oaxaca, México (Fig. 1). El clima en la región es cálido húmedo, con una temperatura media anual que fluctúa entre los 22 y 26°C y una precipitación que va de 2,000 a 2,500 mm (Trejo 2004). La comunidad está constituida por menos de 140 habitantes. El tipo de vegetación es selva alta con algunas áreas de selva mediana. Los estratos arbóreos de estos tipos de vegetación están constituidos por especies de los géneros *Bursera*, *Cordia*, *Dialium*, *Elaeagia*, *Guatteria* y *Ficus*, entre otras. Otros elementos importantes son la presencia de palmas de los géneros *Astrocaryum*, *Desmoncus* y *Chamaedorea*, bejucos del género *Discorea*, así como una amplia diversidad de epifitas y helechos. La zona está inmersa en la región norte de La Sierra de Tres picos, con elevaciones que van desde 800 m hasta los 1,200

m en la zona de estudio pero al interior de Los Chimalapas van de los 500 hasta 2,550, por lo que la relieve topográfica no es plana (Salas Morales *et al.* 2001).

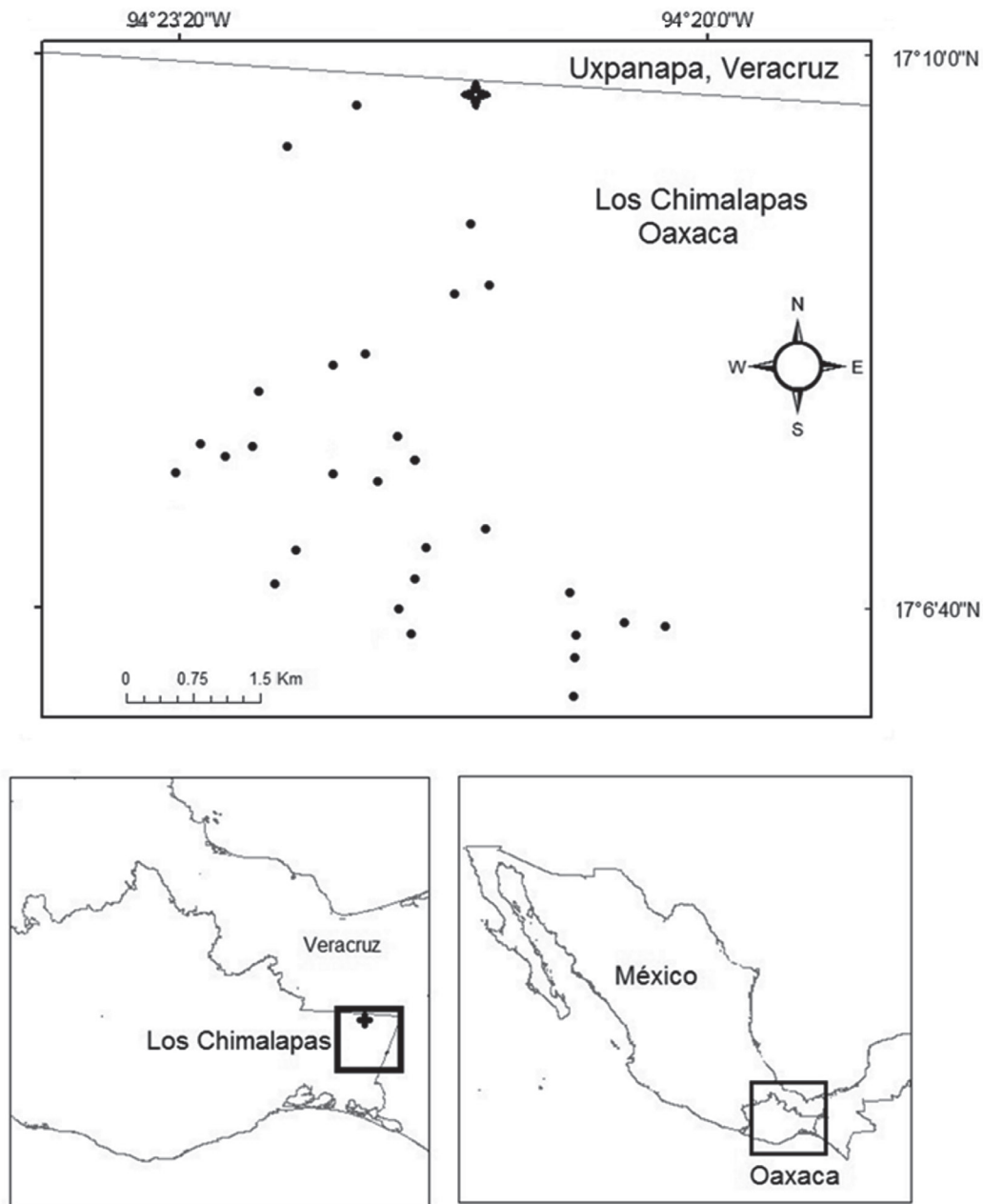


Figura 1. Zona de muestreo en Santa María Chimalapa, Oaxaca, México. Los puntos indican la ubicación de las trampas y la cruz el del pueblo más cercano.

Muestreo en campo. El estudio se realizó de marzo de 2011 a junio del 2013 y se utilizó el método de trampas-cámara para el registro de especies. Se colocaron 29 trampas dentro de la selva, 22 con una sola trampa, y 7 con trampas dobles escogidas al azar. El modelo inicial utilizado fue Wildgame modelo digital game scouting camera IR4 de 4 MP, y las trampas descompuestas fueron sustituidas con los modelos ScoutGuard SG550/SG550V, de 5 MP y Bushnell Trophy Cam, de 5 MP. Las trampas fueron colocadas de manera permanente en zonas aledañas a potreros y ríos, sobre senderos y bordes de los cerros, todas en el interior de la selva, sin atrayentes y a una altura alrededor de los 30

cm. La distancia entre trampas osciló entre 0.5 y 1.5 km, cubriendo un área de 22 km², formada por la ubicación externa de las trampas (Figura 1). Cada trampa permaneció activa las 24 horas del día, con un intervalo mínimo de retraso entre fotografías de 0.3 y 1 minuto.

Para la identificación de las especies fotografiadas se consultó literatura especializada (Reid 1997). Sólo para complementar el inventario y la riqueza de gremios, se tomaron en cuenta los registros de observaciones directas y registros indirectos recolectados durante los recorridos de revisión de las trampas-cámara; en los demás análisis se utilizaron sólo los datos obtenidos del fototrampeo. La identificación de rastros se llevó a cabo mediante guías de identificación (Aranda Sánchez 2012). En el caso de las huellas, se les tomó un registro fotográfico y, para aquellas que se observaron bien preservadas, se obtuvo un molde de yeso dental. Los moldes y los registros fotográficos se depositaron en la Colección de Referencia de Mamíferos, Laboratorio de Ecología Animal del Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Unidad Oaxaca, Instituto Politécnico Nacional (ECOAN-MAM). La nomenclatura y clasificación de las especies se realizó de acuerdo a Wilson y Mittermeier (2009).

Análisis de datos. El esfuerzo de colecta se expresó como el número de trampas colocadas multiplicado por el total de días que estuvieron activas (trampas * día). El éxito de captura se calculó con el número total de capturas entre el esfuerzo de colecta multiplicado por 100, para ser expresado como porcentaje. La riqueza específica se determinó como el número total de especies registradas, independientemente del método por el que se obtuvo. Para evaluar qué tan completo estuvo la estimación de la riqueza de especies obtenida por las trampas cámara se evaluaron dos modelos asintóticos de acumulación de especies (Clench y Dependencia Lineal) y el más adecuado se eligió con el criterio de Máxima Verosimilitud con el programa *Species Accumulation* (Díaz-Francés y Soberón 2005). Para ello, se construyeron curvas de acumulación partir de una matriz de presencia-ausencia de especies a partir de muestras (Gotelli y Collwel 2001), en este caso a través de esfuerzo acumulado expresado en días-trampa. Para disminuir el sesgo del orden de entrada de datos, la matriz se aleatorizó 100 veces bajo el programa *StimateS* versión 9.0.0 (Colwell 2013).

Con base en la revisión de los Carnívora que hacen Wilson y Mittermeier (2009), cada especie registrada se clasificó en diferentes gremios tróficos de acuerdo a la categoría alimenticia más frecuentemente consumida y se cuantificó la riqueza de cada uno de ellos dentro del ensamblaje. En la clasificación de los gremios sólo se consideraron aspectos generales debido a que hay variaciones en el tipo de alimento y en la proporción de consumo a lo largo de la distribución de algunas especies, mientras que para otras no hay datos específicos de la amplitud, preferencia o categorías de consumo en la dieta. Para establecer las categorías se tomó la propuesta por Van Valkenburgh (1989) y Dalerum *et al.* (2009), pero con adecuaciones: carnívoros, que consumen principalmente vertebrados terrestres vivos; frugívoros, que consumen principalmente frutos; omnívoros, que no tienden a consumir un tipo alimenticio específico; insectívoro, que consumen insectos y otros invertebrados terrestres, o carroñeros, que consume restos de animales muertos, pero pueden incluir otros tipos de alimentos. Para evaluar la eficiencia de las trampas en el registro de cada especie se calculó el Tiempo de Latencia para la

Primera Detección (LTD, por sus siglas en inglés) expresado como el esfuerzo de colecta desplegado (días-trampa) antes de obtener el primer registro (Gompper *et al.* 2006).

Resultados

El esfuerzo de muestreo fue de 8,529 días-trampas y se obtuvieron 543 registros fotográficos, que corresponden a un éxito de captura de 6.2%. Se registró un total de 12 especies del orden Carnivora, representantes de 5 familias. Los resultados de los modelos de acumulación de especies indican que el mejor modelo fue el de Clench (19,799 veces más probable que el de Dependencia Lineal), con una estimación de 10.17 especies (parámetros del modelo de Clench: $a = 11.92$ y $b = 1.172$, Fig. 3).

Dos de las 12 especies registradas, la nutria de río *Lontra longicaudis* y la martucha, *Potos flavus*, sólo fueron observadas (Tabla 1). Las especies fotografiadas fueron el mustélido *Eira barbara* (viejo de monte), el meffido *Conepatus semistriatus* (zorrillo), los felinos *Leopardus pardalis* (ocelote), *L. wiedii* (tigrillo), *Panthera onca* (jaguar), *Puma concolor* (puma) y *P. yagouaroundi* (yaguarundi), los prociónidos *Nasua narica* (tejón), *Procyon lotor* (mapache), y finalmente, el cánido *Urocyon cinereoargenteus* (zorra gris). Adicionalmente se registraron 14 especies de mamíferos de talla mediana y grande que no pertenecen a este orden. Para cuatro especies de Carnivora el LTD fue bajo (menor a 100 días-trampa) y para tres fue mayor 1,600 días-trampa (Fig. 2).

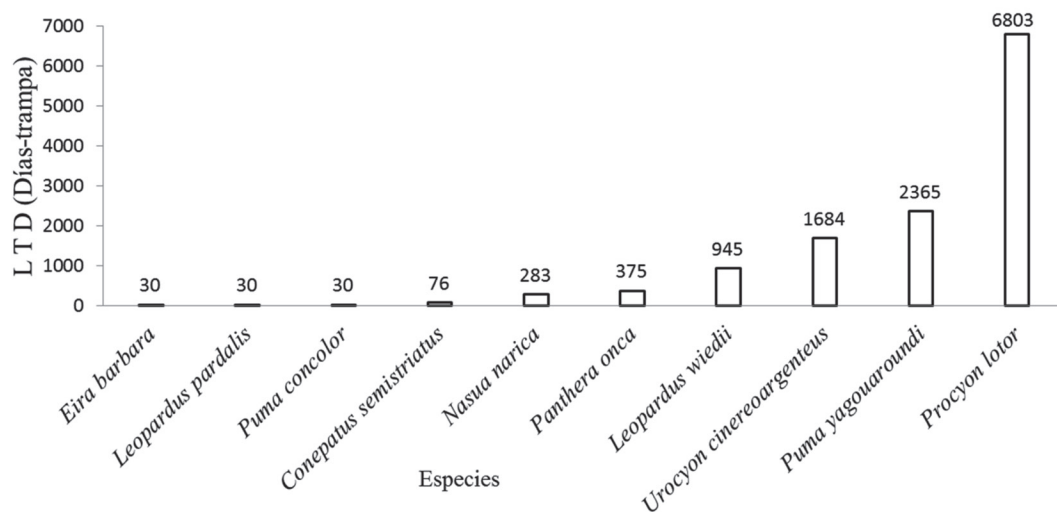


Figura 2. Tiempo de Latencia para la Primera Detección (LTD, expresado en días-trampa) de las especies del orden Carnivora registradas por trampa-cámaras en la selva alta de Santa María Chimalapa, Oaxaca, México.

Se registraron cinco gremios tróficos del ensamblaje Carnivora. El gremio carnívoro fue el que registró más especies, con cinco, seguido del omnívoro con cuatro y sólo una especie para los gremio insectívoro (*C. semistriatus*), frugívoro (*P. flavus*) y una especie cuyo principal alimento son los vertebrados e invertebrados acuáticos (*L. longicaudis*), por lo que fue considerado como otro gremio (Tabla 1). De las 12 especies registradas, ocho (66%) se encuentran en alguna categoría de riesgo de acuerdo a la Noma Mexicana (SEMARNAT 2010): cuatro están en Peligro de Extinción (*L. pardalis*, *L. wiedii*, *P. onca* y *E. barbara*), dos se encuentran Amenazadas (*P. yagouaroundi* y *L. longicaudis*) y dos más en Protección Especial (*C. semistriatus* y *P. flavus*; Tabla 1).

Discusión

La composición del ensamblaje del grupo Carnivora estuvo constituida por 12 especies, con un éxito de colecta del 6%, en donde el 50% de ellas (seis especies) se obtuvieron con menos de 400 días-trampa, y el 83% (10) con casi 6,800 días-trampa. Este valor de esfuerzo es similar a lo registrado en otros estudios con alrededor de 1,000 días-trampa para registrar a la mayoría de especies (Kelly y Holub 2008) o hasta 2,340 días-trampa para alcanzar el 86% (Tobler *et al.* 2008). El éxito de captura y el esfuerzo requerido para registrar una proporción alta de la riqueza de especies están relacionados con las características de las especies y del ambiente (Kelly y Holub 2008), en este caso algunos de los Carnivora son especies raras y elusivas por naturaleza, mientras que otras son de tamaño corporal grande pero con abundancia baja, por lo que en comparación con otros grupos taxonómicos presentan un número de registro bajo (Tobler *et al.* 2008).

Tabla 1. Riqueza de especies, gremios tróficos y estado de conservación de las especies del orden Carnivora presentes en la selva alta en Santa María Chimalapa, México. El estado de conservación fue de acuerdo a la NOM-059-SEMARNAT-2010.

F=fototrampeo, H=huellas, Ob=observación, I=insectívoro, O=omnívoro, C=carnívoro, A=vertebrados e invertebrados acuáticos, F=frugívoro.

Familia	Especie	Nombre común	Método de registro	Gremio trófico	Estado de conservación
Mephitidae	<i>Conepatus semistriatus</i>	zorrillo	F	I	Protección especial
Mustelidae	<i>Eira barbara</i>	viejo de monte	F	O	Peligro de extinción
Felidae	<i>Leopardus pardalis</i>	ocelote	F, H	C	Peligro de extinción
Felidae	<i>Leopardus wiedii</i>	tigrillo	F	C	Peligro de extinción
Mustelidae	<i>Lontra longicaudis</i>	nutria de río	Ob	A	Amenazada
Procyonidae	<i>Nasua narica</i>	tejón	F, Ob	O	
Felidae	<i>Panthera onca</i>	jaguar	F, H	C	Peligro de extinción
Procyonidae	<i>Potos flavus</i>	martucha	Ob	F	Protección especial
Felidae	<i>Puma concolor</i>	puma	F	C	
Felidae	<i>Puma yagouaroundi</i>	jaguarundi	F	C	Amenazada
Canidae	<i>Urocyon cinereoargenteus</i>	zorra gris	F, Ob	O	
Procyonidae	<i>Procyon lotor</i>	mapache	F	O	

El método utilizado en este estudio estuvo dirigido hacia especies que pasan al menos un cierto tiempo a nivel del sotobosque, por lo que no se registraron aquellas de hábitos arborícolas o acuáticos. Por ejemplo, el registro de *P. flavus*, especie arborícola y de *L. longicaudis*, especie semiacuática, fue sólo a través de observaciones y aunque las trampas permanecieron dos años en campo, activas las 24 horas del día, no se obtuvo ningún registro fotográfico de ellas. Otras especies como *Galictis vittata* (el grisón), quizá no se registró debido a su talla corporal pequeña, ya que este tipo de especies suelen no ser registradas por este método (Tobler *et al.* 2008), además de que frecuente zonas cercanas a ríos, arroyos y humedales (Yensen y Tarifa 2003).

Las 12 especies de Carnivora en la zona equivalen al 36 % de la riqueza del grupo a nivel nacional, al 55% en todo el estado de Oaxaca y al 60% presentes en la Selva Zoque (Olguín Monroy *et al.* 2008; Galindo-Leal y Lira Torres 2012). Esta riqueza fue mayor o similar a otras regiones con hábitat similar dentro del Estado, de entre cuatro a 12 especies en Tuxtepec y la Chinantla Baja (Alfaro *et al.* 2006; Pérez-Irineo y Santos-Moreno 2010). Comparado con otras selvas altas y medianas del sureste de México,

la riqueza es similar e incluso más alta a lo registrado en otras selvas protegidas, como la reserva de la Biosfera de Sian Ka'an, Quintana Roo, con 13 especies (Pozo de la Tijera y Escobedo Cabrera 1999), o en Laguna Bélgica, Chiapas con 5 (Riechers Pérez 2004), pero está por debajo de otras como la Selva Lacandona, con 15 especies (March y Aranda 1992), El Triunfo, con 14 (Espinoza Medinilla *et al.* 1998) y La Sepultura, con 17 especies (Espinoza Medinilla *et al.* 2004), todas en el estado de Chiapas. Esta última presenta conexión física con Los Chimalapas.

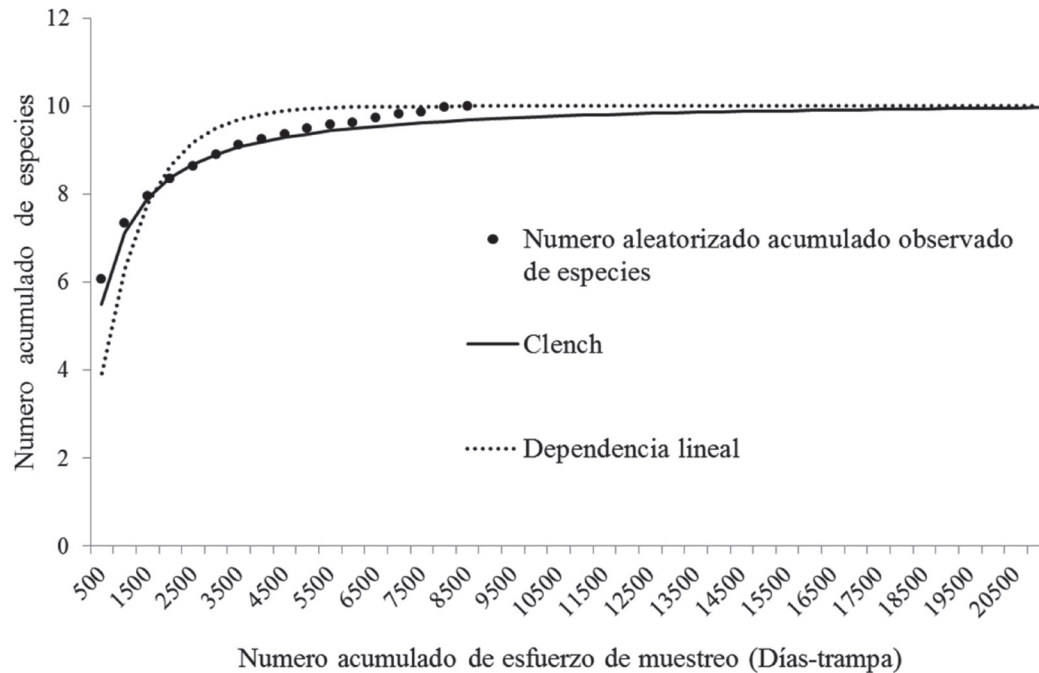


Figura 3. Curva de acumulación de especies del orden Carnivora en Los Chimalapas, Oaxaca, México. Las estimaciones de los modelos de Dependencia Lineal y de Clench han sido extrapoladas a un esfuerzo mayor al realizado para ilustrar mejor sus tendencias.

El fototrampeo permitió registrar el 98.3% de las especies que se estima están presentes en el área según el modelo de acumulación de especies de Clench. El inventario previo en la Selva Zoque indica la presencia de 20 especies (Galindo-Leal y Lira Torres 2012), pero debido a que fue realizado en diversos tipos de hábitat, algunas de las especies que no son típicas de selva alta, como los zorrillos *Spilogale pygmaea* y *S. gracilis* propios de selva baja, matorrales xerófilo o bosque espinoso (Medellín *et al.* 1998; Verts *et al.* 2001), no se esperaban en este estudio, conducido en selva alta. Dado que se registró la mayoría de especies nativas de selvas alta y mediana, con excepción de *Bassariscus sumichrasti* (cacomixtle), se considera que ésta es la especie que falta en el muestreo, ya que es una de las registradas como típicas de selvas y cuya distribución se restringe a este tipo hábitat (Kays 2009).

El ensamblaje de los Carnivora integrada por cinco gremios, dos de ellos, el carnívoro con cinco especies y el omnívoro con cuatro, fueron los que presentaron más especies. En el caso del gremio frugívoro, con solo una especie, quizá no se registró en mayor cantidad debido a que las especies que integran el gremio son principalmente arborícolas, como *B. sumichrasti*, por lo que su registro es difícil. No se registró ninguna especie para el gremio carroñero, aunque *E. barbara* incluye carroña en su dieta, su principal alimento se concentra en frutos y vertebrados (Presley 2000), por lo que se incluyó dentro de los omnívoros. Este patrón de diversidad de gremio concuerda con

lo observado para los Carnívora: mayor diversidad para el gremio carnívoro y omnívoro, con dos a seis especies (Van Valkenburgh 1989; Zapata *et al.* 2008) y menos abundante para los gremios herbívoro, frugívoro e insectívoro, con uno o tres especies (Zapata *et al.* 2008; Dalerum *et al.* 2009). La abundancia del gremio carnívoro en Los Chimalapas puede estar asociada a un ambiente diverso en términos de presas, ya que la riqueza más alta del gremio carnívoro se asocia a zonas diversas que exhiben niveles altos de biomasa de herbívoros (Van Valkenburgh 1989; Zapata *et al.* 2008).

La composición del ensamblaje está integrado por dos depredadores de talla grande considerados como depredadores tope dentro de los ecosistemas, *P. onca* y *P. concolor* y tres especies de depredadores de talla media o mesodepredadores, *L. wiedii*, *L. pardalis* y *P. yagouaroundi*. Cabe destacar que aunque estas especies se colocaron dentro de un mismo gremio, como carnívoros, cada especie utiliza diferentes recursos, por ejemplo, *L. wiedii* consume presas de tamaño pequeño principalmente arborícolas (<100 g) mientras que *L. pardalis* consume las de sotobosque, de tamaño pequeño pero también incluye de hasta 10 kg (de Oliveira 1998; de Oliveira *et al.* 2010). La presencia y la co-existencia de estos depredadores depende de una base adecuada de presas de distintos tamaños (López-González y Miller 2002; Silva-Pereira *et al.* 2011). Información preliminar sobre la abundancia de estos depredadores indica que es similar a lo documentado en otras zonas conservadas (Pérez-Irineo y Santos Moreno sometido). Otras especies registradas en Los Chimalapas tienen hábitos conductuales y alimenticios específicos y fuertemente asociados con los recursos de la selva, como *P. flavus*, cuyo alimento principal son los frutos de los árboles tropicales, y *L. longicaudis* cuyo forrajeo se concentra en los ríos de la zona, su presencia y abundancia depende de la calidad del agua, ya que su dieta está constituida por especies sensibles a la contaminación (Gallo 1997; Casariego *et al.* 2008; pero ver Monroy-Vilchis *et al.* 2009). Otras especies que toleran ambientes perturbados, como *C. semistriatus* que se alimenta de insectos y *E. barbara*, un omnívoro oportunista, pero con una dieta con un porcentaje alto de frutos y pequeños vertebrados arborícolas (Presley 2000), también dependen de los recursos de la selva y de áreas con cobertura vegetal densa.

Otro elemento que indica que el ensamblaje de Carnívora en Los Chimalapas se encuentra en buenas condiciones de conservación es que las especies de hábitos generalistas, que prefieren áreas abiertas y que se adaptan a zonas con perturbación como *U. cinereoargenteus*, *P. yagouaroundi* y *P. lotor* (Valenzuela Galván 2005; Servín y Chacón 2005; Aranda 2005), presentaron valores de LTD altos en comparación de otras especies, con 1,684, 2,365 y 6,803 trampas-día, respectivamente, por lo que pueden ser consideradas como raras. Aunque estas especies aún son escasas en la zona, de continuar la transformación de la selva hacia potreros o zonas agrícolas, quizá su presencia aumente en el área de Los Chimalapas. En otras regiones donde la selva ha perdido una parte significativa de su cobertura original, algunas especies de hábitos generalistas se han dispersado hacia zonas donde no se había registrado su presencia, como en el caso de *Canis latrans* (coyote) en el sureste de México y Centroamérica (Hidalgo-Mihart *et al.* 2004; 2013).

Este estudio confirma que la región de Los Chimalapas presenta una comunidad de mamíferos carnívoros en buen estado de conservación y de considerable diversidad en su composición de especies y del uso que hacen de sus recursos alimenticios. La

riqueza de especies en la región es similar a la de otras áreas protegidas, cuenta con más del 50% de la riqueza de carnívoros de Oaxaca y más del 30% para México. Adicionalmente, el 66% de las especies se encuentra en alguna categoría de riesgo. Algunas especies se verán más afectadas si se incrementan los cambios en el hábitat, como las que dependen de hábitat bien conservados, o las especies clave, como los depredadores de tallas grandes o los mesodepredadores, por lo que es adecuada la conservación de la zona como un refugio de mamíferos carnívoros.

Agradecimientos

Los autores agradecen a la comunidad de San Antonio Nuevo Paraíso, al CONACYT, al IPN (apoyos SIP20110395, SIP-20120962 y SIP-20110395 a A. Santos-Moreno), a IDEAWILD y las personas que colaboraron en el trabajo de campo, por los apoyos otorgados en la realización de este trabajo.

Literatura citada

- ALFARO, A. M., J. L. GARCÍA-GARCÍA, Y A. SANTOS-MORENO.** 2006. Mamíferos de los municipios Santiago Jocotepec y Ayotzintepec, Chinantla Baja, Oaxaca. *Naturaleza y Desarrollo* 4:19-23.
- ARANDA SÁNCHEZ, M. J.** 2012. Manual para el rastreo de mamíferos silvestres de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad e Instituto de Ecología, A.C., Ciudad de México, México.
- ARANDA, M.** 2005. *Herpailurus yagouaroundi*. Pp. 358-359 in Los mamíferos silvestres de México (Ceballos, G., y G. Oliva, eds.). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad y Fondo de la Cultura Económica, Ciudad de México, México.
- ARRIAGA CABRERA, L., J. M. ESPINOZA, C. AGUILAR, E. MARTÍNEZ, L. GÓMEZ, Y E. LOA (eds.).** 2000. Regiones terrestres prioritarias de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Ciudad de México, México.
- CASARIEGO, M. A., R. LIST, Y G. CEBALLOS.** 2008. Tamaño poblacional y alimentación de la nutria de río (*Lontra longicaudis annectens*) en la costa de Oaxaca, México. *Acta Zoológica Mexicana* (n. s.) 24:179-199.
- COLWELL, R. K.** 2013. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9. URL permanente <url.oclc.org/estimates>
- DALERUM, F., E. Z. CAMERON, K. KUNKEL, Y M. J. SOMERS.** 2009. Diversity and depletions in continental carnivore guilds: implications for prioritizing global carnivore conservation. *Biology Letters* 5:35-38.
- DE OLIVEIRA, T. G.** 1998. *Leopardus wiedii*. *Mammalian Species* 579:1-6.
- DE OLIVEIRA, T. G., M. A. TORTATO, L. SILVEIRA, C. B. KASPER, F. D. MAZIM, M. LUCHERINI. A. T. JÁCOMO, J. B. SOARES, R. V. MARQUEZ, Y M. SUNQUIST.** 2010. Ocelot ecology and its effect on the small-felid guild in the lowland neotropics. Pp. 559-596 in *Biology and conservation of wild felids* (Macdonald, D. W., y A. J. Loveridge, eds.). Oxford University, Nueva York, EE.UU.
- DÍAZ-FRANCÉS, E., Y J. SOBERÓN.** 2005. Statistical estimation and model selection of species-accumulation functions. *Conservation Biology* 19:569-573.
- ELMHAGEN, B., G. LUDWIG, S. P. RUSHTON, P. HELLE, Y H. LINDÉN.** 2010. Top predators,

- mesopredators and their prey: interference ecosystems along bioclimatic productivity gradients. *Journal of Animal Ecology* 79:785-794.
- ESPINOZA MEDINILLA, E., A. ANZURES DADDA, Y E. CRUZ ALDAN.** 1998. Mamíferos de la reserva de la Biosfera El Triunfo, Chiapas. *Revista Mexicana de Mastozoología* 3:79-94.
- ESPINOZA MEDINILLA, E., E. CRUZ, I. LIRA, Y I. SÁNCHEZ.** 2004. Mamíferos de la Reserva de la Biosfera "La Sepultura", Chiapas, México. *Revista de Biología Tropical* 52:249-259.
- FERGUSON, S. H., Y S. LARIVIÈRE.** 2002. Can comparing life histories help conserve carnivores? *Animal Conservation* 5:1-12.
- GALINDO-LEAL, C., Y I. LIRA TORRES.** 2012. Los mamíferos de la Selva Zoque: riqueza. Pp. 209-219 in *Una mirada desde el corazón de la jícara de oro. Experiencias de conservación en la Selva Zoque de los Chimalapas* (Ortega del Valle, D., T. Carranza López, y J. Martínez Pérez, eds.). Word Wildlife Fund Programa México. Oaxaca, México.
- GALLO, J. P.** 1997. Situación y distribución de las nutrias en México, con énfasis en *Lontra longicaudis annectens*, 1897. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 2:10-32.
- GITTLEMAN, J. L., Y M. E. GOMPPER.** 2005. The importance of carnivores for understanding patterns of biodiversity and extinction risk. Pp. 330-388 in *Ecology of predator-prey interactions* (Barbosa, P. y I. Castellanos, eds.). Oxford University Press, Nueva York, EE.UU.
- GITTLEMAN, J. L., S. M. FUNK, D. W. MACDONALD, Y R. K. WAYNE.** 2001. Why "carnivore conservation"? Pp. 1-8 in *Carnivore conservation* (Gittleman, J. L., S. M. Funk, D. W. Macdonald, y R. K. Wayne, eds.). Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido.
- GOMPPER, M. E., R. W. KAYS, J. C. RAY, S. D. LAPINT, D. A. BOGAN, Y J. R. CRYAN.** 2006. A comparison of noninvasive techniques to survey carnivore communities in Northeastern North America. *Wildlife Society Bulletin* 34:1142-1151.
- GOTELLI, N. J., Y R. K. COLLWEL.** 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* 4:379-391.
- HERNÁNDEZ-DÍAZ, M., P. J. RAMÍREZ-BARAJAS, C. CHÁVEZ, B. SCHMOOK, Y S. CALMÉ.** 2012. Presencia y abundancia relativa de carnívoros en una selva dañada por el huracán Dean (2007). *Revista Mexicana de Biodiversidad* 83:790-801.
- HIDALGO-MIHART, M. G., L. CANTÚ-SALAZAR, A. GONZÁLEZ-ROMERO, Y C. A. LÓPEZ-GONZÁLEZ.** 2004. Historical and present distribution of coyote (*Canis latrans*) in Mexico and Central America. *Journal of Biogeography* 31:2025-2038.
- HIDALGO-MIHART, M. G., F. M. CONTRERAS-MORENO, L. A. PÉREZ-SOLANO, Y C. HERNÁNDEZ-LARA.** 2013. Primeros registros de coyote (*Canis latrans*) en Campeche, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 84:1012-1017.
- INECC.** 2011. Índice de riesgo de deforestación. <http://www.inecc.gob.mx/irdef-mapas> Fecha de consulta: 31 de octubre de 2013.
- KAYS, R.** 2009. Family Procyonidae (raccoons). Pp. 504-523 in *Handbook of the mammals of the world. Carnivores*. Lynx editions, Barcelona, España.
- KELLY, M. J., Y E. L. HOLUB.** 2008. Camera trapping of carnivores: trap success among camera types and across species, and habitat selection by species, on Salt Pond Mountain, Giles County, Virginia. *Northeastern Naturalist* 15:249-262.

- LÓPEZ-GONZÁLEZ C. A., y B. J. MILLER. 2002. Do jaguars (*Panthera onca*) depend on large prey? *Western North American Naturalist* 62:218-222.
- McSHEA, W. J. 2005. Forest ecosystems without carnivores: when ungulates rule the world. Pp. 138-153 in *Large carnivores and the conservation of biodiversity* (Ray, J. C., K. H. Redford, R. S. Steneck, y J. Berger, eds.). Island Press, Washington, EE.UU.
- MAGURRAN, A. E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press. Nueva Jersey, EE.UU.
- MARCH, I. J., y M. ARANDA. 1992. Mamíferos de la Selva Lacandona, Chiapas. Pp. 201-220 in *Reserva de la Biosfera Montes Azules, Selva Lacandona: investigaciones para su conservación* (Vásquez Sánchez, M. A., y M. A. Ramos Olmos, eds.). Publicaciones Especiales Ecosfera. Chiapas, México.
- MARTÍNEZ-PACHECO, A. I. 2012. Monitoreo del cambio de uso de suelo en Los Chimalapas 2000-2003. Pp. 86-94 in *Una mirada desde el corazón de la jícara de oro. Experiencias de conservación en la Selva Zoque de Los Chimalapas* (Ortega del Valle D., T. Carranza López, y J. Martínez Pérez, eds.). WWF-México, Oaxaca, México.
- MEDELLÍN, R. A., G. CEBALLOS, y H. ZARZA. 1998. *Spilogale pygmaea*. *Mammalian Species* 600:1-3.
- MORIN, P. J. 2011. *Community Ecology*, segunda edición. Wiley-Blackwell. Nueva Jersey, EE.UU.
- MONROY-VILCHIS, O., y V. MUNDO. 2009. Nicho trófico de la nutria neotropical (*Lontra longicaudis*) en un ambiente modificado, Temascaltepec, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 80:801-806.
- NAVARRO-SIGÜENZA, A. G., L. CANSECO MÁRQUEZ, y H. OLGUÍN MONROY. 2008. Vertebrados terrestres de los Chimalapas: una prioridad de conservación. *Biodiversitas* 77:10-15.
- OLGUÍN MONROY, H. C., L. LEÓN PANIAGUA, U. MELO SAMPER-PALACIOS, y V. SÁNCHEZ-CORDERO. 2008. Mastofauna de la región de Los Chimalapas, Oaxaca, México. Pp. 165-216 in *Avances en el estudio de los mamíferos de México* (Lorenzo, C., E. Espinoza, y J. Ortega, eds.). Asociación Mexicana de Mastozoología, A.C. Ciudad de México, México.
- PÉREZ-IRINEO, G., y A. SANTOS-MORENO. 2010. Diversidad de una comunidad de mamíferos carnívoros en una selva mediana del noreste de Oaxaca, México. *Acta Zoológica Mexicana* (n. s.) 26:721-736.
- PÉREZ-IRINEO, G., y A. SANTOS-MORENO. Sometido. Ecology of the ocelot (*Leopardus pardalis*, Carnivora: Felidae) in rainforests of southeast Mexico. *Revista de Biología Tropical*.
- PIANKA, E. R. 1980. Guild structure in desert lizards. *Oikos* 35:194-201.
- POZO DE LA TIJERA, C., y J. E. ESCOBEDO CABRERA. 1999. Mamíferos terrestres de la Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an, Quintana Roo, México. *Revista de Biología Tropical* 47:251-262.
- PRESLEY, S. J. 2000. *Eira barbara*. *Mammalian Species* 636:1-6.
- REID, F. A. 1997. *A field guide to the mammals of Central America and Southeast Mexico*. Oxford University Press. Nueva York, EE.UU.

- RIECHERS PÉREZ, A.** 2004. Análisis mastofaunístico de la zona sujeta a conservación ecológica Laguna Bélgica, Chiapas, México. *Anales del Instituto de Biología, Serie Zoología* 75:363-382.
- SALAS MORALES, S. H., L. SCHIBLI, Y E. TORRES BAHENA.** 2001. La importancia ecológica y biológica. Pp. 29-41 in *Chimalapas. La última oportunidad* (Aparicio Cid, R, ed.). World Wildlife Fund Programa México y Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. Ciudad de México, México.
- SEMARNAT.** 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres. Categoría de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio. Lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación.
- SERVIN, J., Y E. CHACÓN.** 2005. *Urocyon cinereoargenteus*. Pp. 354-355 in *Los mamíferos silvestres de México* (Ceballos, G., y G. Oliva, eds.). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad y Fondo de la Cultura Económica. Ciudad de México, México.
- SILVA PEREIRA, J. E., R. F. MORO-RIOS, D. R. BILSKI, Y F. C. PASSOS.** 2011. Diets of three sympatric Neotropical small cats: food niche overlap and interspecific differences in prey consumption. *Mammalian Biology* 76:308-312.
- SIMBERLOFF, D., Y T. DAYAN.** 1991. The guild concept and the ecological communities. *Annual Reviews Ecology and Systematics* 22:115-143.
- STENECK, R. S.** 2005. An ecological context for the role of large carnivores in conserving biodiversity. Pp. 9-33 in *Large carnivores and the conservation of biodiversity* (Ray, J. C., K. H. Redford, R. S. Steneck, y J. Berger, eds.). Island Press. Washington, EE.UU.
- SOBERÓN, J., Y J. B. LLORENTE.** 1993. The use of species accumulation functions for the prediction of species richness. *Conservation Biology* 7:480-488.
- TOBLER, M. W., S. E. CARRILLO-PERCASTEGUI, R. LEITE PITMAN, R. MARES, Y G. POWELL.** 2008. An evaluation of camera traps for inventorying large-and medium-sized rainforest mammals. *Animal Conservation* 11:169-178.
- TREJO, I.** 2004. Clima. Pp. 67-85 in *Biodiversidad de Oaxaca* (García-Mendoza, A. J., M. J. Ordoñez, y M. Briones-Salas, eds.). Instituto de Biología, UNAM-Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza-World Wildlife Fund. Ciudad de México, México.
- VALENZUELA GALVÁN, D.** 2005. *Procyon lotor*. Pp. 415-417 in *Los mamíferos silvestres de México* (Ceballos, G., y G. Oliva, eds.). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad y Fondo de la Cultura Económica. Ciudad de México, México.
- VAN VALKENBURGH, B.** 1988. Trophic diversity in past and present guilds of large predatory mammals. *Paleobiology* 14:155-173.
- VAN VALKENBURGH, B.** 1989. Carnivore dental adaptations and diet: a study of trophic diversity within guilds. Pp. 410-436 in *Carnivore, behavior, ecology, and evolution* (Gittleman, J.L., ed.). Cornell University Press. Nueva York, EE.UU.
- VERTS, B. J., L. N. CARRAWAY, Y A. KINLAW.** 2001. *Spilogale gracilis*. *Mammalian Species* 674:1-10.

- WILMERS, C. C., R. L. CRABTREE, D. W. SMITH, K. M. MURPHY, Y W. M. GETZ.** 2003. Trophic facilitation by introduced top predators: grey wolf subsidies to scavengers in Yellowstone National Park. *Journal of Animal Ecology* 72:909-916.
- WILSON, D. E., Y R. A. MITTERMEIER.** 2009. Handbook of the mammals of the world. Volume 1. Carnivores. Lynx editions, Barcelona, España.
- WRIGHT, S. J., M. E. GOMPPER, Y B. DELEON.** 1994. Are large predators keystone species in Neotropical forests? The evidence from Barro Colorado Island. *Oikos* 71:279-294.
- YENSEN, E., Y T. TARIFA.** 2003. *Galictis vittata*. *Mammalian Species* 727:1-8.
- ZAPATA, S. C., A. TRAVAINI, M. DELIBES, Y R. MARTÍNEZ-PECK.** 2008. Identificación de morfogremios como aproximación al estudio de reparto de recursos en ensambles de carnívoros terrestres. *Mastozoología Neotropical* 15:85-101.

Sometido: 23 de agosto de 2013
Revisado: 27 de octubre de 2013
Aceptado: 13 de noviembre de 2013
Editor asociado: Jorge Servin
Diseño gráfico editorial: Gerardo Hernández

Cuidados maternos y registros recientes de Puma (*Puma concolor*) y Gato Montes (*Lynx rufus*) en el estado de Hidalgo, México

Alberto Enrique Rojas-Martínez^{1*}, Melany Aguilar-López¹
y Brenda Muñoz Vázquez¹

Abstract

We proportioning information over the maternal behavior of care in the *Puma concolor*, obtained to a photographic sequence of a female that going with his kittens to eat. Also, over the maternal protections that cause that a young coyote was killed by the attack of a female bobcat, which was accompanied for a juvenile bobcat. In this paper, additionally, we proportioned recent information over records of these cats in the Hidalgo state, México.

Keywords: bobcat, felid behavior, Hidalgo, México, maternal care, puma.

Resumen

Se presenta información sobre la conducta de cuidados maternos de una puma, que pueden ser inferidos a partir de una secuencia fotográfica de una hembra que lleva a sus cachorros a alimentarse. Además sobre la protección maternal de una hembra de gato montés que era acompañada por su cría, y que causo la muerte de un coyote joven. En este trabajo adicionalmente se proporciona información sobre los registros más recientes de estos felinos en el estado de Hidalgo, México.

Palabras clave: conducta en felinos, cuidado maternal, gato montés, Hidalgo, México, puma.

Introducción

Los felinos son un grupo importante para el mantenimiento de los ecosistemas, son considerados carnívoros finales, porque regulan la densidad poblacional de aquellos animales que son parte importante de su alimentación (Beck *et al.* 2005). Los depredadores tienen pocos enemigos naturales, sin embargo, otros carnívoros pueden interactuar de manera negativa, compitiendo por alimento, depredando a los adultos de especies menores o a las crías de especies de igual o de mayor tamaño (Palomares y Caro

¹Laboratorio de Ecología de Poblaciones, Centro de Investigaciones Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Carretera Pachuca-Tulancingo km 4.5 s/n, Colonia Carboneras, Mineral de la Reforma, Hidalgo 42184, México. E-mail: arojas@uaeh.edu.mx; arojasmartinez@yahoo.com

*Corresponding autor: Alberto Enrique Rojas Martínez

1999; Fedriani *et al.* 2000). Las relaciones de depredación entre los carnívoros pueden ser simétricas, cuando el peligro de depredación es igual para las especies, o asimétrico, si alguna de las especies tiene mayor riesgo y esto regularmente está determinado por sus tamaños (Palomares y Caro 1999).

Los registros de felinos silvestres en el estado de Hidalgo, *Puma concolor* (puma) y *Lynx rufus* (gato montés), son escasos y parecían sugerir que el estado no presentaba ambientes propicios para la existencia de estas especies. Sin embargo el estado de Hidalgo posee una gran heterogeneidad en su vegetación, misma que ha sido poco estudiada (Mejenes-López *et al.* 2010) y que resulta propicia para la existencia de estos animales. Los registros actuales demuestran que estos dos felinos son comunes en el estado (Aguilar-López 2009; Hernández-Flores 2009; Muñoz-Vázquez 2009; Mejenes-López *et al.* 2010; Hernández-Flores y Rojas-Martínez 2010; Mendoza-Vega 2012; Valencia-Herverth y Valencia-Herverth 2012) y que pueden habitarlo otros grandes carnívoros, como los osos (Rojas-Martínez y Juárez-Casillas 2013).

En este trabajo se reportan aspectos sobre la interacción entre depredadores. Como la conducta de cuidados maternales en el puma, a partir de una secuencia fotográfica de una hembra con crías y sobre la protección maternal de una hembra de gato montés, que causo la muerte de un coyote (*Canis latrans*) joven. Además se proporciona información sobre los registros más recientes de estos felinos en el estado de Hidalgo.

Material y Métodos

Para la realización de este trabajo fueron consultadas las fotografías y los datos de campo que prueban la presencia del puma en la Reserva de la Biosfera Barranca de Metztitlán y del gato montés en el Cerro El Xihuingo, para documentar la conducta maternal de ambos felinos. La cámara digital (Sony, Cyber-shot, 7.2 megapíxeles, Forestry Suppliers, Inc.) fue colocada *ex profeso* para detectar al animal que había matado a un chivo. Fue colocada al atardecer, enfocando hacia el cadáver semicubierto de hojarasca y permaneció activa durante toda la noche. Adicionalmente se realizó una revisión de la información depositada en el Laboratorio de Ecología de Poblaciones y de los ejemplares depositados en la Colección de Mamíferos del Centro de Investigaciones Biológicas (HGO-MAM) y se complementó con la revisión de las publicaciones más recientes desde el año de 2009 al 2013, utilizando el buscador Google Scholar®.

Cuidado maternal en puma, las fotografías fueron obtenidas a 1.4 km S y 1.5 km E de San Pablo Tetlapayac, municipio de Metztitlán (lat. 20.6269167 °; long. -98.9145556 °; 1,065 msnm), situado en la Barranca Chica, dentro de la Reserva de la Biosfera de la Barranca de Metztitlán. La vegetación dominante corresponde con un bosque de galería a los lados del arroyo, mezclado con huertas de árboles frutales como mango, zapote amarillo, zapote negro y nogales. Las laderas están cubiertas por matorral xerófilo, dominado por mezquites (*Prosopis laevigata*), nopales (*Opuntia* spp.) y cactus columnares de las especies *Mirtilocactus geometrizans* y *Stenocereus dumortieri* (Rojas-Martínez *et al.* 2010). El sitio en el que fue colocada la cámara es una pendiente escarpada, formada por una grieta, dominada por matorral xerófilo.

Datos sobre la protección maternal del gato montés y la muerte del coyote, fueron obtenidos en el Cerro del Xihuingo, a 5.3 km N y 0.2 km W de Tepeapulco (lat. 19.83480°; long. -98.55372°; 2,819 msnm), localizado entre los municipios de

Tlanalapa y Tepeapulco. La vegetación se encuentra relativamente conservada, en él se desarrollan matorrales xerófilos con nopaleras, con *Opuntia streptacantha* como especie dominante, así como bosques mixtos de encino (*Quercus rugosa*) y tazcate (*Juniperus flacida*), intercalados con pastizales inducidos, cultivos de trigo y avena (Muñoz 2009).

Resultados

Cuidado maternal en puma. Los cuidados maternales del puma pudieron observarse en una secuencia fotográfica obtenida el 15 de mayo de 2009. Cuando al acudir a las oficinas de la Reserva de la Biosfera de la Barranca de Metztitlán, nos informaron que la gente de San Pablo Tetlapayac, había encontrado el cadáver de un chivo semicubierto de hojarasca, afirmaban que un puma lo había matado y que regresaría a comerlo en la noche de ese día. Cuando llegamos a la localidad, pedimos que nos llevarán hasta el lugar, para colocar una cámara fotográfica con sensor de movimiento (19:31 hrs). Al día siguiente la cámara registró un total de 14 fotografías, donde se aprecia una hembra de puma, acompañada al menos por dos crías.

En la secuencia de las fotografías se puede observar varios aspectos conductuales de la hembra y de las crías. A las 01:19 llegó la hembra al lugar, descendiendo por la pendiente, aparece de medio cuerpo de perfil derecho, mirando e inspeccionando la cámara en posición de alerta (seño fruncido). Enseguida a las 01:20 se observa a dos crías comiendo del cadáver metiendo la cabeza entre las costillas, ambas se retiran metro y medio del cadáver, cuesta arriba (01:21), y miran hacia la madre, que no sale a cuadro. Uno de los cachorros regresa a comer y después se retira y mira otra vez a la madre (misma posición anterior). A las 01:22 reaparece la madre agazapada, en posición de ataque (Fig.1), pero con las orejas levantadas y el seño fruncido, mirando de frente a la cámara y se observa a uno de los cachorros detrás de ella, mirando hacia abajo de la pendiente. A la 01:23 nuevamente una de las crías se acerca a comer, mientras la otra aparece mirando hacia arriba en el mismo lugar que en las ocasiones anteriores. Después de esto, la cámara dejó de tomar fotografías, hasta las 04:40 cuando el lugar aparece mojado por la lluvia y se observa a un puma adulto que viene subiendo la pendiente, de medio cuerpo de frente al cadáver y volteando hacia atrás, no tiene el seño fruncido, ni mira a la cámara, por lo que suponemos que es la hembra que está habituada a ella. Comienza a comer del cadáver (04:43) hasta las 04:50 h, especialmente de la región de los cuartos traseros y la región lumbar. Después no hay fotografías hasta las 05:48 cuando aparecen los cuartos traseros del puma, aparentemente alejándose del lugar y pasando a un lado de los restos del chivo. Los restos que quedaron por la mañana fueron la cabeza, las costillas, la salea, las patas, el estómago y el intestino.

Protección maternal en gato montés. Otro aspecto interesante del cuidado maternal, sobre la protección de la cría, ocurrió en el cerro del Xihuingo, donde acudimos a capturar murciélagos colocando redes en un jagüey. Mientras realizábamos la revisión de las redes, detectamos la presencia de un coyote aparentemente ahogado, del que solamente sobresalía el costado izquierdo del rostro. Cuando lo sacamos del agua notamos que no estaba ahogado, pues no escurría agua de sus pulmones. El ejemplar fue llevado al Laboratorio de Ecología de Poblaciones, para su preparación e ingreso a la colección de mastozoología del Centro de Investigaciones Biológicas (HGO-MAM-336).

Fue hasta el momento de desollarlo cuando nos percatamos de que el animal mostraba diferentes heridas con derrames sanguíneos evidentes que no dejaron sangre externa, debido a que el animal murió dentro del agua. El ejemplar mostraba huellas de haber sido arañado y mordido en la región lumbar y en los cuartos traseros, además de dos heridas más causadas por mordedura, una en la nuca que lastimó la tercera vértebra cervical y la otra que consideramos que causó la muerte, le perforó la región frontal izquierda del cráneo y mostraba un punto de apoyo sobre el arco cigomático izquierdo.

El animal muerto era un macho inmaduro, que aún mostraba crecimiento en las suturas del cráneo. En las orillas lodosas del jagüey, además fueron localizadas cuatro grupos de huellas de un gato montés adulto, que aparentemente estaba acompañado por una cría.



Figura 1. Puma hembra vigilando la cámara mientras un cachorro permanece a la expectativa.

Registros recientes de puma y gato montés en el estado de Hidalgo. Los registros de puma demuestran que es un felino común en el estado de Hidalgo, se tienen evidencias de su presencia en la mitad norte del estado (Fig. 2; Anexo 1) en los municipios de Metztitlán (lat. 20.62692°; Long. -98.91458°), Pacula (lat. 20.94672°; long. -99.23947°), Tasquillo (lat. 20.98983°; long. -98.58658°), Tlanchinol (lat. 20.96853°; long. -98.66986° y lat. 20.99067°; long. -98.58658°) y Zimapán (lat. 20.91819°; long. -99.210305°), municipios que se caracterizan por su accidentada topografía. El ejemplar de Tasquillo fue donado por la PROFEPA Hidalgo (HGO-MAM-722), quienes decomisaron a un puma muerto por un policía en la ciudad de Tasquillo. El animal se encontraba refugiado sobre un agüegüete (*Taxodium mucronatum*), en una calle que desemboca al río Tula. El ejemplar es una hembra joven, con las siguientes medidas somáticas (LT, 1840; CV, 630; PT, 260; O, 90). Los otros registros de puma se obtuvieron mediante registros fotográficos, pieles curtidas, huellas y excretas.

Los registros de gato montés muestran que estos animales están ampliamente distribuidos en el estado de Hidalgo (Fig. 2; Anexo 1), desde las regiones cálido-húmedas del norte, hasta las regiones templadas y cálido-secas del estado. En este estudio se incluyen registros para esta especie, el segundo felino de mayor tamaño en el estado: Municipio de Metztitlán (lat. 20.44489°; long. -98.68183°), Mineral del Chico (lat. 20.19905°; long. -98.74494° y lat. 20.19572°; long. -98.72264°), San Felipe Orizatlán (lat. 21.23000°; long. -98.56969°), Tepeapulco (lat. 19.83480°; long. -98.55372°), Villa de Tezontepec (lat. 19.91708°; long. -98.77850° y lat. 19.91517°; long. -98.77958°) y Zimapán (lat. 20.57803°; long. -9.34161°). Los ejemplares del gato montés fueron detectados mediante el uso de cámaras automáticas con sensor de movimiento, huellas, excretas y un cráneo.

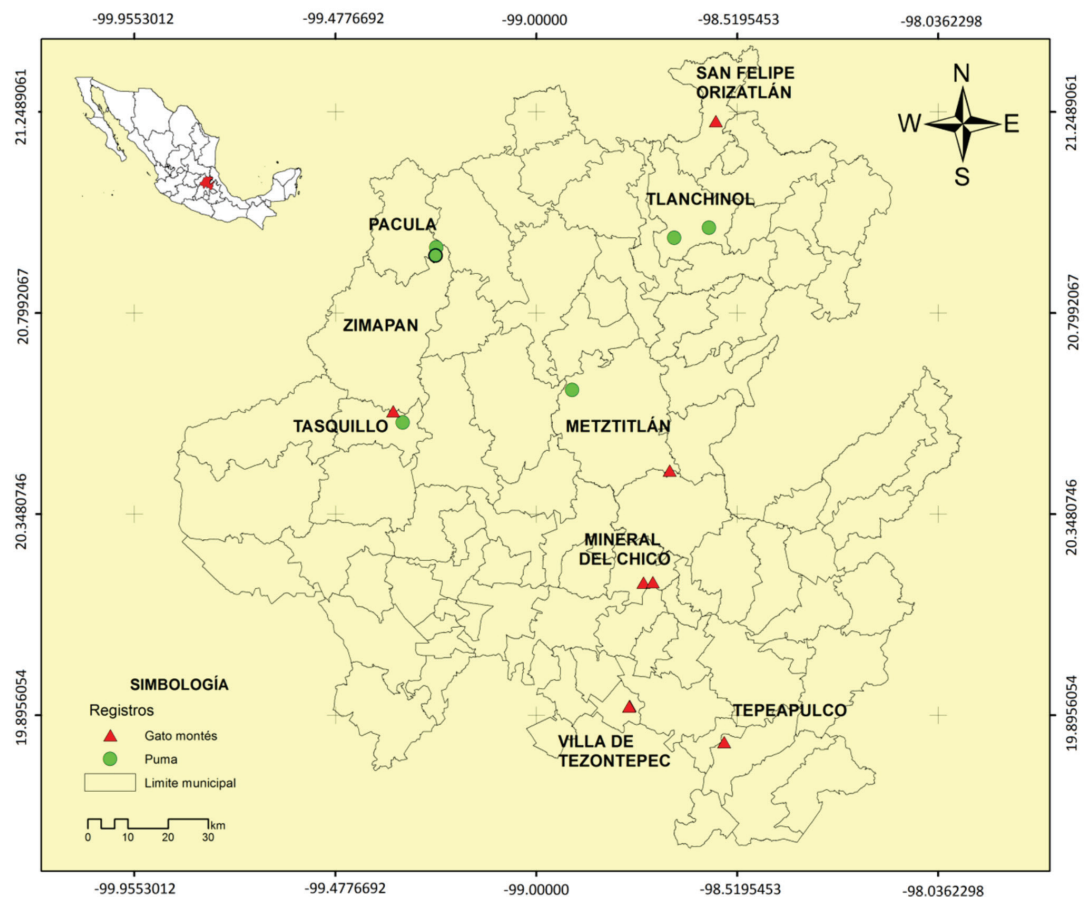


Figura 2. Registros recientes de *Puma concolor* (puma) y *Lynx rufus* (gato montés) en el estado de Hidalgo. Registrados en el Laboratorio de Ecología de Poblaciones, en la Colección de Mamíferos del Centro de Investigaciones Biológicas y en la literatura.

Discusión

La presencia de pumas en el estado de Hidalgo ha sido recientemente informada (Mejenez-López *et al.* 2010), pero no se sabe nada sobre la forma en que las hembras conducen a sus crías hasta donde está la presa depredada, mientras vigilan. La conducta anterior no ha sido señalada antes en México, sin embargo es conocida en el Gran Teton National Park (Wyoming, EE.UU.), en donde se ha documentado que la madre conduce a sus cachorros hasta donde hay alimento seguro y los deja experimentar solos con el contacto con la presa muerta o viva, dejando que se alimenten primero y permaneciendo cerca de ellos (Elbroch y Quigley 2012). Además se ha comprobado que en los lugares

donde habitan pumas de diferentes edades, las madres llevan a los cachorros hasta de un año de edad, a comer antes de que se alimenten los otros pumas (Pierce *et al.* 1998).

Esto incluye la inspección previa del lugar, la comunicación olfativa (marcaje del lugar) y la vigilancia mientras comen las crías, para evitar que machos adultos maten a los cachorros (Pierce *et al.* 1998; Elbroch y Quigley 2012). En Metztlán, la hembra llegó con sus cachorros ya avanzada la noche, pero se ignora el tiempo que tardaron en comer porque la cámara dejó de tomar fotografías y pasaron 3 horas con 17 minutos antes de que regresara la hembra, después de dejar a sus crías en un lugar seguro (Pierce *et al.* 1998). Las crías eran pequeñas, probablemente de tres o cuatro meses de edad y al parecer no estaban bien alimentadas, pues se observan flacas (se perciben los huesos en los cuartos traseros), sin embargo la hembra se observa bien alimentada. Lo anterior puede haber sido la causa de que la hembra decidiera cazar a un chivo muy cerca de la población de San Pablo (100 m de los caseríos), lo cual sólo ocurre cuando los animales no encuentran presas silvestres suficientes y se acercan a las poblaciones para matar animales domésticos (Beck *et al.* 2005). Se ha reportado que las hembras con crías matan a una presa cada tres días aproximadamente (Beck *et al.* 20015), en San Pablo Tetlapayac los ataques a los animales domésticos son ocasionales, lo que aparentemente ocurre porque los pumas pueden capturar a otras presas silvestres en la barranca.

El coyote y el gato montés son dos carnívoros de dimensiones similares (coyotes 13.3 kg; gato montés 8.3 kg) que coexisten en los mismos ambientes y las interacciones conflictivas entre ellos son bien conocidas (Fedriani *et al.*, 2000; Gipson y Kamler 2002).

Por ejemplo, se afirma que la densidad de los gatos está inversamente relacionada con la de los coyotes (Robinson 1961; Liyvaiti y Harrison 1989) y existen varios casos documentados de coyotes que atacan y matan a los gatos (Fedriani *et al.* 2000; Gopson y Kamler 2002).

Pensamos que el coyote se mostró agresivo, debido a su inexperiencia y a que se encontraba solitario, lo que provocó el ataque del gato montés para proteger a su cachorro. Este es el primer caso conocido de un coyote muerto por un lince. Debido a su tamaño y a la cacería de grupo, lo normal es que los lince sean cazados por los coyotes (Litvaitis y Harrison 1989; Buskirk *et al.* 2000; Fedriani *et al.* 2000; Gipson y Kamler 2002). Esto ocurre para evitar la competencia por las presas y no con motivos de alimentación (Fedriani *et al.* 2000). Aunque los coyotes son animales gregarios, se conoce que cuando los machos son jóvenes pre-reproductivos, frecuentemente se alejan de las manadas y viven solos (Servín y Chacón 2005). Mientras que la agresividad de los felinos se incrementa cuando protegen a sus crías (Palomares y Caro 1999).

Los recientes registros de puma y de gato montés en Hidalgo muestran que estos animales son especies comunes en todos los tipos de vegetación. Sin embargo, la presencia del puma se restringe a los territorios escarpados del estado, situados principalmente en la mitad norte, lo cual coincide con lugares mejor conservados y alejados de los asentamientos humanos (Beck *et al.* 2005). Por otra parte, el gato montés habita en todo el territorio estatal, pero llama la atención la cercanía de los registros con los asentamientos humanos, quizás debido a que en las regiones alteradas son más abundantes sus presas (Fedriani *et al.* 2000).

Agradecimientos

Agradecemos al proyecto “Diversidad Biológica del Estado de Hidalgo”, FOMIX-Hidalgo 191908, tercera etapa, por el financiamiento de este trabajo y a dos revisores anónimos que con sus observaciones contribuyeron a mejorar este trabajo.

Literatura citada

- AGUILAR-LÓPEZ, M.** 2009. Composición y estructura de los ensamblajes de los mamíferos terrestres en dos condiciones de bosque mesófilo de montaña en Tlanchinol, Hidalgo. Maestría en Ciencias en Biodiversidad y Conservación, Área Académica de Biología, Instituto de Ciencias Básicas e Ingeniería, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Pachuca, México.
- Beck, T., J. Becham, P. Beier, T. Hofstra, M. Hornocker, F. Lindzey, K. Logan, B. Pierce, H. Quigley, I. Ross, H. Shaw, R. Sparrowe, y S. Torres.** 2005. Guía de manejo del puma. Grupo de trabajo de manejo del puma. Wild Futures-Instituto de Ecología, A. C. Opal Creek Press. Washington, EE.UU.
- Buskirk, S. W., L. F. Ruggiero, y C. J. Krebs.** 2000. Habitat fragmentation and interspecific competition of lynx in the United States. University Press of Colorado, Boulder, and United States Department of Agriculture Rocky Mountain Research Station. Fort Collins, EE.UU.
- Elbroch, L. M., y H. Quigley.** 2012. Observations of wild cougar (*Puma concolor*) kittens with live prey: Implications for learning and survival. *The Canadian Field Naturalist* 126:333-335
- Fedriani, J. M., T. K. Fuller, R. M. Sauvajot, y E. C. York.** 2000. Competition and intraguild predation among three sympatric carnivores. *Oecologia* 125:258-270.
- Gipson, P. S., y J. F. Kamler.** 2002. Bobcat killed by a coyote. *The Southwestern Naturalist* 47:511-513.
- Hernández, F. S. D.** 2009. Diversidad y distribución del ensamblaje de mamíferos de la reserva de la biosfera barranca de Metztitlán, Hgo. México. Maestría en Ciencias en Biodiversidad y Conservación, Área Académica de Biología, Instituto de Ciencias Básicas e Ingeniería, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Pachuca, México.
- Hernández-Flores, S. D., y A. E. Rojas-Martínez.** 2010. Lista actualizada y estado de conservación de los mamíferos del Parque Nacional El Chico, Hidalgo, México. *Acta Zoológica Mexicana* 26:563-583.
- Litvaitis, J. A., y D. J. Harrison.** 1989. Bobcat-coyote niche relationships during a period of coyote population increase. *Canadian Journal of Zoology* 67:1180-1188.
- Mejenez-López, S. de M. A., M. Hernández-Bautista, J. Barragán-Torres, y J. Pacheco, R.** 2010. Los mamíferos en el estado de Hidalgo. *Therya* 1:161-188.
- Mendoza, V. L. A.** 2012. Los mamíferos del Parque Nacional los Marmoles, Hidalgo, México. Licenciatura en Biología, Instituto de Ciencias Básicas e Ingeniería, UAEH. Pachuca, México.
- Muñoz, V. B.** 2009. Inventario mastofaunístico del cerro El Xihuingo, Tepeapulco, Hidalgo. Licenciatura en Biología, Instituto de Ciencias Básicas e Ingeniería, UAEH. Pachuca, México.

- Palomares, F., y T. M. Caro.** 1999. Interspecific killing among mammalian carnivores. *The American Naturalist* 153:492-508.
- Pierce, B. M., V. C. Bleich, C. L. B. Chetkiewicz, y J. D. Wehausen.** 1998. Timing of feeding bouts lions. *Journal of Mammalogy* 79:222-226.
- Rojas-Martínez, A. E., y L. A. Juárez-Casillas.** 2013. Primer registro de oso negro americano (*Ursus americanus*) para el estado de Hidalgo, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 84:1018-1021.
- Rojas-Martínez, A. E., O. Noguera-Cobos, y J. M. Castillo-Cerón.** 2010. Pega-ropa (*Metzelia hispida*:Loasaceae), una planta que atrapa murciélagos. *Acta Zoológica Mexicana* (n. s.) 26:223-227.
- Servín, J., y E. Chacón.** 2005. *Canis latrans* Say, 1983. Coyote. pp 349-350. In: G. Ceballos y G. Oliva (Coor.). Los mamíferos silvestres de México, Fondo de Cultura Económica- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Ciudad de México, México.
- Valencia-Herverth, R., y J. Valencia-Herverth.** 2012. Presencia del gato montés (*Lynx rufus*) en selvas tropicales del estado de Hidalgo, México. *Therya* 3:81-85.

Sometido: 20 de agosto de 2013

Revisado: 27 de octubre de 2013

Aceptado: 29 de noviembre de 2013

Editor asociado: Jorge Servin

Diseño gráfico editorial: Gerardo Hernández

Anexo 1

Registros recientes de *Puma concolor* (puma) y *Lynx rufus* (gato montés) en el estado de Hidalgo, referidos en esta publicación.

Puma concolor ($n = 5$): Apantlazol, Mpio. Tlanchinol, bosque mesófilo de montaña ($n = 1$, lat. 20.99067°; long. -98.58658°, piel curtida; Aguilar-López 2009); 1 km al N y 0.15 km al W de Comala, Mpio. Tlanchinol, bosque mesófilo de montaña ($n = 1$, lat. 20.96853°; long. -98.66986°, fotografía; Aguilar-López 2009); 5.7 km al N y 1 km al W de Durango- PNLM, Mpio. Pacula, bosque de encino-pino ($n = 1$, lat. 20.94672°; long. -99.23947°, huella y excreta; Mendoza-Vega 2012); 0.7 km al NW de Tasquillo, Calle Simón Bolívar, Barrio San Antonio. Mpio. Tasquillo, bosque de galería ($n = 1$, lat. 20.98983°; long. -98.58658°, piel y esqueleto, HGO-MAM-722); 1.4 km al S y 0.7 km al E de San Pablo Tetlapayac, Barrio Metzquititla- RBBM, Mpio. Metztlán, matorral xerófilo ($n = 1$, lat. 20.62692°; Long. -98.91458°, fotografía; Laboratorio de Ecología de Poblaciones).

Lynx rufus ($n = 8$): Taxiscoatitla, Mpio. San Felipe Orizatlán, selva mediana perenifolia ($n = 1$, lat. 21.23000°; long. -98.56969°, cráneo; Valencia-Herverth y Valencia Herverth 2012); 0.3 km al N del Puente de Tasquillo, Mpio. Zimapán, matorral crasicale ($n = 1$, lat. 20.57803°; long. -9.34161°, huella y excreta; Laboratorio de Ecología de Poblaciones); 1.7 km al S y 1 km al W de Higueras, "Cerro de la Campana"- RBBM, Metztlán, matorral xerófilo ($n = 1$, lat. 20.44489°; long. -98.68183°, fotografía; Hernández-Flores 2009); 2.4 km al S y 1.4 km al W de Mineral del Chico, "Tlaxcalita"- PNEC, Mpio. Mineral del Chico bosque de pino ($n = 1$, lat. 20.19905°; long. -98.74494°, excreta; Hernández-Flores y Rojas-Martínez 2010); 2.3 km al S y 0.9 km al E de Mineral del Chico, "Los Corrales"- PNEC, Mpio. Mineral del Chico, bosque de oyamel ($n = 1$, lat. 20.19572°; long. -98.72264°, fotografía; Hernández-Flores y Rojas-Martínez 2010); 0.8 km al S y 2 km al E de Xoconoxtle, Mpio. Villa de Tezontepec, matorral xerófilo ($n = 1$, lat. 19.91708°; long. -98.77850°, fotografía; Laboratorio de Ecología de Poblaciones); 2.2 km al SE de Xoconoxtle, Mpio. Villa de Tezontepec, matorral xerófilo ($n = 1$, lat. 19.91517°; long. -98.77958°, fotografía; Laboratorio de Ecología de Poblaciones); 5.3 km al N y 0.2 km al W de Tepeapulco, El Xihuingo, Mpio. Tepeapulco, bosque de juniperus ($n = 1$, lat. 19.83480°; long. -98.55372°, huella y excreta; Muñoz-Vázquez 2009).

Cariotipo de *Peromyscus grandis* (Rodentia: Cricetidae)

Nicté Ordóñez-Garza^{1*}, Vicki J. Swier³, John D. Hanson⁴,
Cibele G. Sotero-Caio¹, and Robert D. Bradley^{1,2}

Abstract

Peromyscus grandis is a rodent whose distribution is restricted to the mountain ranges of central Guatemala. This note represents the first report of karyotypic data for this species. The karyotype (fundamental number = 58) closely resembles karyotypes of other species of *Peromyscus*.

Keywords: chromosomes, Cricetidae, endemic, karyogram, *Peromyscus mexicanus* group.

Resumen

Peromyscus grandis es un roedor cuya distribución está restringida a las montañas del centro de Guatemala. Esta nota es el primer reporte de datos cariotípicos para esta especie. El cariotipo (número fundamental = 58) resulta muy parecido al de otras especies de *Peromyscus*.

Palabras clave: cariograma, Cricetidae, cromosomas, endémico, grupo *Peromyscus mexicanus*

Introduction

Many species of rodents are endemic to the highlands of Mesoamerica (*i.e.* species of *Habromys*, *Microtus*, *Reithrodontomys*, and *Peromyscus*- Hooper 1952; Conroy *et al.* 2001; Carleton *et al.* 2002; Dawson 2005). Although this region is considered one of the biodiversity hotspots for conservation priorities (Myers *et al.* 2000), basic biological information for many Mesoamerican rodents remains unknown. The *P. mexicanus* group is among the most speciose and ecologically diverse species group within the genus *Peromyscus* (Carleton 1989), and to date species limits and phylogenetic relationships among taxa within the group are not well resolved (Rogers and Engstrom 1992; Bradley *et al.* 2007; Ordóñez-Garza *et al.* 2010). Although most species within this group have been shown to exhibit extreme karyotypic conservatism with few taxa varying in their (sex) chromosome composition (Smith *et al.* 1986; Peppers *et al.* 1999). *Peromyscus*

¹Department of Biological Sciences, Texas Tech University, Lubbock, TX 79409. E-mail: nicted.ordonez-garza@ttu.edu (NO-G), cibele.caio@ttu.edu (CGS-C) robert.bradley@ttu.edu (RDB).

²Natural Science Research Laboratory, Museum of Texas Tech University, Lubbock, TX 79409. E-mail: robert.bradley@ttu.edu (RDB).

³Biomedical Sciences Department, Creighton University, Omaha, NE 68178. E-mail: vicki_swier@hotmail.com (VJS)

⁴Research Testing Laboratory 104 Garfield Dr. Building #340, Lubbock, TX 79416. E-mail: j.delton.hanson@researchandtesting.com (JDH)

*Corresponding author.

grandis is the only species within the *P. mexicanus* group for which chromosomal data are unavailable. Herein, the karyotype of *P. grandis* is described and compared with karyotypes of other closely related species of *Peromyscus*.

Material and Methods

Sampling. Individuals of *P. grandis* were live-trapped from natural populations in Reserva Chelemhá, Alta Verapaz, Guatemala, 2,090 m, coordinates 15.3859 N and -90.0062 W. Voucher specimens and tissue samples were deposited in the National Museum of Natural History, Smithsonian Institution and the Natural Science Research Laboratory, Museum of Texas Tech University and are listed in Appendix I.

Chromosome data. Karyotypes were prepared under field conditions at Reserva Chelemhá, following the standard bone marrow technique of Lee and Elder (1980) as modified by Baker *et al.* (2003). At least five metacentric spreads were examined and photographed per individual and the diploid (2n) and fundamental numbers of autosomal arms (FN) were determined for each individual. Karyograms were initially constructed by arranging bi-armed chromosomes based on size (largest to smallest); inferences of homology were then made using the chromosomal morphology depicted in the Committee for Standardization of Chromosomes of *Peromyscus* (1977) and Greenbaum *et al.* (1994) and were compared to karyotypes and FNs previously reported for the *P. mexicanus* species group (Hsu and Arrighi 1986; Smith *et al.* 1986; Bradley and Ensink 1987; Peppers *et al.* 1999).

Results

Karyotypic data. Karyotypes were obtained from two individuals of *P. grandis* from Reserva Chelemhá, Alta Verapaz, Guatemala and 16 individuals of *P. mexicanus* from five localities in Honduras (see Appendix I). Comparison to the standard karyotype for *Peromyscus* (Committee for Standardization of Chromosomes of *Peromyscus* 1977; Greenbaum *et al.* 1994) using chromosomal size as a reference, revealed that *P. grandis* possessed six pairs of biarmed chromosomes (presumably pairs 1, 2, 3, 9, 22, and 23), a large sub-telocentric X, and a small acrocentric Y. The remaining autosomes are acrocentric (see Fig. 1a).

Discussion

Although the chromosomal data depicted herein are based on standard karyotypes (non-differentially stained), many inferences can be made relative to the G-banded datasets depicted in Greenbaum *et al.* (1994) and those pertaining to the *P. mexicanus* species groups (see below). The karyotype of *P. grandis* (2n = 48, FN = 58) resembled that described for other members of the *P. mexicanus* species group (Robbins and Baker 1981; Rogers *et al.* 1984; Stangl and Baker 1984; Smith *et al.* 1986; Peppers *et al.* 1999) examined to date, with two exceptions. First, Bradley and Ensink (1987) reported a FN = 56 karyotype for individuals of *P. m. saxatilis* from El Hatillo, Honduras. The karyotype of *P. m. saxatilis* appears to be missing chromosomal material above the centromere in the 3rd largest pair of chromosomes, leading Bradley and Ensink (1987) to conclude that it was acrocentric. *P. grandis* possesses a minute, but visible, amount of chromosomal

material above the centromere on the 3rd largest pair of chromosomes. To further examine this apparent discrepancy, we examined the karyotypes of 17 individuals of *P. m. saxatilis* collected from five localities in Honduras (Appendix I). All possessed a FN = 58 similar to that proposed for *P. grandis*. It is not known whether the FN = 56 form reported in Bradley and Ensink (1987) was a result of over contracted chromosomal material in *P. m. saxatilis*, population variation restricted to El Hatillo, Honduras, or if it represented a unique taxonomic character.

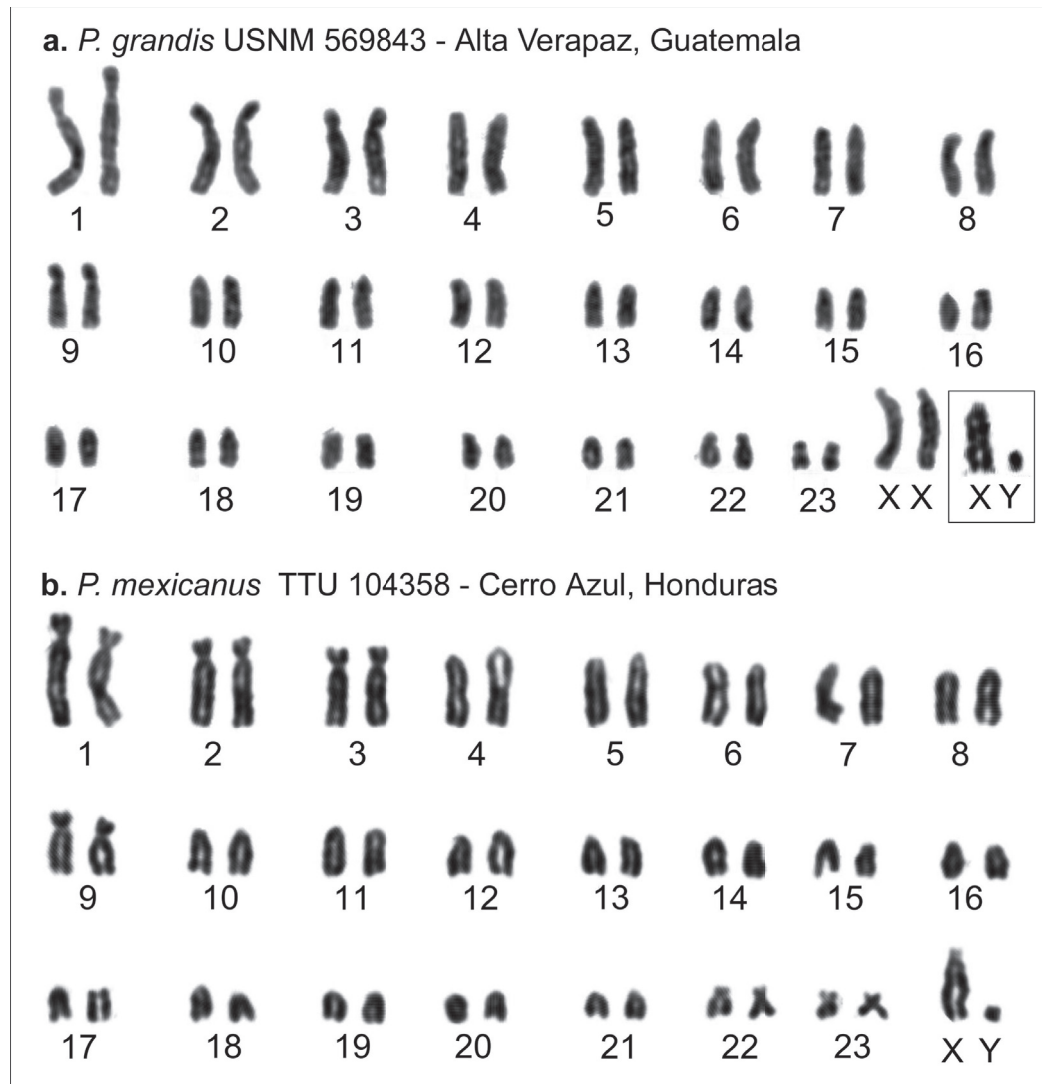


Figure 1. Non-differentially stained karyotypes for *P. grandis* from Guatemala (a) and *P. mexicanus saxatilis* from Honduras (b) depicting chromosomal morphology. The presumptive sex chromosomes in the insert in (a) were obtained from a male *P. grandis* (USNM 569910) and have the same morphology and relative size as the representative of *P. mexicanus saxatilis* (TTU 104358).

The second difference observed in the karyotype of *P. grandis*, relative to its sister taxon, *P. guatemalensis* (Ordóñez-Garza et al. 2010) and other members of the *P. mexicanus* species group involves minor differences in the morphology of the X and Y chromosomes. In *P. grandis*, the X chromosome, presumably is large and subtelocentric; whereas the Y chromosome is exceptionally small, acrocentric, and resembles that of *P. guatemalensis*, *P. mexicanus*, *P. stirtoni*, and *P. zarhynchus* (Rogers et al. 1984; Smith et al. 1986; Peppers et al. 1999). In general, the karyotype of *P. grandis* agrees with the conclusions of Smith et al. (1986) that karyotypic conservatism is consistent throughout the *P. mexicanus* species group as envisioned by Musser and Carleton (2005).

Acknowledgments

We thank R. J. Baker for advice with field karyotyping techniques. Field and collecting equipment were provided by the USGS Patuxent Wildlife Research Center at National Museum of Natural History, Smithsonian Institution (N. Woodman), Museo de Historia Natural de la Universidad de San Carlos de Guatemala, and Natural Science Research Laboratory at Museum of Texas Tech University. We thank Consejo Nacional de Areas Protegidas (CONAP) and the people of the Reserva Chelemhá for granting collecting permits. Partial funding was provided by UTMB (C. F. Fulhorst), NSRL (by J. Sowell), Walter and Judy Bulmer, Ralph P. and Mary Eckerlin, Sharon Parsons, and John O. Matson.

References

- BAKER, R. J., M. J. HAMILTON, AND D. A. PARISH.** 2003. Preparations of mammalian karyotypes under field conditions. Occasional Papers, Museum of Texas Tech University 228:1-8.
- BRADLEY, R. D., AND J. ENSINK.** 1987. Karyotypes of five cricetid rodents from Honduras. Texas Journal of Science 39:171-175.
- BRADLEY, R. D., N. D. DURISH, D. S. ROGERS, J. R. MILLER, M. D. ENGSTROM, AND C. W. KILPATRICK.** 2007. Toward a molecular phylogeny for *Peromyscus*: evidence from mitochondrial cytochrome-*b* sequences. Journal of Mammalogy 88:1146-1159.
- CARLETON, M. D.** 1989. Systematics and evolution. Pp. 7-142, in Advances in the study of *Peromyscus* (Kirkland, Jr. G. L., and J. N. Layne, eds.). Texas Tech University Press. Lubbock, EE.UU.
- CARLETON, M. D., O. SÁNCHEZ, AND G. URBANO-VIDALES.** 2002. A new species of *Habromys* (Muroiea: Neotominae) from México, with generic review of species definitions and remarks on diversity patterns among Mesoamerican small mammals restricted to humid montane forests. Proceedings of the Biological Society of Washington 115:488-533.
- COMMITTEE FOR STANDARDIZATION OF CHROMOSOMES OF PEROMYSCUS.** 1977. Standardized karyotype of deer mice, *Peromyscus* (Rodentia). Cytogenetics and Cell Genetics 19:38-43.
- CONROY C. J., Y. HORTELANO, F. A. CERVANTES, AND J. A. COOK.** 2001. The phylogenetic position of southern relictual species of *Microtus* (Muridae: Rodentia) in North America. Mammalian Biology 66:332-344.
- DAWSON, W. D.** 2005. Peromyscine biogeography, Mexican topography and Pleistocene climatology. Pp: 145--156 in Contribuciones Mastozoológicas en homenaje a Bernardo Villa (V. Sánchez-Codero, and R. A. Medellín, eds.). Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Ciudad de México, Mexico.
- GREENBAUM, I. F., S. J. GUNN, S. A. SMITH, B. F. McALLISTER, D. W. HALE, R. J. BAKER, M. D. ENGSTROM, M. J. HAMILTON, W. S. MODI, L. W. ROBBINS, D. S. ROGERS, O. G. WARD, W. D. DAWSON, F. F. B. ELDER F.F., M. R. LEE, S. P. PATHAK, AND F. B. STANGL, JR.** 1994. Cytogenetic nomenclature of deer mice, *Peromyscus* (Rodentia): revision and review of the standardized karyotype. Cytogenetics and Cell Genetics 66:181-195.

- HAFNER M. S., W. L. GANNON, J. SALAZAR-BRAVO, AND S. T. ALVAREZ-CASTAÑEDA.** 1997. Mammal collections in the western hemisphere: a survey and directory of existing collections. American Society of Mammalogists, Lawrence, EE. UU.
- HOOPER, E. T.** 1952. A systematic review of harvest mice (Genus *Reithrodontomys*) of Latin America. Miscellaneous Publications, Museum of Zoology, University of Michigan, 77:1-255.
- HSU, T. C., AND F. E. ARRIGHI.** 1986. Chromosomes of *Peromyscus* (Rodentia, Cricetidae). I. Evolutionary trends in 20 species. *Cytogenetics* 7:417-446.
- LEE, M. R., AND F. F. B. ELDER.** 1977. Karyotypes of eight species of Mexican rodents (Muridae). *Journal of Mammalogy* 58:479-487.
- LEE, M. R., AND F. F. B. ELDER.** 1980. Yeast stimulation of bone marrow mitosis for cytogenetic investigations. *Cytogenetics and Cell Genetics* 26:36-40.
- MYERS, N., R. A. MITTERMEIER, C. G. MITTERMEIER, G. A. B. DA FONSECA, AND J. KENT.** 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853-858.
- MUSSER, G. G., AND M. D. CARLETON.** 2005. Superfamily Muroidea. Pp. 894-1531 in *Mammal Species of the World* (Wilson, D. E. and Reeder, D. M. eds.). , Third Edition. The Johns Hopkins University Press. Baltimore, EE.UU.
- ORDÓÑEZ-GARZA, N., J. O. MATSON, R. E. STRAUSS, R. D. BRADLEY, AND J. SALAZAR-BRAVO.** 2010. Concordant patterns of phenotypic and genetic variation in three species of endemic Mesoamerican *Peromyscus* (Rodentia, Cricetidae). *Journal of Mammalogy* 91:848-859.
- PEPPERS, J. A., J. G. OWEN, AND R. D. BRADLEY.** 1999. The karyotype of *Peromyscus stirtoni* and its implications on chromosomal evolution in the *Peromyscus mexicanus* species group. *The Southwestern Naturalist* 44:109-112.
- ROBBINS, L. W., AND R. J. BAKER.** 1981. An assessment of the nature of rearrangements in eighteen species of *Peromyscus* (Rodentia: Cricetidae). *Cytogenetics and Cell Genetics* 31:194-202.
- ROGERS, D. S., I. F. GREENBAUM, S. J. GUNN, AND M. D. ENGSTROM.** 1984. Cytosystematic value of chromosomal inversion data in the genus *Peromyscus* (Rodentia: Cricetidae). *Journal of Mammalogy* 65:457-465.
- SMITH, S., R. D. BRADLEY, AND I. F. GREENBAUM.** 1986. Karyotypic conservatism in the *Peromyscus mexicanus* group. *Journal of Mammalogy* 7:584-586.
- STANGL, F. B., JR., AND R. J. BAKER.** 1984. Evolutionary relationships in *Peromyscus*: congruence in chromosomal, genic, and classical data sets. *Journal of Mammalogy* 65:643-654.

Sometido: 23 de abril de 2013

Revisado: 12 de septiembre de 2013

Aceptado: 23 de octubre de 2013

Editor asociado: Jesús Maldonado

Diseño gráfico editorial: Gerardo Hernández

Specimens examined. For each specimen, the collection locality, and museum catalogue number (abbreviations for museum acronyms follow Hafner *et al.* 1997) are provided in parentheses. Abbreviations are as follows: Museum of Texas Tech University (TTU), and United States National Museum (USNM).

Peromyscus grandis. GUATEMALA: Alta Verapaz; Chelemhá Reserve, Yalijux Mountain (569843, 569910 USNM).

Peromyscus mexicanus. HONDURAS: Atlántida; Lancetilla Botanical Garden (84454 TTU). Colón; Trujillo, Parque Nacional Capiro y Calentura (104186, 104187, 104188, 104189, 104242, 104244, 104246 TTU); La Ceiba; Laboratorio de la Secretaría de Agricultura y Ganadería (103967, 103968 TTU). Comayagua; Parque Nacional Cerro Azul Meámbar (104357, 104358 TTU). Francisco Morazán; Parque Nacional La Tigra (83731, 83732, 83733, 837340 TTU).

Ámbito hogareño del conejo mexicano (*Sylvilagus cunicularius*) en un bosque templado del centro de México

Jorge Vázquez^{1*}, Verónica Farías², Luisa Rodríguez-Martínez¹, Amando Bautista¹, Guadalupe Palacios-Roque¹ y Margarita Martínez-Gómez^{1,3}

Abstract

The Mexican cottontail rabbit, *Sylvilagus cunicularius*, is the endemic rabbit with the widest distribution and the largest size (485-515 mm) of all rabbits in Mexico. This cottontail is abundant throughout its range but some populations are declining due to habitat destruction and poaching. In La Malinche National Park (LMNP), Tlaxcala, fires and excessive logging have reduced the habitat (grassland and pine forest) of the Mexican cottontail rabbit. To determine the Mexican cottontail rabbit home range will reveal their spatial ecology, social behavior and infer useful information in the development of programs for conservation. In this work, we investigated the home range size of the Mexican cottontail rabbit and the differences among sexes. The study was developed from May 2006 throughout February 2008 at LMNP, with a sample size of 12 individuals (seven females and five males). The home range size of *S. cunicularius* averaged 3.62 ± 0.62 hectares and was not different between males and females ($U = 12.0$, $P = 0.43$). Furthermore, home ranges of individuals of *S. cunicularius* overlapped between individuals of the same sex and of the opposite sex. This is the first formal report of home range size for the Mexican cottontail, which contributes to understand how *S. cunicularius* uses a grassland habitat (dominated by *Muhlenbergia macroura*) in a pine forest (*Pinus* spp.) on the central plateau of Mexico.

Key words: Home range, pine forest, Mexico, overlapping, *Sylvilagus cunicularius*, Tlaxcala.

Resumen

El conejo mexicano, *Sylvilagus cunicularius*, es el conejo endémico de México con la distribución más amplia y el de mayor tamaño (485 - 515 mm) de todos los conejos mexicanos. Este conejo es abundante en su distribución, pero algunas de sus poblaciones están declinando debido a la destrucción de su hábitat y cacería furtiva.

¹Centro Tlaxcala de Biología de la Conducta, Universidad Autónoma de Tlaxcala, km 1.5 Carretera Tlaxcala-Puebla S/N, Tlaxcala, México 90070. E-mail: jorgevazquezmx@yahoo.com (JV), maluisarod@yahoo.com.mx (LRM), abopup@gmail.com (AB), franluz78@hotmail.com (GPR)

²Laboratorio de Recursos Naturales UBIPRO, Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México, Av. de los Barrios 1, Los Reyes Iztacala, Tlalnepantla, Estado de México, México 54090. E-mail: veronicafarias2006@gmail.com (VF)

³Departamento de Fisiología y Biología Celular, Instituto de Investigaciones Biomédicas, Universidad Nacional Autónoma de México, D. F. 04510. E-mail: marmagabo@yahoo.com (MMG)

*Corresponding author

En el Parque Nacional La Malinche (PNLM), Tlaxcala, los incendios y tala inmoderada han reducido el hábitat (pastizal y bosque de pino) del conejo mexicano. Determinar el ámbito hogareño del conejo mexicano permitirá conocer su ecología espacial, inferir su conducta social y obtener información útil en el desarrollo de programas para su conservación. En este trabajo, se investigó el tamaño del ámbito hogareño del conejo mexicano y su diferencia entre sexos. El estudio se desarrolló entre mayo de 2006 y febrero de 2008 en el PNLM, con un tamaño de muestra total de 12 individuos (siete hembras y cinco machos). El tamaño del ámbito hogareño de *S. cunicularius* promedió 3.62 ± 0.62 hectáreas y no se encontraron diferencias significativas entre hembras y machos ($U = 12.0$, $P = 0.43$). Además, los ámbitos hogareños de los individuos de *S. cunicularius* se superpusieron entre individuos del mismo sexo y de sexos opuestos. Este es el primer informe formal de tamaño del ámbito hogareño para el conejo mexicano, lo que contribuye a comprender cómo *S. cunicularius* utiliza un hábitat de pastizales (dominados por *Muhlenbergia macroura*) en un bosque de pino (*Pinus* spp.) en la meseta central de México.

Palabras clave: Ámbito hogareño, bosque de pino, México, superposición, *Sylvilagus cunicularius*, Tlaxcala.

Introducción

El conocimiento de cómo una especie utiliza el espacio puede proveer información de utilidad para entender patrones de su organización social y ecología conductual (Parker y Waite 1997; Powell 2000; Kernohan *et al.* 2001). Una forma de conocer cómo usan el espacio los individuos es por medio de la determinación del ámbito hogareño. El cual se define como el área donde un individuo normalmente desempeña sus actividades de alimentación, reproducción, crianza y supervivencia (Burt 1943; Samuel *et al.* 1985; Samuel y Garton 1987). El ámbito hogareño está relacionado con la organización social de los individuos, y su tamaño varía en relación a las características intrínsecas y extrínsecas de los mismos (Ford 1983; Ockenfels y Bissonette 1984). Estudios del ámbito hogareño en algunas especies de lagomorfos (liebres y conejos) han permitido identificar que está relacionado con el estado fisiológico, el sexo o la edad de los individuos y por factores ambientales, como las condiciones climáticas, la disponibilidad y distribución del alimento, los sitios de protección y el tipo del hábitat (Hulbert *et al.* 1996; Farías *et al.* 2006; Boyce y Barry 2007; Lorenzo *et al.* 2008). Esta información ha sido considerada como una herramienta en el desarrollo de programas de conservación de áreas indispensables para el manejo y conservación de esas especies de lagomorfos (Hulbert *et al.* 1996; Farías *et al.* 2006; Boyce y Barry 2007). Por lo tanto, determinar el ámbito hogareño es una aproximación para entender la organización social y ecología de los conejos silvestres.

En México existe una amplia diversidad de conejos silvestres, todos ellos incluidos en dos géneros (*Sylvilagus* y *Romerolagus*; Leopold 1957; Cervantes 1993). Los conejos del género *Sylvilagus* son los mejor representados en el país, contando con ocho especies, de las cuales cuatro son endémicas (Ceballos y Galindo 1984; Cervantes 1993; Lee *et al.* 2010; Nalls *et al.* 2012). Una de estas especies endémicas es el conejo mexicano o montés (*Sylvilagus cunicularius*), que posee la mayor distribución en México, desde

Sinaloa hasta Oaxaca por la costa del Pacífico y hacia el Eje Volcánico Transversal (Armstrong y Jones 1971; Diersing y Wilson 1980; Ceballos y Galindo 1984). Es el de mayor talla entre los conejos mexicanos con un intervalo de longitud total entre 485 - 515 mm (Leopold 1957; Cervantes 1993; Cervantes *et al.* 2005). A pesar de que algunas de sus poblaciones están declinando debido a la destrucción de su hábitat y por la cacería (Chapman y Ceballos 1990; Cervantes *et al.* 2005). Esta especie no se encuentra protegida por la Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-2010 (SEMARNAT 2010), por la lista de especies del CITES (2012), ni por la Lista Roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN; Romero y Rangel 2008).

En el estado de Tlaxcala, parte de la distribución del conejo mexicano incluye el Parque Nacional La Malinche (Ruíz-Soberanes y Gómez-Álvarez 2010). Este conejo se ha encontrado asociado a sitios de pastizal amacollado del zacatón (*Mulhenbergia macroura*) y en densidades de 27 ± 5.4 individuos por km² (González *et al.* 2007; Vázquez *et al.* 2007a). Respecto a la organización espacial y social de *S. cunicularius* se desconoce para la especie en el estado de Tlaxcala. Sin embargo, en otras poblaciones de *S. cunicularius*, encontradas en la Cuenca de México, se consideran individuos solitarios pero pueden compartir el mismo espacio durante la actividad de forrajeo (Ceballos y Galindo 1984). En la Malinche, debido a actividades humanas como la tala ilegal, los incendios y el pastoreo, se ha reducido el hábitat disponible para las especies de mamíferos que se distribuyen en la zona, incluyendo al conejo mexicano (Chávez *et al.* 1990). Es por ello que la información sobre el ámbito hogareño del conejo mexicano contribuirá a entender su ecología, uso de hábitat e incluso su organización social, tal como se ha observado en otros lagomorfos (Farías *et al.* 2006; Carrillo-Reyes *et al.* 2010).

El tamaño del ámbito hogareño puede variar entre y dentro de las especies de conejos. Por ejemplo, en el conejo de las marismas (*S. palustris*), en Florida, Estados Unidos, el tamaño del ámbito hogareño es similar entre los dos sexos con un promedio de casi cuatro ha (Forys y Humphrey 1996). Mientras que en el conejo castellano (*S. floridanus*), en Mississippi, Estados Unidos, es mayor en los machos que en las hembras, así como en la temporada reproductiva (machos 6 ha, hembras 3 ha) que en la no reproductiva (machos 2.5 ha, hembras 2.1 ha; Bond *et al.* 2001). Algo similar ocurre con el conejo de los pantanos (*S. aquaticus*) en Illinois, Estados Unidos, donde el tamaño del ámbito hogareño es mayor en los machos (1.02 ha) que en las hembras (0.53 ha; Kjolhaug y Wolf 1988). El tamaño del ámbito hogareño también varía con las condiciones climáticas del hábitat. Por ejemplo, en *S. aquaticus* en Illinois, Estados Unidos, el ámbito hogareño fue de 0.6 ha durante períodos de inundación y de 0.8 ha cuando no hay inundación (Kjolhaug y Wolf 1988). Respecto al grado de superposición entre ámbitos hogareños, a menudo suele ser variable entre las especies (Swihart 1986), lo cual refleja el grado de tolerancia espacial entre sus miembros. Por ejemplo, en *S. aquaticus* donde hay mayor tolerancia entre individuos del sexo opuesto los ámbitos hogareños de hembras y machos muestran mayor superposición, a pesar de que los individuos mantienen un uso casi exclusivo del área donde tienen más actividad o centro de su ámbito hogareño (Kjolhaug y Wolf 1988).

Los conejos de *S. cunicularius* son considerados como individuos solitarios (Ceballos y Galindo 1984; Cervantes *et al.* 1992). Sin embargo, si el patrón de su organización espacial es similar a otras especies de conejos donde los machos ocupan áreas más

grandes que las hembras y una mayor tolerancia espacial entre sexos, entonces es probable que en el conejo mexicano haya diferencias en el tamaño del ámbito hogareño y una mayor superposición entre hembras y machos. Por lo tanto, en el presente estudio el objetivo fue determinar si el tamaño del ámbito hogareño de *S. cunicularius* y grado de superposición entre los individuos varía respecto al sexo.

Material y Métodos

El área de estudio está localizada en el Eje Volcánico Transversal, dentro del Parque Nacional La Malinche, a 9.5 km al oeste del municipio de Ixtenco, en el estado de Tlaxcala (19.2438° N, -97.9902° W, a 3,100 msnm). El sitio específico en donde se realizó el estudio comprendió un área de 25 hectáreas aproximadamente y se ubicó en los alrededores de la Estación Científica La Malinche, en la zona conocida como Cañada Grande (Fig. 1). La zona de estudio se ve afectada negativamente por la presión de los habitantes establecidos dentro del Parque Nacional, en particular por personas que se dedican a la agricultura y a la extracción de productos forestales, quienes hacen uso indiscriminado de los recursos de esta Área Natural Protegida (Corona 2005).

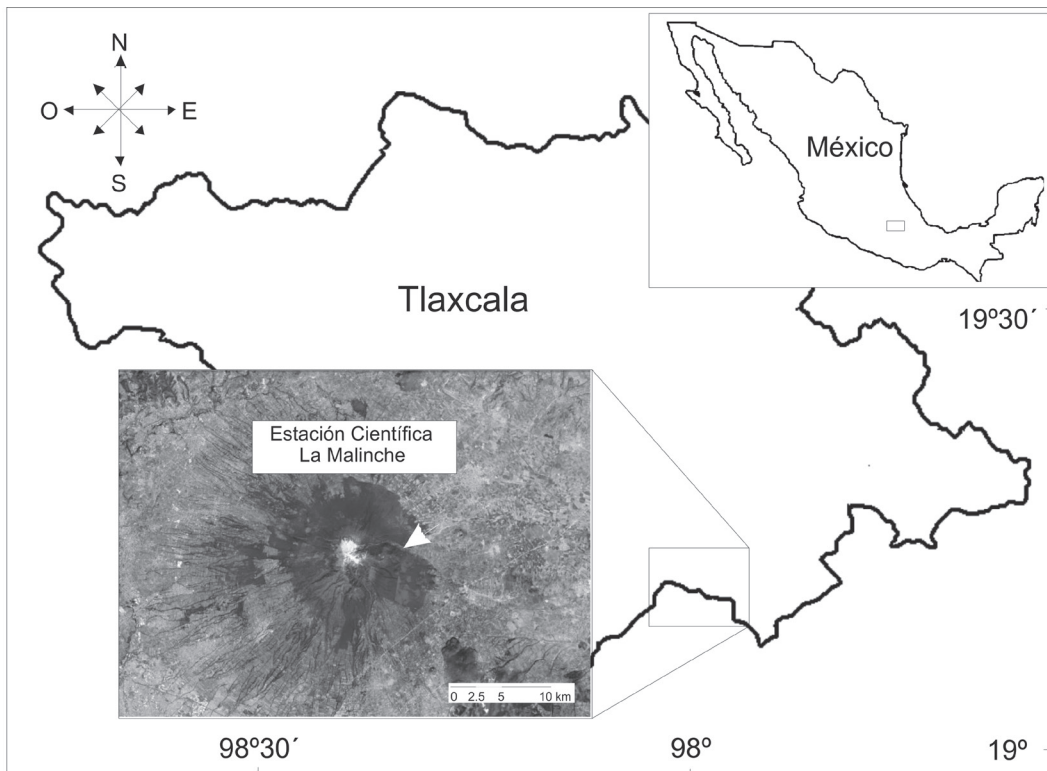


Figura 1. Ubicación del sitio de estudio localizado en los alrededores de la Estación Científica La Malinche, en el Parque Nacional La Malinche, Tlaxcala, México.

El área tiene un clima templado con 63% de lluvia anual de junio a septiembre (lluvia media anual de 131 mm/mes, temperatura media 16° C) y menor al 11% de noviembre a marzo (lluvia media anual 18 mm/mes, temperatura media 12° C; datos promedio de 1995–2005; Vázquez *et al.* 2007a). La vegetación típica de la región es una mezcla de pastizal, arbustos y bosque dominado por los árboles de pino (*Pinus hartwegii*, *P. leiophylla*, *P. montezumae*), encino (*Quercus crassipes* y *Q. laurina*), arbustos como la jarilla (*Senecio salignus*), algunas herbáceas (*Castilleja tenuiflora*, *Penstemon roseus* y *Salvia elegans*), y por pastos zacatón (*Microchloa kuntii*, *Mulhenbergia* spp. y *Stipa*

spp.; J. L. Martínez, com. pers.). Existen pocos registros de la fauna de vertebrados en el Parque Nacional La Malinche; sin embargo, se reportan cuatro especies de anfibios, 11 de reptiles, 111 de aves y 37 de mamíferos; de todas estas, 26 especies son consideradas endémicas (Fernández 2005; Sánchez 2005; Windfield 2005; Fernández *et al.* 2007; Ruíz-Soberanes y Gómez-Álvarez 2010). En el Parque Nacional La Malinche, el conejo mexicano comparte el hábitat con el conejo castellano (*S. floridanus*; Ruíz-Soberanes y Gómez-Álvarez 2010) y depredadores como el gato montés (*Lynx rufus*; Rodríguez-Martínez *et al.* 2007) y el coyote (*Canis latrans*; Fernández *et al.* 2007; Ruíz-Soberanes y Gómez-Álvarez 2010).

El trabajo de campo se realizó durante los meses de mayo a agosto de 2006 y de enero de 2007 a febrero de 2008. Los conejos se capturaron en un hábitat de pastizal durante 15 noches distribuidas en mayo, junio y julio de 2006, 12 noches durante los meses de enero, febrero, marzo, mayo y diciembre de 2007 y cuatro noches en los meses de enero y febrero de 2008. La captura de conejos se realizó colocando nueve trampas de red de acción manual (Vázquez *et al.* 2007b) y utilizando alfalfa como cebo, con un esfuerzo de captura de 135 noches trampa en el 2006, 108 en el 2007 y 32 en 2008. Debido a que los conejos son principalmente de hábitos crepusculares y nocturnos, las trampas se activaron en la tarde (17:00 hrs.) y fueron monitoreadas cada media hora hasta las 9:00 hrs. del siguiente día. El monitoreo se realizó con ayuda de monoculares de visión nocturna (Night Owl Cyclops Compact NOCC3, USA) durante las horas de oscuridad y con binoculares de 10x50 (Pentax PCF WP II, Pentax, USA) durante las horas de luz natural. Los conejos capturados fueron rápidamente transferidos a una bolsa de algodón para su manejo, medición y colocación del radio-transmisor.

Con la finalidad de seleccionar a individuos adultos, para cada conejo capturado se registró el sexo, peso corporal (peso en gramos utilizando una báscula con capacidad de cuatro kilogramos con 0.01 g de precisión), y medidas generales en mm (longitud total, longitud de la cola, longitud de la pata trasera y longitud de la oreja). Los conejos fueron marcados de forma individual con un número secuencial tatuado en la oreja derecha, empleando una pinza tatuadora (modelo 50D, Ketchum, Canadá). Para diferenciar entre hembras juveniles y adultas de *S. cunicularius* se empleó el criterio de Vázquez *et al.* (2007a), donde todas las hembras en estado reproductor son consideradas adultas y se toma como referencia la hembra reproductivamente activa con menor peso corporal.

De acuerdo con dicho criterio, las hembras juveniles fueron aquellas que pesaron menos de 1,600 g debido a que la hembra reproductora más ligera (lactante) pesó 1,610 g y midió 456 mm de longitud total. El estado adulto de los machos se determinó por la presencia de los testículos descendidos en el escroto. En *S. cunicularius*, una vez que los testículos son encontrados en el escroto ya no regresan al abdomen (Vázquez *et al.* 2007a). En las hembras se valoró la condición reproductiva por medio de la palpación directa del vientre. De esta forma determinamos la presencia de fetos y la presencia de leche en los pezones como indicadores de preñez y/o lactancia (Vázquez *et al.* 2007a).

En el presente estudio sólo se emplearon conejos adultos y casi todos estuvieron activos reproductivamente, excepto por una hembra capturada en julio de 2006.

A los conejos adultos se les colocó un radio-collar con un transmisor VHF (modelo TXE-311C, Telenax, México) de 28.9 g, con batería de 24 meses de duración. Los transmisores contaron con un sensor de actividad/mortalidad y con una antena externa (whip). Una

vez tomados los datos y colocado el radio-transmisor, se permitió descansar a los conejos dentro de una caja transportadora de mascotas con alfalfa durante un periodo de 1 a 2 horas, y posteriormente fueron liberados en el sitio donde fueron capturados. La captura y manejo de los conejos fueron realizadas con el consentimiento de las leyes mexicanas (número de registro de colector científico: 104 SGPA/DGVS/03502/06) y se siguieron las guías aprobadas por la American Society of Mammalogist (Sikes *et al.* 2011).

Para localizar a los conejos, primeramente se establecieron 39 estaciones fijas de forma arbitraria en el área de estudio a lo largo de un transecto de 600 m y dos transectos perpendiculares de 100 m. Las estaciones quedaron separadas entre sí por 20 m aproximadamente y se referenciaron geográficamente mediante un aparato geoposicionador (GPS) portátil (Magellan, USA). Las 39 estaciones fueron las que abarcaron toda la zona de estudio y permitieron tener un adecuado acceso para realizar los registros. Las coordenadas se tomaron en proyección Universal Transversa de Mercator (UTM).

Los conejos fueron rastreados a pie a lo largo de las 24 horas del día por observadores quienes utilizaron un receptor portátil (Telonics TR-4, USA) con antena Yagi de tres elementos (Telenax, México). Cada localización se obtuvo mediante la triangulación de ≥ 2 ángulos respecto al norte o azimuts utilizando el software Locate II (Nams 1990). Se procuró que cuando se contara con dos o más azimuts la intersección formara un ángulo lo más cercana a 90° ó al menos 65° entre azimuts (White y Garrot 1990). Los azimuts se obtuvieron desde las estaciones empleando una brújula (Victorinox® Modelo 4.3040, con una precisión de 2 grados), en un tiempo no mayor de 20 minutos para cada localización. Cuando fue posible observar directamente o con binoculares a los conejos radio-marcados, se registraron las coordenadas UTM de la localización con el GPS (Magellan, USA). Las localizaciones estuvieron separadas por periodos de al menos ocho horas entre éstas o por cambios en el estado de actividad de los conejos (White y Garrot 1990). Para cada localización se registró la hora del día, la actividad del individuo, las coordenadas geográficas y el observador. Para determinar el error promedio de las lecturas de los azimuts de acuerdo al área de estudio se utilizó el software Locate II (Nams 1990). Cada observador tomó las lecturas de 30 azimuts a partir de cinco transmisores colocados en lugares conocidos (Nams 1990; White y Garrot 1990).

Para la estimación del tamaño del ámbito hogareño se utilizó un mínimo de 21 localizaciones por individuo (Farías *et al.* 2006). Sin embargo, se incluyó una hembra adulta con 15 localizaciones debido a que se obtuvo casi el 75% del mínimo empleado para todos los individuos y a que permitió estimar su ámbito hogareño con un tamaño de 3.9 ha, un resultado muy parecido al promedio de todas las hembras. Se utilizó el programa ArcView 3.3 (Environmental Systems Research Institute [ESRI], Redlands, California) con las extensiones Spatial Analyst (ESRI) y Animal Movement 2.0 (Hooge y Eichenlaub 1997), las cuales ya han sido empleadas para el análisis del ámbito hogareño en otros lagomorfos (Farías *et al.* 2006; Carrillo-Reyes *et al.* 2010). El tamaño del ámbito hogareño se estimó con el método de kernel fijo (K) del 95% con validación cruzada de mínimos cuadrados (Seaman y Powell 1996; Powell 2000). Los centros de actividad de los ámbitos hogareños se estimaron con el K del 50% (Powell 2000). La superposición de ámbitos hogareños fue determinada para los pares hembra-hembra, hembra-macho

y macho-macho. El grado de traslape se calculó con el índice de Minta (1992) como el área compartida por dos individuos, donde los valores del índice pueden variar entre 0 y 1. Cuando el índice tiene el valor de 1 significa que los dos ámbitos hogareños son idénticos en tamaño y se superponen en un 100% (Minta 1992). El índice de superposición fue estimado para todos los pares de individuos que compartieron su ámbito hogareño. Un mismo conejo pudo haber compartido su ámbito hogareño con uno o más individuos por lo que el número de pares es mayor al de los individuos muestreados.

Para comparar el tamaño del ámbito hogareño (K 95%) entre hembras y machos adultos se empleó la prueba U de Mann-Whitney (Sokal y Rohlf 1985). El índice de superposición de Minta (1992) entre pares hembra-hembra, hembra-macho y macho-macho se comparó con un análisis no paramétrico de Kruskal-Wallis (Sokal y Rohlf 1985).

Resultados

En 2006 se capturaron nueve conejos adultos durante los meses de mayo a septiembre, seis hembras y tres machos; sin embargo, una hembra y un macho murieron antes de que se obtuvieran suficientes localizaciones (una y tres localizaciones, respectivamente) para la estimación del ámbito hogareño. En 2007 se capturaron ocho individuos adultos entre los meses de enero a diciembre, de los cuales se obtuvieron suficientes localizaciones para estimar el ámbito hogareño de dos hembras y tres machos debido a que los tres restantes murieron antes de obtener suficientes localizaciones. En febrero de 2008 se capturaron una hembra y un macho adultos, pero sólo se obtuvieron ocho localizaciones de cada uno por lo que no se incluyeron en los análisis debido a su reducido número de localizaciones. En el 2008 ya no fue posible continuar con el monitoreo de los individuos capturados en años previos debido a que se terminó la batería de los transmisores. La causa de muerte de los individuos fue aparentemente por depredación, como se presume por las señas de mordidas en el transmisor y la presencia de algunos restos del ejemplar, los cuales ya no fueron posibles de preservar. De los 12 individuos adultos (siete hembras y cinco machos) que se les logró tomar suficientes localizaciones, el número de localizaciones promedio (entre paréntesis error estándar) fue de 29 (± 7.5).

El tamaño promedio del ámbito hogareño (K95%), independientemente del sexo, para el conejo mexicano fue 3.6 ha (± 0.6 ; Tabla 1). Las hembras ($n = 7$) presentaron ámbitos hogareños en promedio de 3.3 ha (± 0.2), y no se detectaron diferencias estadísticamente significativas al compararlos con los de machos adultos ($n = 5$) que promediaron 4.06 ha (± 1.02 ; $U = 12.0$, $P = 0.43$). El tamaño promedio del centro de actividad (K50%) para el total de los individuos fue de 0.51 ha (± 0.1 ; Tabla 1). El centro de actividad de las hembras se estimó en 0.52 ha (± 0.1), y el de los machos en 0.49 ha (± 0.1). Las diferencias entre hembras y machos no fueron estadísticamente significativas ($U = 17.0$, $P = 1.0$).

El tamaño promedio del ámbito hogareño (K95%) de todos los conejos analizados durante el 2006 fue de 4.01 ha (± 0.9) y durante el 2007 de 3.06 ha (± 0.6 ; Tabla 1). Las diferencias del tamaño del ámbito hogareño entre los dos años analizados no fueron estadísticamente significativas ($U = 15.0$, $P = 0.75$). El tamaño promedio del centro de

actividad de los conejos analizados en el 2006 fue de 0.61 ha (± 0.2) y durante el 2007 de 0.37 ha (± 0.1 ; Tabla 1), dichas diferencias no fueron estadísticamente significativas ($U = 16.0, P = 0.87$).

Sylvilagus cunicularius presentó superposición de ámbitos hogareños con uno o más individuos del mismo y diferente sexo durante las dos temporadas de muestreo, 2006 y 2007. En 2006, el promedio de superposición fue del 32% para 19 pares (10 hembra – hembra, 8 hembra – macho y 1 macho – macho) y en 2007 de 29% para 9 pares (6 hembra – macho y 3 macho – macho). El índice de superposición intersexual fue del 13% en 2006 ($n = 8$) y del 20% en 2007 ($n = 6$). La superposición entre pares hembra – hembra fue del 47% en 2006 ($n = 10$) y en 2007 no se registró entre las dos hembras rastreadas. En 2006 para el par macho – macho ($n = 1$) fue de 40%, y en 2007 de 46% entre 3 pares macho – macho.

La superposición de centros de actividad promedió 33% para 9 pares en 2006, pero fue mucho menor (4%) en 2007 ($n = 4$). No se registró superposición intersexual en 2006, y en 2007 ($n = 3$) el promedio fue de 5%. El índice promedio para los pares hembra – hembra fue de 34% en 2006 ($n = 8$) y en 2007 no se registró debido al número de conejos rastreados. Para pares macho – macho fue de 25% en 2006 ($n = 1$) y del 2% en 2007 ($n = 1$).

Ámbito hogareño									
Año	N	Hembras	E.E.	N	Machos	E.E.	N	Total	E.E.
2006	5	3.6	1.06	2	5.05	2.74	7	4.01	0.91
2007	2	2.55	1.37	3	3.4	0.64	5	3.06	0.6
Total	7	3.3	0.18	5	4.06	1.02	12	3.62	0.62

Centro de actividad									
Año	N	Hembras	E.E.	N	Machos	E.E.	N	Total	E.E.
2006	5	0.58	0.2	2	0.69	0.49	7	0.61	0.17
2007	2	0.37	0.1	3	0.36	0.13	5	0.37	0.07
Total	7	0.52	0.14	5	0.49	0.18	12	0.51	0.11

Tabla 1. Ámbitos hogareños promedio (hectáreas) y centros de actividad (hectáreas) de hembras y machos adultos del conejo mexicano, *Sylvilagus cunicularius* en el Parque Nacional La Malinche, Tlaxcala, estimado por el método del Kernel fijo (K) al 95% y 50% para los años 2006 y 2007. N = tamaño de la muestra. E.E. = Error estándar.

Discusión

En el presente estudio se reporta el primer registro del ámbito hogareño del conejo mexicano. La información obtenida permite inferir el área que el conejo mexicano requiere para realizar sus actividades en un hábitat de pastizal de un bosque templado.

Los resultados proponen que el tamaño de los ámbitos hogareños y de los centros de actividad tiene una variación entre los miembros de *S. cunicularius*. El tamaño del ámbito hogareño del conejo mexicano (el cual es de 3.3 a 4.06 ha) está dentro del intervalo reportado para otras especies de conejos del género *Sylvilagus* en Estados Unidos (Chapman y Litvaitis 2003), tales como el conejo castellano (*S. floridanus*) de Mississippi (2.1 a 5.9 ha; Bond et al. 2001) y Wisconsin (3 ha; Dixon et al. 1981). El conejo de los Apalaches (*S. obscurus*) en Virginia (1.5 a 13.3 ha; Boyce y Barry 2007) y Maryland (4.7 ha; Stevens y Barry 2002). El conejo de los pantanos (*S. aquaticus*)

en Illinois (~2 ha; Kjolhaug y Wolf 1988) y en Arkansas (de 3.1 a 4.9 ha; Zollner *et al.* 2000), y en Florida, el conejo de las marismas (*S. palustris*, ~4 ha; Forsy y Humphrey 1996).

Sylvilagus cunicularius tiene un ámbito hogareño de mayor tamaño que el reportado para *S. floridanus orizabae*, con el cual cohabita en el centro de México y que ocupa un área de 0.95 a 2.8 ha (Ceballos y Galindo 1984). Los resultados del presente estudio fueron similares a los encontrados en *S. aquaticus*, el cual fue de 4.3 ± 1.4 ha, estimado por medio de telemetría durante el período primavera - verano (Zollner *et al.* 2000). Se sabe que el peso corporal de los conejos influencia la tasa de gasto energético, la cual a su vez, influencia la cantidad de alimento que requiere una especie para cubrir sus exigencias (Swihart 1986). Por consiguiente, se puede esperar que el área ocupada por una especie incremente en función de su tamaño. En este sentido, las similitudes del ámbito hogareño entre *S. cunicularius* y *S. aquaticus* podrían ser explicadas por las similitudes de su peso y talla (*S. aquaticus*, longitud total del cuerpo = 452 a 552 mm, peso = 1,816 a 2,554 g; Chapman y Feldhamer 1981; *S. cunicularius*, longitud total del cuerpo = 485 a 551 mm, peso corporal = 1,008 a 2,300 g; Cervantes *et al.* 1992). Por lo contrario, el área ocupada por *S. cunicularius* es mayor al de especies de peso y talla menor como *S. floridanus* (1,130 - 1,404 g), *S. bachmani* (641 g), *S. palustris* (1,212 g) y *S. transitionalis* (951 g; Swihart 1986). Estos resultados apoyan la idea de que el conejo mexicano tiene una mayor demanda energética que conejos de menor peso y talla a la suya, lo cual se ve reflejado en un tamaño de ámbito hogareño proporcionalmente más grande al de otros conejos del género *Sylvilagus*.

El tamaño del ámbito hogareño de hembras y machos de *S. cunicularius* no fue estadísticamente diferente. Resultados similares a éste son reportados para *S. aquaticus* en las estaciones de otoño-invierno, donde se calculó el tamaño del ámbito hogareño mediante trampeos (Kjolhaug y Wolf 1988). Por otro lado, los resultados contrastan con lo observado en el conejo del desierto (*S. audubonii*) de California y *S. floridanus* de Pennsylvania, donde los machos tienen ámbitos hogareños mayores a los de las hembras, particularmente durante el período de reproducción (Ingles 1941; Althaff y Storm 1989). Aunque en este estudio no se logró analizar la variación estacional en el ámbito hogareño, se sabe que el tamaño de éste puede ser influenciado por diversos factores, entre ellos la estacionalidad (Börger *et al.* 2008). Incluso en poblaciones de una misma especie, como en la liebre de Tehuantepec, *Lepus flavigularis* del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México, las diferencias en el tamaño del ámbito hogareño entre hembras y machos pueden variar en relación la localidad de estudio o entre años (Farías *et al.* 2006; Carrillo-Reyes *et al.* 2010). La ausencia de diferencias en el ámbito hogareño de hembras y machos en *S. cunicularius* se podrían explicar desde el punto de vista del sistema de apareamiento. En sistemas de apareamiento polígamo o promiscuo, donde los machos deben competir por parejas reproductivas, el tamaño del ámbito hogareño es diferente entre sexos, por lo contrario, en especies monógamas no hay diferencias (Gaulin y Fitzgerald 1986). Considerando que el área ocupada por hembras y machos fue similar, se podría esperar una tendencia hacia la monogamia en *S. cunicularius*. Tal sistema de apareamiento, aunque poco frecuente, se encuentra en algunas poblaciones de otras especies de conejos, como *Oryctolagus cuniculus*; Cowan y Bell 1986).

Los individuos de *S. cunicularius*, aunque tuvieron una reducida superposición

de los ámbitos hogareños entre conejos del mismo sexo y sexo opuesto, muestran tolerancia espacial entre los individuos. Estos resultados apoyan la idea de que los miembros de esta especie toleran a individuos del mismo sexo y sexo opuesto dentro de su ámbito hogareño tal como otras especies de *Sylvilagus* (Leopold 1957; Ceballos y Galindo 1984) y de *Lepus* (Farías *et al.* 2006; Carrillo-Reyes *et al.* 2010). Los individuos parecen mantener sitios exclusivos dentro de su ámbito hogareño como se evidenció por la baja superposición del centro de actividad, la cual fue de tan solo el 33% de su área. En la presente investigación no se logró capturar a todos los conejos en el área de estudio, por lo que existe la posibilidad de la existencia de sesgo por la no detección de conejos superponiendo sus ámbitos hogareños con los analizados. Así mismo, no se lograron analizar factores como la actividad reproductiva, condiciones climáticas o disponibilidad de recursos, que influyen en el uso del ámbito hogareño de los individuos (Börger *et al.* 2008; Powell y Mitchel 2012; Spencer 2012). Dar continuidad a esta investigación para determinar el grado de superposición de ámbitos hogareños permitirá corroborar si *S. cunicularius* muestra un sistema de apareamiento relativamente distinto a la poligamia, el cual es encontrado en casi todas las especies de lepóridos (Chapman *et al.* 1980; Ceballos y Galindo 1984; Cowan y Bell 1986; Chapman y Ceballos 1990).

Los resultados del presente estudio contribuyen con información que permite inferir la ecología espacial de *S. cunicularius* al emplear un hábitat de pastizal. En áreas circundantes al Parque Nacional La Malinche, las zonas de pastizal son a menudo perturbadas por incendios para promover renuevos que serán empleados por el ganado (Villers y López 2004). Para las dos especies de conejos que habitan La Malinche (*S. floridanus* y *S. cunicularius*) los pastizales son importantes porque son empleados para su alimentación, refugio y construir sus madrigueras de crías (Cervantes *et al.* 2005; Lorenzo y Cervantes 2005; Rodríguez-Martínez *et al.* 2013). Considerando que *S. cunicularius* emplea un ámbito hogareño más grande que especies de menor talla como *S. floridanus* y con el cual cohabita, se puede predecir que la reducción del hábitat de pastizal está afectando principalmente al espacio requerido por el conejo mexicano. Por lo tanto, en el presente estudio se propone considerar el tamaño del ámbito hogareño que emplea *S. cunicularius* en el desarrollo de planes de conservación de áreas de pastizal, con la finalidad de lograr la permanencia del conejo mexicano en el Parque Nacional La Malinche.

Agradecimientos

Agradecemos especialmente a M. Flores, B. Romero, F. Aguilar y H. Pérez por su excelente asistencia técnica. El presente estudio fue financiado por el FOMIX (Tlax-2003 CO2-123228) y por el apoyo al Programa “Cuerpo Académicos, Calidad y Productividad para su internacionalización (CACyPI-UATX-2013)” de “Ecología de la Conducta” de la Universidad Autónoma de Tlaxcala, México. Agradecemos también a los revisores anónimos que colaboraron en la mejora de este manuscrito.

Literatura citada

ALTHAFF, D. P., y C. L. STORM. 1989. Daytime spatial characteristic of cottontail rabbits in central Pennsylvania. *Journal of Mammalogy* 70:821–824.

- ARMSTRONG, D. M., y J. K. JONES JR.** 1971. Mammals from the Mexican state of Sinaloa. I. Marsupiala, Insectivora, Edentata, Lagomorpha. *Journal of Mammalogy* 52:747–757.
- BOND, B. T., B. D. LEOPOLD, L. W. BURGER, JR., y K. D. GODWIN.** 2001. Movements and home range dynamics of cottontail rabbits in Mississippi. *Journal of Wildlife Management* 65:1004–1013.
- BÖRGER, L., B. D. DALZIEL, y J. M. FRYXELL.** 2008. Are there general mechanism of animal home range behavior? A review and prospects for future research. *Ecology Letters* 11:637–650.
- BOYCE, K. A., y R. E. BARRY.** 2007. Seasonal home range and diurnal movements of *Sylvilagus obscurus* (Appalachian cottontail) at Dolly Sods, West Virginia. *Northeastern Naturalist* 14:99–110.
- BURT, W. H.** 1943. Territoriality and home range concepts as applied to mammals. *Journal of Mammalogy* 24:346–352.
- CARRILLO-REYES, A., C. LORENZO, E. J. NARANJO, M. PANDO, y T. RIOJA.** 2010. Home range dynamics of the Tehuantepec Jackrabbit in Oaxaca, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 81:143–151.
- CEBALLOS, G. G., y L. GALINDO.** 1984. Mamíferos silvestres de la cuenca de México. Limusa Ciudad de México, México.
- CERVANTES, F. A.** 1993. Conejos y liebres silvestres de México. *Ciencia y Desarrollo* 10:58–69.
- CERVANTES, F. A., C. LORENZO, J. VARGAS, y T. HOLMES.** 1992. *Sylvilagus cunicularius*. *Mammalian Species* 412:1–4.
- CERVANTES, F. A., P. DELGADO, y A. L. COLMENARES.** 2005. *Sylvilagus cunicularius* (Waterhouse 1848) conejo. Pp. 842–843 in *Los Mamíferos Silvestres de México* (Ceballos, G., y G. Oliva, eds.). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad y Fondo de Cultura Económica. Ciudad de México, México.
- CHAPMAN, J. A., y J. A. LITVAITIS.** 2003. Eastern cottontail, *Sylvilagus floridanus* and allies. Pp. 101–125 in *Wild Mammals of North America, Biology, Management, and Conservation* (Feldhamer, G. A., C. C. Thompson, y J. A. Chapman eds.). Segunda edición. Johns Hopkins University Press. Baltimore, EE.UU.
- CHAPMAN, J. A., y G. A. FELDHAMER.** 1981. *Sylvilagus aquaticus*. *Mammalian Species* 151:1–4.
- CHAPMAN, J. A., J. G. HOPMAN, y C. M. M. OJEDA.** 1980. *Sylvilagus floridanus*. *Mammalian Species* 136:1–8.
- CHAPMAN, J. A., y G. CEBALLOS.** 1990. The Cottontails. Pp. 95–110 in *Rabbits, hares and pikas. Status survey and conservation action plan* (Chapman, J. A., y J. E. C. Flux, eds.). International Union for Conservation of Nature. Gland, Suiza.
- CHÁVEZ, C. J., M. RAMOS, y N. TRIGO.** 1990. Plan de manejo integral para el Parque Nacional “La Malinche” y su área de amortiguamiento. Cuadernos del CIIH, UNAM: Serie Seminarios 1:217–237.
- CITES (CONVENCIÓN SOBRE EL COMERCIO INTERNACIONAL DE ESPECIES AMENAZADAS DE FAUNA Y FLORA SILVESTRES).** 2012. Convention on International Trade in Endangered Species of Fauna and Flora; NEP-WCMC. 19 April, 2012. UNEP-WCMC Species Database: CITES-Listed Species.

- CORONA, M. C.** 2005. Conservación. Pp. 175-198 in Biodiversidad del Parque Nacional Malinche (Fernández, J. A., y J. C. López-Domínguez eds.). Coordinación General de Ecología del Gobierno del Estado de Tlaxcala. Tlaxcala, México.
- COWAN, D. P., y D. J. BELL.** 1986. Leporid social behaviour and social organization. *Mammal review* 16:169–179.
- DIERSING, V. E., y D. E. WILSON.** 1980. Distribution and systematic of the rabbits (*Sylvilagus*) of west-central Mexico. *Smithsonian Contribution of Zoology* 297:1–34.
- DIXON, K. R., J. A. CHAPMAN, O. J. RONGSTAD, y K. M. ORHELEIN.** 1981. A comparison of home range size in *Sylvilagus floridanus* and *S. bachmani*. Pp. 541–548 in *Proceedings of the world lagomorph conference* (Myers, K., y C. D. MacInnes, eds.). University of Guelph. Guelph, Canadá.
- 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.
- FERNÁNDEZ, A.** 2005. Mamíferos Pp. 137-156 in Biodiversidad del Parque Nacional La Malinche (Fernández, A., y J. C. López-Domínguez, eds.). Coordinación General de Ecología, Tlaxcala. Tlaxcala, México.
- FERNÁNDEZ, J. A., F. A. CERVANTES, y M. C. CORONA-VARGAS.** 2007. New distribution records for mammals from Tlaxcala Mexico. *The Southwestern Naturalist* 52:328–333.
- FORD, R. G.** 1983. Home range in a patchy environment: optimal foraging predictions. *American Zoologist* 23:315–326.
- FORYS, E. A., y S. R. HUMPHREY.** 1996. Home range and movements of the lower keys marsh rabbit in a highly fragmented habitat. *Journal of Mammalogy* 77:1042–1048.
- GAULIN, S. J. C., y R. W. FITZGERALD.** 1986. Sex differences in spatial ability: an evolutionary hypothesis and test. *American Naturalist* 127:74–88.
- GONZÁLEZ, J., C. LARA, J. VÁZQUEZ, y M. MARTÍNEZ-GÓMEZ.** 2007. Demography, density, and survival of an endemic and near threatened cottontail *Sylvilagus cunicularius* in central Mexico. *Acta Theriologica* 52:299–305.
- HOOG, P. N., y B. EICHENLAUB.** 1997. Animal movement extension to ArcView. Ver. 1.1. Alaska Biological Science Center, United States Geological Survey. Anchorage, USA.
- HULBERT, I. A. R., G. R. IASON, D. A. ELSTON, y P. A. RACEY.** 1996. Home range sizes in a stratified upland landscape of two lagomorphs with different feeding strategies. *Journal of Applied Ecology* 33:315–324.
- INGLES, L. G.** 1941. Natural history observations on the Audubon cottontail. *Journal of Mammalogy* 22:227–250.
- KERNOHAN, B. J., R. A. GITZEN, y J. J. MILLSPAUGH.** 2001. Analysis of animal space use and movements. Pp. 125–166 in *Radio tracking and animal populations* (Millspaugh J. J., y J. M. Marzluff, eds.). Academic Press. San Diego, EE.UU.
- KJOLHAUG, M. S., y A. WOOLF.** 1988. Home range of the swamp rabbit in southern Illinois. *Journal of Mammalogy* 69:194–197.
- LEE, D. N., R. S. PFAU, y L. K. AMMERMAN.** 2010. Taxonomic status of the Davis Mountains cottontail, *Sylvilagus robustus*, revealed by amplified fragment length polymorphism. *Journal of Mammalogy* 91:1473–1483.

- LEOPOLD, A. S.** 1957. Fauna Silvestre de México. Segunda edición. Editorial Pax. Ciudad de México, México.
- LORENZO, C., T. M. RIOJA, A. CARRILLO-REYES, Y F. A. CERVANTES.** 2008. Populations fluctuations of *Lepus flavigularis* (Lagomorpha: Leporidae) at Tehuanthepec Isthmus, Oaxaca, Mexico. *Acta Zoológica Mexicana* 24:207–220.
- LORENZO, C., Y F. A. CERVANTES.** 2005. *Sylvilagus floridanus* (J. A. Allen 1890). Pp. 843–845 in *Los Mamíferos Silvestres de México* (Ceballos, G., y G. Oliva, eds.). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad y Fondo de Cultura Económica. Ciudad de México, México.
- MINTA, S. C.** 1992. Tests of spatial and temporal interaction among animals. *Ecological Applications* 2:178–188.
- NALLS, A. V., L. K. AMMERMAN, Y R. C. DOWLER.** 2012. Genetic and morphologic variation in the Davis Mountains cottontail (*Sylvilagus robustus*). *The Southwestern Naturalist* 57:1–7.
- NAMS, V. O.** 1990. LOCATE II. Pacer Computer Software. Truto, Canadá.
- OCKENFELS, R. A., Y J. A. BISSONETTE.** 1984. Temperature-related responses in North-Central Oklahoma white-tailed deer. Pp. 64-67 in *Deer in the Southwest: a Workshop* (Krausman, P.R., y N. S. Smith coords.). Arizona Cooperative Wildlife Research Unit. University of Arizona. Tucson, EE.UU.
- PARKER, P. G., Y T. A. WAITE.** 1997. Mating systems, effective population size, and conservation of natural populations. Pp. 243–261 in *Behavioral approaches to conservation in the wild* (Clemmons, J. R., y R. Buchholz, eds.). Cambridge University Press. Cambridge, United Kingdom.
- POWELL, R. A.** 2000. Animal home ranges and territories and home range estimators. Pp. 65–110 in *Research techniques in animal ecology, controversies and consequences* (Boitani L., y T. K. Fuller, eds.). Columbia University Press. New York, EE.UU.
- POWELL, R. A., Y M. S. MITCHELL.** 2012. What is a home range? *Journal of Mammalogy* 93:948–958.
- RODRÍGUEZ-MARTÍNEZ, L., J. VÁZQUEZ, Y A. BAUTISTA.** 2007. Primer registro del gato montés (*Lynx rufus*) en el Parque Nacional La Malinche, Tlaxcala, México. *Revista Mexicana de Mastozoología* 11:80–84.
- RODRÍGUEZ-MARTÍNEZ, L., R. HUDSON, M. MARTÍNEZ-GÓMEZ, Y A. BAUTISTA.** 2013. Description of the nursery burrow of the Mexican cottontail rabbit *Sylvilagus cunicularius* under seminatural conditions. *Acta Theriologica* DOI: 10.1007/s13364-012-0125-6.
- ROMERO, F. J., Y H. RANGEL.** 2008. *Sylvilagus cunicularius*. In IUCN 2013. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.1. <www.iucnredlist.org>. Consultada el 1 de octubre de 2013.
- RUÍZ-SOBERANES, J. A., Y G. GÓMEZ-ÁLVAREZ.** 2010. Estudio mastofaunístico del Parque Nacional Malinche, Tlaxcala, México. *Therya* 1:97–110.
- SAMUEL, M. D., D. J. PIERCE, Y E. O. GARTON.** 1985. Identifying areas of concentrated use within the home range. *Journal of Animal Ecology* 54:711–719.
- SAMUEL, M. D., Y E. O. GARTON.** 1987. Incorporating activity time in harmonic home range analysis. *Journal of Wildlife Management* 51:254–257.

- SÁNCHEZ, C.** 2005. Anfibios y reptiles. Pp. 101-113 in Biodiversidad del Parque Nacional La Malinche. (Fernández, A., y J. C. López-Domínguez, eds.). Coordinación General de Ecología, Tlaxcala. Tlaxcala, México.
- SEAMAN, D. E., y R. A. POWELL.** 1996. An evaluation of the accuracy of kernel density estimators for home range analysis. *Ecology* 77:2075–2085.
- SEMARNAT (SECRETARÍA DE MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES).** 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. Ciudad de México, México. 30 de diciembre de 2010.
- SIKES, R. S., W. L. GANNON, y 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.
- SOKAL, R. R., y F. J. ROHLF.** 1985. Biometry the principles and practice of statistic in biological research. W, H, Freeman and Company. New York, EE.UU.
- SPENCER, W. D.** 2012. Home range and the value of spatial information. *Journal of Mammalogy* 93:929–947.
- STEVENS, M. A., y R. E. BARRY.** 2002. Selection, size, and use of home range of the Appalachian cottontail, *Sylvilagus obscurus*. *Canadian Field-Naturalist* 116:529–535.
- SWIHART, R. K.** 1986. Home range—body mass allometry in rabbits and hares (Leporidae). *Acta Theriologica* 31:139–148.
- VÁZQUEZ, J., A. J. MARTÍNEZ, R. HUDSON, L. RODRÍGUEZ-MARTÍNEZ, y M. MARTÍNEZ-GÓMEZ.** 2007a. Seasonal reproduction in Mexican cottontail rabbits *Sylvilagus cunicularius* in La Malinche National Park, central Mexico. *Acta Theriologica* 52:361–369.
- VÁZQUEZ, J., L. RODRÍGUEZ-MARTÍNEZ, A. BAUTISTA, R. HUDSON, y M. MARTÍNEZ-GÓMEZ.** 2007b. Evaluación de una nueva trampa para capturar conejos silvestres (*Sylvilagus cunicularius* y *S. floridanus*). *Revista Mexicana de Mastozoología* 11:34–46.
- VILLERS, L., y J. LÓPEZ.** 2004. Comportamiento del fuego y evaluación del riesgo por incendios. Pp. 61–78 in Incendios forestales en México (Villers, L., y J. Blanco eds.). Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.
- WHITE, G. C., y R. A. GARROTT.** 1990. Analysis of wildlife radiotracking data. Academic Press. San Diego, EE.UU.
- WINDFIELD, J. C.** 2005. Aves. Pp. 115-136 in Biodiversidad del Parque Nacional La Malinche. (Fernández, A., y J. C. López-Domínguez, eds.). Coordinación General de Ecología, Tlaxcala. Tlaxcala, México.
- ZOLLNER, P. A., W. P. SMITH, y L. A. BRENNAN.** 2000. Home range use by swan rabbits (*Sylvilagus aquaticus*) in a frequently inundated bottomland forest. *American Midland Naturalist* 143:64–69.

Sometido: 19 de julio de 2013
Revisado: 8 de septiembre de 2013
Aceptado: 3 de noviembre de 2013
Editor asociado: Consuelo Lorenzo
Diseño gráfico editorial: Gerardo Hernández

Riqueza y la abundancia de mamíferos medianos de la reserva biológica Tirimbina, Costa Rica

Alberto Astiazarán Azcárraga¹

Abstract

Costa Rica is a country whose geographical location plays an important role as a filter for species from North y South-America resulting in the establishment a great diversity of species. In Costa Rica there have been registered a total of 245 species of mammals of the 4,381 registered worldwide, having the 5.6% of global diversity. From the 245 species, only 48 species are considered as medium-sized mammals. In this study we evaluated the richness and the abundance of medium-sized mammals of the Tirimbina Biological Reserve through trapping, making diurnal and nocturnal walks and looking for footprints. There was a richness of 17 species of medium-sized mammals, where the most abundant species were raccoons (*Procyon lotor*) y opossums (*Didelphis marsupialis*).

Keywords: Conservation, Costa Rica, Habitat fragmentation, Raccoon, Traps.

Resumen

Costa Rica es un país que por su ubicación geográfica juega un papel importante como filtro de las especies provenientes de Norte y Sud América dando como resultado el establecimiento una gran diversidad de especies. En Costa Rica se han registrado un total de 245 especies de mamíferos de las 4,381 especies registradas en todo el mundo, siendo el 5.6% de la diversidad mundial. De las 245 especies de mamíferos 48 se consideran de tamaño mediano. En este trabajo se evaluó la riqueza y la abundancia de los mamíferos medianos presentes en la Reserva Biológica de la Tirimbina por medio de trampeo, caminatas diurnas y nocturnas y por presencia de huellas. Se registró una riqueza de 17 especies de mamíferos medianos en donde las especies más abundantes fueron los mapaches (*Procyon lotor*) y los zorros pelones (*Didelphis marsupialis*).

Palabra clave: Conservación, Costa Rica, Fragmentación de hábitat, Mapaches, Trampas.

Introducción

Costa Rica es un país que ha jugado el papel de filtro en el flujo de la diversidad de especies entre Norte-América y Sur-América dando como resultado el establecimiento de una gran variedad de especies de Norte y Sur América (Rodríguez *et al.* 2002). Los primeros registros sobre la diversidad de mamífero datan de mediados del siglo XIX con los estudios de Frantzius (1869). Desde entonces los estudios mastozoológicos

¹Universidad Autónoma de Querétaro. Facultad de Ciencias Naturales. Avenida de las Ciencias S/N, Santiago de Querétaro, Querétaro, México. E-mail: albertoastiazaran1@gmail.com

comenzaron a aumentar hasta la fecha, de tal forma que Costa Rica es uno de los países que realiza mayor número de estudios de campo, registrando 245 especies de mamíferos terrestres (Rodríguez *et al.* 2002).

Los mamíferos juegan un papel significativo en el ecosistema, que gracias a los diversos roles que juegan son un factor muy importante para mantener las funciones del ecosistema (IUCN). Desde un punto de vista social, la importancia de los mamíferos radica en que estos son una fuente importante de alimento para muchas comunidades. Aunque por otro lado existe un gran conflicto entre la gente y los mamíferos que se alimentan del ganado o de los cultivos, por lo que la gente tiende a cazarlos (Pérez-Gil *et al.* 1995).

La pérdida de diversidad está dada principalmente por la fragmentación del hábitat, la que se da principalmente por la tala ilegal, el cambio de uso de suelo para agricultura, crecimiento poblacional y la cacería (WWF). Entre 1960 y 1970 en Costa Rica se registro una de las tasas de deforestación más grandes del mundo perdiendo alrededor de 60,000 hectáreas por año (Obando 2002). Para hacer frente a esta pérdida de hábitat se han desarrollado políticas de conservación de algunas áreas para la protección de la flora y la fauna (Putz *et al.* 2001).

A pesar de la gran diversidad de Mamíferos presente en Costa Rica son pocos los grupos que son estudiados con frecuencia, entre los que se encuentran los murciélagos, primates, y mamíferos grandes, por lo que en este proyecto se pretenden analizar la riqueza y la abundancia de los mamíferos medianos presentes en la reserva.

Material y Métodos

Área de estudio. La Reserva Biológica Tirimbina (RBT) se encuentra localizada en la cuenca del Río Sarapiquí, esta cuenta con una extensión de 345 Ha entre las cuales en su mayoría son bosques las cuales se dividen en dos: Bosque tropical premontano muy húmedo con transición a basal, y Bosque tropical Húmedo, pero también podemos encontrar humedales, zonas abiertas y quebradas. La altura va desde los 180 msnm hasta los 220 msnm (www.tirimbina.org).

Para la captura de los mamíferos medianos se utilizaron 30 trampas Tomahawk las cuales se dispusieron a lo largo de toda la reserva a una distancia de 300 mts una de otra, estas fueron cebadas con plátano y se revisaron todos los días. Además se realizaron caminatas diurnas y nocturnas en un transecto de 8 km en búsqueda de animales y de huellas. Todos los individuos capturados fueron marcados y se georeferenció, los animales que fueron vistos pero no fueron capturados, se georeferenció el punto donde fue visto.

Resultados

De las 600 noches trampa se obtuvo un éxito de capturar de 28 individuos pertenecientes a cinco especies (Tabla 1). Las especies capturadas fueron: mapaches (*Procyon lotor*), zorro pelón (*Didelphis marsupialis*), zorro de cuatro ojos (*Philander opossum*), martilla (*Potos flavus*) y puerco espín (*Sphiggurus mexicanus*).

Durante las caminatas se observó un total de 33 individuos pertenecientes a 11 especies (Tabla 2), donde las especies con mayor porcentaje de avistamientos fueron el zorro de balsas (*Caluromys derbianus*) y las guatusas (*Dasyprocta punctata*). Con base

en el registro por huella se logró identificar Ocelote (*Leopardus pardalis*), Pecarí (*Pecari tajacu*), Armadillo (*Dasypus novemcinctus*), Pisote (*Nasua narica*) y Mapache (*Procyon lotor*). En total se obtuvieron 67 registros por los tres métodos de muestreo, obteniendo una riqueza de 17 especies de mamíferos medianos pertenecientes a siete órdenes, 12 familias y 16 géneros en donde las especies más abundantes fueron los mapaches y los zorros pelones (Figura 1).

Tabla 1. Porcentaje de captura por especie El porcentaje de captura se obtuvo multiplicando el número de capturas por especie por 100 entre el total de capturas

Especie	% de captura
<i>Didelphis marsupialis</i>	39,28
<i>Procyon lotor</i>	32,14
<i>Potos flavus</i>	14,28
<i>Philander oposum</i>	10,71
<i>Sphiggurus mexicanus</i>	3,57

Tabla 2. Porcentaje de Registro de especies El porcentaje de avistamientos de especies se obtuvo multiplicando el número de avistamientos por especie por 100 entre el total de avistamientos

Especie	% de avistamiento
<i>Caluromys derbianus</i>	18,18
<i>Dasyprocta punctata</i>	15,15
<i>Sphiggurus mexicanus</i>	12,12
<i>Alouatta palliata</i>	9,09
<i>Procyon lotor</i>	9,09
<i>Choloepus hoffmanni</i>	9,09
<i>Sciurus granatensis</i>	9,09
<i>Cebus capucinus</i>	6,06
<i>Sciurus variegatoides</i>	6,06
<i>Potos flavus</i>	3,03
<i>Tamandua mexicana</i>	3,03

Discusión

Es de esperarse que las especies más abundantes sean los mapaches (*Procyon lotor*) y los zorros pelones (*Didelphis marsupialis*) ya que se ha visto que estas dos especies tienen un alto éxito reproductivo y además se adaptan muy fácilmente a la actividad humana, de tal forma que en algunas ciudades y zonas agrícolas estos son considerados como “especies plaga” (Hilje y Saunders 2008). Sin embargo en la RBT no se encontraron asociados a los asentamientos humanos. Por otro lado no se esperaba capturar martillas (*Potos flavus*), ya que por su historia natural son de comportamiento arborícola y en este proyecto el trampeo se realizó a nivel de suelo.

En la identificación de huellas se obtuvieron muy pocos registros debido a que durante el periodo del muestreo el clima fue muy lluvioso impidiendo encontrar rastros, sin embargo se lograron registrar cuatro especies que no fueron encontradas por trampeo ni por avistamientos.

En un estudio realizado por Sáenz (2010) en la Reserva Forestal Rio Pacuare, encontró en un área de 12,700 ha, un total de 22 especies de mamíferos de los cuales 18 eran

de tamaño mediano. En otro estudio realizado por Timm *et al.* (1989) en el complejo La Selva-Braulio Carrillo encontraron un total de 38 mamíferos medianos en un área de 52,000 ha. A pesar de que la RBT es un área de conservación relativamente pequeña (345 ha) en comparación a otras reservas, podemos encontrar una alta riqueza de mamíferos medianos. De las 245 especies de mamíferos que se encuentran registradas en Costa Rica, 48 se consideran de tamaño mediano (Wainwright y Arias 2007), de tal forma que en la RBT se encuentra por lo menos el 35.4% de la diversidad de mamíferos medianos presentes en Costa Rica. Esto nos muestra la importancia tanto de la RBT como de la existencia de pequeñas reservas con un plan de conservación adecuado que otorgue un lugar seguro tanto a las especies nativas como a las especies migratorias.

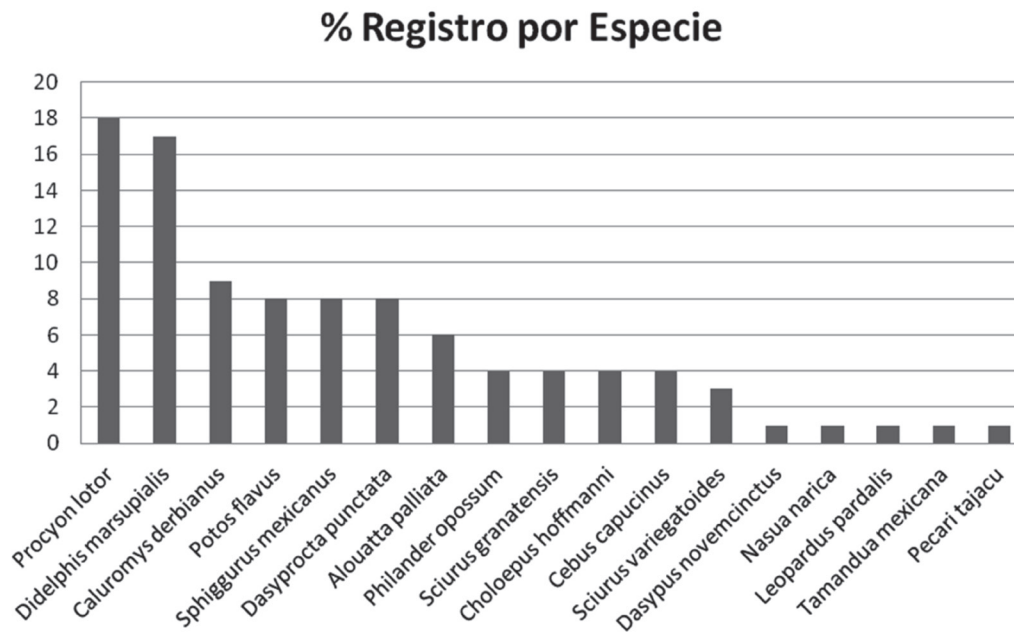


Figura 1. Porcentaje de Registro de especies Para obtener el porcentaje de registro de especies se sumaron los registros por captura, los registros visuales y los registros por huella, se tomó el total de registros por especie, se multiplicó por 100 y se dividió entre el total de registros de todas las especies.

Este trabajo es una contribución importante a pesar de haberse realizado en un periodo corto de tiempo, ya que es el primer trabajo que trata de analizar la riqueza y abundancia de las poblaciones de los mamíferos medianos presentes en la RBT. Sin embargo a este trabajo le faltó tiempo, puesto que existen especies que han sido vistas por los lugareños, las cuales no logramos registrar durante el estudio, como es el caso del serafín de platanar (*Cyclopes didactylus*) o el conejo (*Silvilagus floridanus*) que al no ser registrados durante el proyecto se subestima la riqueza de especies de la reserva.

Agradecimientos

Se agradece a B. Rodríguez H por la invitación para llevar a cabo este proyecto, a E. Cordero y a todos los que me ayudaron con el trabajo en campo.

Literatura citada

- DEMATIA, E. A., L. M. CURRAN, Y B. J. RATHCKE. 2004. Effects of Small Rodents and Large Mammals on Neotropical Seeds. *Ecological Society of America* 85:2161-2170.
- FRANTZIUS, A. V. 1869. Los Mamíferos de Costa Rica. Traducido por D.R. Cortéz. 1963. *Revista de los Archivos Nacionales de Costa Rica*. Brenesia 39/40:179-180.

- HILJE, J., Y J. SAUNDERS.** 2008. Manejo integrado de plagas en mesoamérica: aportes conceptuales. Primera edición. Editorial Tecnológica. Cartago, Costa Rica.
- INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE (IUCN).** http://iucn.org/about/work/programmes/species/our_work/mammals. Última revisión 27-10-2013
- MORENO, E. A.** 2011. Papel de los Murciélagos Frugívoros Como Dispersores de Semillas en la Reserva Forestal Natural de Yotoco, Municipio de Yotoco, Colombia. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, Colombia.
- OBANDO, V.** 2002. Biodiversidad en Costa Rica: Estado del conocimiento y gestión. Resumen del Estudio Nacional de Biodiversidad. Estrategia Nacional de Biodiversidad. MINAE-SINAC-INBio. En prensa.
- PÉREZ-GIL, R., F. JARAMILLO, A. M. MUFIIZ, Y M. G. TORRES.** 1995. Importancia económica de los vertebrados silvestres de México. PG-7 Consultores, S. C. y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). Ciudad de México, México.
- PUTZ, F., G. BLATE, K. REDFORD, R. FIMBEL, Y J. ROBINSON.** 2001. Tropical Forest Management and Conservation of Biodiversity: an Overview. *Conservation Biology* 15:7-20.
- RESERVA BIOLÓGICA LA TIRIMBINA.** www.tirimbina.org. Última revisión 26-10-2013.
- RODRÍGUEZ, B. H., F. A. CHINCHILLA, Y L. J. MAY.** 2002. Lista de especies, endemismo y conservación de los mamíferos de Costa Rica. *Revista Mexicana de Mastozoología* 6:19-41.
- SÁENZ, C. B.** 2010. Ensamble de Mamíferos medianos y grandes de un sector forestal Río Pacuare y sus cercanías (Reserva indígena Nairi Awari y Parque Nacional Barbilla). Universidad Nacional, Costa Rica. Heredia, Costa Rica.
- TIMM, R. M., D. E. WILSON, B. L. CLAUSON, R. K. LAVAL, Y C. S. VAUGHAN.** 1989. Mammals of the La Selva-Braulio Carrillo Complex, Costa Rica. United States Department of the Interior, Fish and Wildlife Service. Heredia, Costa Rica.
- WAINWRIGHT, M., Y O. ARIAS.** 2007. The mammals of Costa Rica: A natural history and field guide. Comstock Pub Assoc. New York, EE.UU.
- FONDO MUNDIAL PARA LA NATURALEZA (WWF).** www.panda.org. Última revisión 27-10-2013.

Sometido: 31 de julio de 2013

Revisado: 27 de septiembre de 2013

Aceptado: 4 de diciembre de 2013

Editor asociado: Jan Schipper

Diseño gráfico editorial: Gerardo Hernández

Sitios utilizados por la nutria neotropical en una selva baja caducifolia en la costa de Oaxaca, México

Ma. Antonieta Casariego-Madorell^{1*}

Abstract

This work was carried out in the river Copalita and Zimatán located in Huatulco within the municipalities of San Pedro Huamelula, Santiago Astata and San Miguel del Puerto in Oaxaca State. The samplings were carried out July 1999 to September 2000, identifying key areas for otters, such as resting sites and sites frequently used for sprainting. This was done by walking down the river banks, looking for any evidence of the presence of otters, such as footprints, food remains and scats, all of them were recorded. Two dens were found on Zimatán; this river was apparently preferred Copalita River, although no significant differences in frequency of use were found between these rivers. There were other organism recorded, such as raccoons, skunks, foxes, jaguarondi, puma and jaguar. Results emphasizes the importance of protecting these areas, not only for the otter, but also for the others species that are found in this area.

Key words: Dens, frequency of use, Neotropical otter, Oaxaca, scats.

Resumen

Este trabajo se realizó en los ríos Copalita y Zimatán ubicados en Huatulco dentro de los municipios de San Pedro Huamelula, Santiago Astata y San Miguel del Puerto en el estado de Oaxaca. Los muestreos se llevaron a cabo del mes de julio de 1999 al mes de septiembre del 2000, determinando las áreas importantes para la nutria como lo son sitios de descanso y los sitios frecuentes destinados al marcaje, esto se llevó a cabo recorriendo las orillas de los ríos a pie buscando cualquier evidencia de la presencia de la nutria, como huellas, restos de alimento y excretas las cuales fueron contabilizadas. Se encontraron dos madrigueras y preferencia por el río Zimatán, no se encontraron diferencias significativas en la frecuencia de uso con el río Copalita. También se registraron otros organismos como mapaches, zorrillos, zorras, jaguarondi, puma y jaguar. Lo que destaca la importancia de la protección de estas zonas no únicamente por la nutria sino también por todas las especies que ahí cohabitan.

Palabras clave: Excretas, frecuencia de uso, madrigueras, nutria neotropical, Oaxaca.

En la actualidad en América Latina han aumentado de manera considerable los trabajos sobre la nutria neotropical *Lontra longicaudis annectens*, encaminados a su protección debido a que se encuentra incluida en el Apéndice I de la Convención Internacional para el Tráfico de Especies de Flora y Fauna Amenazadas (CITES). En México es considerada como amenazada por la NOM-059-ECOL-2010 (SEMARNAT 2010) debido a que sus poblaciones han sido seriamente diezmadas como en Argentina y Costa Rica, por factores como la cacería, la destrucción de su hábitat y/o la contaminación de las aguas (Gallo-Reynoso 1986; Alho *et al.* 1988; Chehébar 1991). Estos estudios en su mayoría se han enfocado principalmente a cuestiones de descripción, alimentación, distribución y tamaño de sus poblaciones (Melquist 1983; Melquist y Dronkert 1987; Parera 1992, 1996; Spinola y Vaughan 1995; Helder y De Andrade 1997; Quadros y Monteiro-Filho 2002; Gori *et al.* 2003). Destacando en México sobre la misma línea de investigación los trabajos de Gallo-Reynoso (1989, 1996), Macías-Sánchez y Aranda (1999), Orozco-Meyer (1998), Macías-Sánchez (2003), Casariego-Madorell *et al.* (2008). Sin embargo, aún se sabe poco sobre la relación de estos organismos con su medio ambiente. Con respecto a los factores que influyen en la presencia en los diversos sitios donde habita, se sabe que existe una alta selección positiva de los espacios conservados y una selección negativa de los espacios más alterados, considerando como principales elementos para su establecimiento el desarrollo de la vegetación y la disponibilidad de alimento (López-Martín *et al.* 1998). Uno de los aspectos un tanto descuidado en estas investigaciones son los lugares que visita la nutria frecuentemente tal es el caso de los lugares de descanso (Quadros y Monteiro-Filho 2002). Los cuales son aquellos lugares que utiliza regularmente la nutria, generalmente cerca del agua, entre las raíces de los árboles o en cavidades de las rocas, siendo lugares apropiados para poder construir madrigueras y en condiciones ideales son los ríos flanqueados de grandes bloques rocosos (Pardini y Trajano 1999), lugares que también utilizan para marcar o donde depositar sus excretas.

La presencia de la nutria es considerada como bioindicador en la evaluación de la calidad de diversos ambientes acuáticos (Staib y Schenck 1994), su conservación es importante porque es una especie amenazada debido a que posee características intrínsecas que la hacen especialmente vulnerable a las reducciones poblacionales. La nutria neotropical es una especie que necesita amplios espacios para vivir, por lo que proteger las superficies requeridas por las poblaciones de la nutria, también se protege a otros organismos presentes en dichas áreas (Hernández 1992).

La nutria neotropical se encuentra en áreas templadas y tropicales desde el noroeste de México hasta Argentina (Gallo-Reynoso 1996; Aranda 2000), en México el bosque tropical caducifolio o selva baja caducifolia es el ecosistema más amenazado de los que ocupa la nutria (Janzen 1988; Ceballos y García 1995). En el estado de Oaxaca se mantienen franjas continuas de bosque tropical caducifolio. En las cercanías del río Zimatán existen algunos fragmentos aislados (García *et al.* 1992; Salas-Morales 2002), junto con el río Copalita y el río Ayuta, son los ríos más importantes en el área de Huatulco en los municipios de San Pedro Huamelula, Santiago Astata y San Miguel del Puerto (Salas *et al.* 1996). Estos ríos al ser perennes y por presentar caudales rápidos representan una oportunidad para realizar estudios de ecología sobre la nutria

neotropical necesarios para asegurar la permanencia de las poblaciones de nutria en esta región (Gallo-Reynoso 1996; Ruiz-Olmo *et al.* 2000). Por lo que en este estudio se determinaron los sitios más utilizados por la nutria en los ríos Copalita y Zimatán.

Material y Métodos

Área de estudio. Los ríos Copalita y Zimatán se encuentran en la costa de Oaxaca, entre los 15.717° y 16.833° N y -95.750° y -96.250° W y dentro de los municipios de San Pedro Huamelula, Santiago Astata y San Miguel del Puerto (Fig. 1).

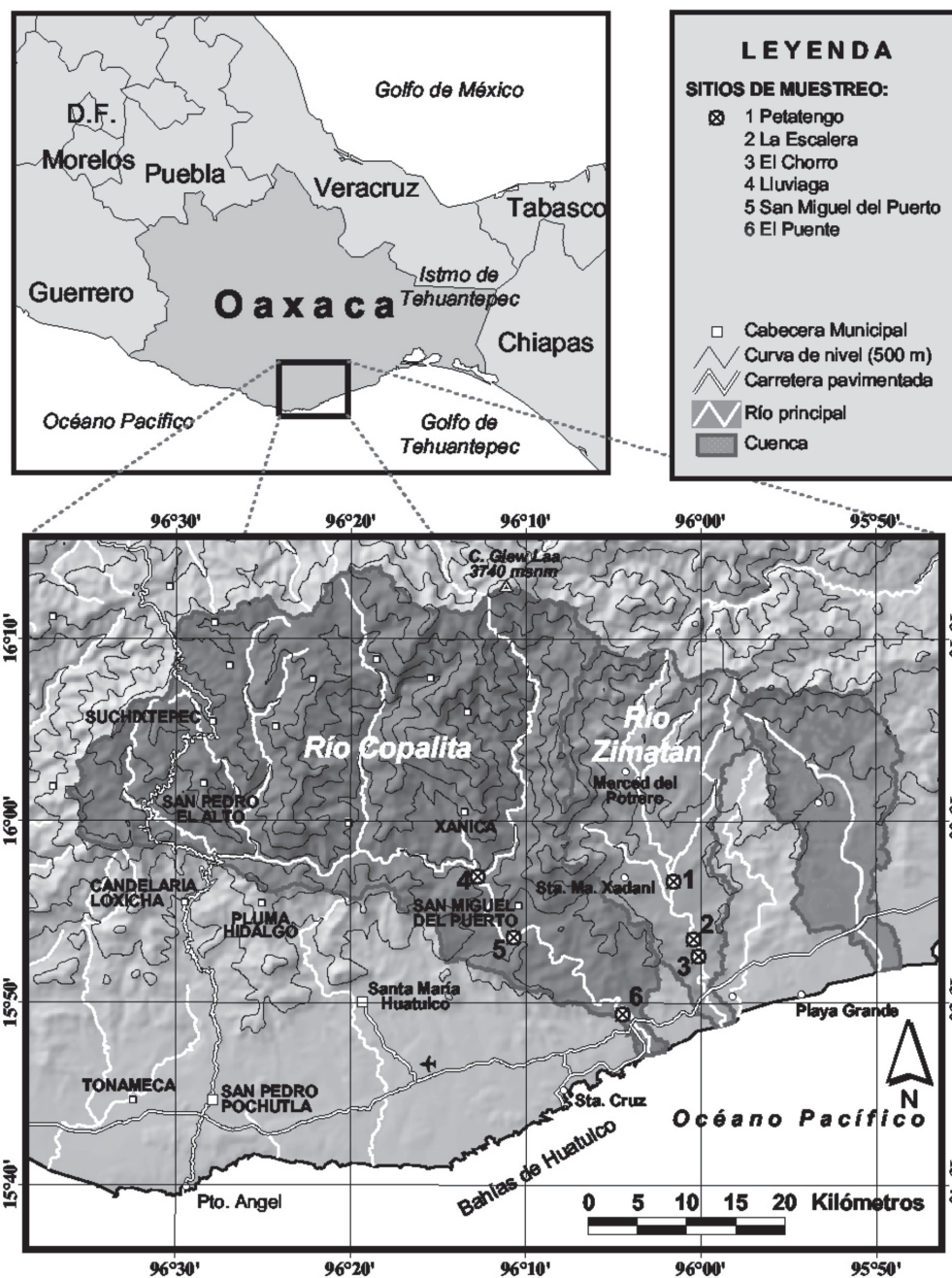


Figura 1. Localización de los ríos Copalita y Zimatán en la costa de Oaxaca.



El área de estudio comprende una superficie de 152,535 ha para el río Copalita y 46,081 ha para el río Zimatán. Estos ríos son importantes para las nutrias ya que son corrientes permanentes en esta costa. El clima es cálido subhúmedo (Aw; según Köeppen modificado por García 1978), con una temperatura media anual de 28° C y una precipitación promedio anual de 700 a 800 mm. Se caracteriza por presentar una estacionalidad con dos temporadas bien definidas: la de lluvias de mayo a octubre, y la de secas de noviembre a abril (INEGI 1988). Los principales tipos de vegetación son el bosque tropical caducifolio o selva baja; la selva tropical subcaducifolia a la orilla de los ríos; la selva tropical subperenifolia hacia la porción norte en los sitios cercanos a las serranías, y en los alrededores de las lagunas costeras, franjas angostas de manglar (Rzedowski 1978; Salas-Morales 2002).

Para cada uno de los ríos se determinaron las especies de flora presentes en los alrededores y se consideraron las más abundantes para la zona. Para obtener la altura de las rocas fue por observación con puntos de referencia y cuando era posible medidas con un metro (Truper®). El sustrato de la zona se obtuvo de acuerdo a Franco-López *et al* (1985). Las características fisicoquímicas que se tomaron en cuenta fueron; temperatura ambiental (°C) temperatura del agua (°C); lecho (ancho real del río), cauce (área que ocupa el agua dentro del lecho), la profundidad, la velocidad del agua, la turbiedad, el oxígeno disuelto en el agua, alcalinidad y el pH (Lloyd 1992). Para obtener el ancho total del río, el cauce y la profundidad se utilizó un metro. La temperatura tanto ambiental como del agua se obtuvieron con un termómetro de mercurio (Brannan®). La obtención del oxígeno disuelto y la alcalinidad se realizaron de acuerdo a la metodología sugerida por Franco-López *et al* (1985). Los reactivos y el material utilizados para llevar a cabo las pruebas fueron proporcionados por el laboratorio de botánica de la FES Iztacala. La turbiedad y la velocidad del agua fueron obtenidas de acuerdo a Contreras (1994). El pH se obtuvo con papel indicador (Merk®). Los muestreos se realizaron durante los meses de abril a agosto del 2000. Para cada una de las pruebas se obtuvieron 135 muestras por río (Casariego-Madorell 2004).

El río Copalita abarca tres diferentes poblados; Yuviaga en la parte alta, en el centro el poblado de San Miguel del Puerto, y en la parte baja Copalita. Este río es el más largo de la zona. Su cuenca ha sido alterada, por lo que durante la época de lluvia, el agua que lleva es turbia de color café intenso, lo que no se observa en los otros ríos. Entre las especies más abundantes de flora a la orilla del río se encuentran miembros de la familia Bignoniaceae como *Astianthus viminalis* y de la familia Leguminosae como *Andira inermis* y *Albizia occidentalis*. Encontrando también ejemplares de *Pithecellobium dulce*, *Mazuma ulmifolia*, *Tabebuia* sp., y *Ceiba pentandra*. No es común encontrar rocas mayores de 2 m (Fig. 2). Aunque hay una pared de aproximadamente 5 m de altura.

De acuerdo con las características fisicoquímicas se observa que es un río con zonas profundas y corrientes rápidas; puede llegar a tener más del 50% de turbiedad durante la época de lluvia, manteniendo una concentración media de oxígeno disuelto en el agua de 3.4 ± 0.2 mg/l, con un pH de 6 – 7; con una temperatura promedio en el ambiente de 29° C y una temperatura promedio de 24.4° C en el agua. En este río se practica el recorrido en kayak, ecoturismo y la pesca de subsistencia. Principalmente se tienen sembradíos de café en las partes altas del río, y de papaya y toronja a la orilla

de algunos tramos del río, cerca de la bocana se extrae material para construcción constituyendo un área altamente perturbada (Casariego-Madorell *et al.* 2008).

El río Zimatán pertenece a la cuenca del mismo nombre, la cual presenta un gran número de brazos que se extienden en toda el área. Las especies más abundantes de flora son las mismas que en el río Copalita, aunque también se encontraron cactáceas de los géneros *Mammillaria*, *Neobuxbaumia* y *Stenocereus*, así como diversas especies del género *Acacia* y *Mimosa*. En esta zona se encuentran peñascos de hasta 5 m de altura donde se observa escasa vegetación, la cual en su mayoría son cactáceas. Se encuentran también áreas de arena y grava con extensa cobertura vegetal (Fig. 3). De acuerdo a las características fisicoquímicas este es un río en su mayoría profundo con corrientes rápidas y pozas de profundidad media entre los 80 y 100 cm, la turbiedad nunca fue de más de 20%, y el oxígeno disuelto en el agua es de 6.1 ± 0.3 mg/l y un pH de 7. Con una temperatura promedio en el ambiente de 30.2 °C y una temperatura promedio de 26.2°C en el agua. En este río se ha observado el ecoturismo sobre todo en la parte baja llamada “el Chorro”; también se puede encontrar ganado, aunque la mayoría de los habitantes practican la cacería de subsistencia y en menor proporción para la venta (Alfaro-Espinoza 2000; Casariego-Madorell *et al.* 2008).



Figura 2. Río Copalita en la época de lluvia, arrastrando material de origen terrígeno, así como zonas de arena (arriba) y durante principios de la época de lluvia, cuando el río se puede apreciar limpio (abajo).

Obtención de las muestras: Para cada uno de los ríos se definieron tres transectos de 2 km de longitud. Cada transecto incluyó una franja de 5 m de ancho desde la orilla hacia el interior del bosque (Ruiz-Olmo *et al.* 1998). El recorrido de los transectos abarcó

15 meses de julio de 1999 a septiembre del 2000, los transectos se hicieron a pie. Las salidas se realizaron cada mes con una duración de siete días para el recorrido de ambos ríos, buscando los posibles sitios de descanso, de marcaje y/o madrigueras con la presencia de huellas, excretas, restos de alimento y marcas de garras entre otros (Gallo-Reynoso 1989; Aranda 2000). Cuando fueron encontrados pelos, éstos se analizaron comparando la medula con los que se obtuvieron como referencia de los mamíferos en la zona para saber si se alimentaba de otros mamíferos (Arita y Aranda 1987).



Figura 3. Río Zimatán, donde se puede apreciar la zona de arena y grava fina (arriba) y algunas de las paredes, así como las pozas (abajo).

Se contabilizaron todas las excretas, incluyendo aquellas que fueron recolectadas y procesadas para obtener el tamaño poblacional y alimentación de la nutria en una investigación previa (Casariego–Madorell *et al.* 2008). Se tomaron en cuenta como sitios utilizados aquellos donde se encontraron diferentes tipos de rastros. Se consideró la posición de la excreta sobre el río y el sustrato en donde fueron encontradas. Al mismo tiempo se buscaron rastros de otros mamíferos, los cuales fueron determinados hasta nivel de especie cuando fue posible.

Análisis de datos. Para determinar si existían diferencias significativas entre los sitios frecuentes en ambos ríos se aplicó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis y para determinar si existían diferencias de uso entre los ríos Copalita y Zimatán se optó por la prueba de Chi cuadrada (Zar 1999). Se consideró la frecuencia de uso de cada sitio calculando el número de meses con al menos una señal de rastro sobre el total de meses visitados de acuerdo al criterio de Quadros y Monteiro-Filho (2002).

Resultados

Se tomaron en cuenta un total de 802 excretas tanto observadas como colectadas, 186 para el río Copalita y 616 para el río Zimatán. Encontrando 2.06 excretas/km y 6.84 excretas/km en cada río respectivamente. En Copalita durante el mes de enero (temporada seca) se obtuvo el mayor número de excretas, mientras que el menor número de excretas se registró en los meses de julio, agosto, octubre y mayo de 1999, así como agosto del 2000 (temporada de lluvia). Para el río Zimatán, el mayor número de excretas se encontró en el mes de marzo (temporada seca), y el menor número de excretas se registró durante los meses de julio, agosto y septiembre de 1999, y febrero y agosto del 2000 (temporada de lluvia; Fig. 4). En ambos ríos se obtuvo el mayor número de excretas durante la temporada de seca. No se encontraron diferencias significativas entre el número de excretas/km encontradas en el río Copalita y el río Zimatán ($X^2 = 2.57$, g. l. = 1, $P = 0.11$).

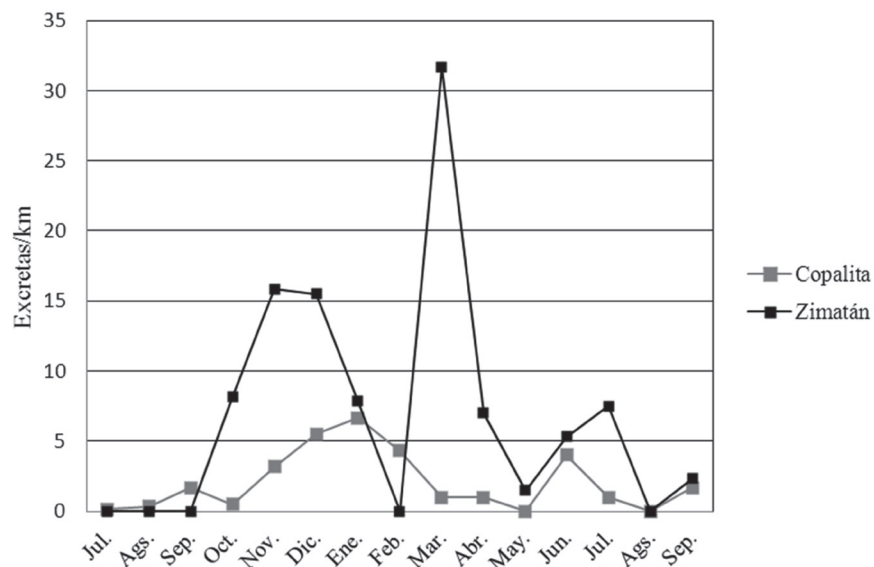


Figura 4. Excretas/km obtenidas en los ríos Copalita y Zimatán desde julio de 1999 a agosto del 2000.

Los sitios considerados como de uso frecuente fueron las rocas a la orilla del río, posteriormente las isletas, seguidos por los sitios en la ribera y finalmente troncos caídos también en la ribera (Tabla 1). Se obtuvo que para el río Copalita se tiene una frecuencia de ocurrencia de 0.48 ± 0.004 , 48% incluyendo los tres transectos, en tanto que en el río Zimatán se tiene una frecuencia de ocurrencia de 0.51 ± 0.04 , 51% para los tres transectos. No se encontraron diferencias significativas entre los tres sitios de uso del río Copalita ($H = 1.12$, g. l. = 2, $P > 0.05$) ni entre los tres sitios del río Zimatán ($H = 0.69$, g. l. = 7, $P > 0.05$). No se encontraron diferencias significativas para la frecuencia de ocurrencia de los tres sitios entre ambos ríos ($X^2 = 3.00$, g. l. = 1, $P = 0.11$).

Solamente se lograron identificar dos lugares como áreas de descanso en el segundo transecto del río Zimatán, lugar conocido como “La Escalera” donde se encuentran grandes rocas, pozas, raíces expuestas y cobertura vegetal, aquí se encontraron huellas, excretas y echaderos en donde se pudieron localizar algunos pelos de nutria y restos de su alimento. También fueron encontrados rastros de otros mamíferos tales como huellas y excretas, destacando la presencia del mapache (*Procyon lotor*) en todos los transectos

para los dos ríos, aunque con diferente intensidad; así como la presencia de grandes felinos como puma (*Puma concolor*) y jaguar (*Panthera onca*; Tabla 2).

Discusión

Los rastros acopiados durante el muestreo fueron mayores durante la temporada seca y principios de la temporada de lluvia, tanto para la nutria como para los otros mamíferos. Esto puede deberse a que durante la época de lluvias el cauce de ambos ríos aumenta considerablemente eliminando los rastros, además de que la mayoría de las excretas eran lavadas y llevadas al río, perdiendo evidencia de la presencia de estos animales. También se debe considerar que las nutrias pueden defecar dentro del agua, sobre todo cuando tienen crías, probablemente para evitar olores que atraería a depredadores (Melquist y Hornocker 1983; Quadros y Monteiro-Filho 2002); por lo que se debe ser conservador en la interpretación de los resultados ya que tal vez los sitios sean utilizados más de lo que se puede observar por los métodos indirectos.

Aunque estadísticamente no se encontraron diferencias significativas entre las excretas encontradas entre ambos ríos. El mayor número de rastros fueron encontrados en el río Zimatán. Éste presenta las mejores condiciones, tales como la presencia de grandes bloques rocosos, profundidad con corrientes rápidas y con pozas de aproximadamente 1 m de profundidad, zonas de arena con gran cobertura vegetal, la cual es proporcionada principalmente por las especies del género *Acacia* y *Mimosa*, así como lugares apropiados para las madrigueras (Gallo-Reynoso 1989) como se pudo constatar en el segundo transecto al encontrar madrigueras bajo las raíces de los árboles y entre las rocas. Donde no se encontró rastro alguno fue en el último transecto donde se practica el ecoturismo, sobre todo en la parte baja denominado "El Chorro", donde también se encontró ganado, además la mayoría de los habitantes practican la cacería. En un estudio realizado en Brasil, Pardini y Trajano (1999) encontraron que la elección de los lugares como áreas de descanso o de marcaje son al azar y que no existe preferencia por algún sitio en especial, la perturbación del bosque y la presencia humana no influyo en la elección aunque pudieron notar que prefieren los sitios más altos de los ríos. Sin embargo en este río se pudo observar que las nutrias evitan los lugares con actividad antropogénica.

Río Copalita						Río Zimatán					
Tierra		Roca		Troncos		Tierra		Rocas		Troncos	
Transecto	N	Transecto	N	Transecto	N	Transecto	N	Transecto	N	Transecto	N
		1	38			1	8	1	180		
2	2	2	75	2	2			2	295		
		3	65	3	4			3	133		
Total	2	Total	178	Total	6	Total	8	Total	608	Total	0

Tabla 1. Número de excretas recogidas (N) en los diferentes sitios de cada uno de los transectos de muestreo realizados del mes de julio de 1999 al mes de septiembre de 2000, en los ríos Copalita y Zimatán en el estado de Oaxaca.

En el río Copalita, aunque no se encontraron tantos rastros como en el Zimatán, éstos fueron constantes es decir siempre se encontraron rastros para los tres transectos aunque

con preferencia en el segundo sitio. Este río es más largo y su cuenca ha sido alterada, por lo que en época de lluvia el agua es de color café intenso debido al arrastre de origen terrígeno por erosión de la parte alta de la cuenca. No es común encontrar rocas mayores a los 2 m, aunque se tienen algunas paredes de aproximadamente 5 m de altura con grietas donde se encontraron excretas durante la época seca, porque en la época de lluvia se torna imposible el acceso a las paredes. Sin embargo en las zonas adyacentes de arena se encontraron huellas y excretas sobre los troncos caídos principalmente de *Ceiba pentandra*. El primer transecto (un hábitat altamente perturbado) donde se esperaba no encontrar nada puesto que se extrae material para construcción, fue uno de los sitios con un número considerable de rastros encontrando 51 excretas, con esto para este río se confirma lo encontrado por Pardini y Trajano (1999).

Tabla 2. Mamíferos que comparten el hábitat con la nutria encontrados en los sitios de muestreo realizados del mes de julio de 1999 a septiembre del 2000 en los ríos Copalita y Zimatán en el estado de Oaxaca. Debido al número de huellas encontradas se clasificaron como visitas intensas*** visitas habituales** visitas esporádicas*.

Río Copalita		
Sitio 1	Sitio 2	Sitio 3
<i>Procyon lotor</i> ***	<i>Procyon lotor</i> ***	<i>Procyon lotor</i> **
<i>Dasyus novemcinctus</i> *	<i>Conepatus mesoleucus</i> *	<i>Conepatus mesoleucus</i> *
<i>Odocoileus virginianus</i> *	<i>Spilogale putorius</i> *	<i>Dasyus novemcinctus</i> **
<i>Conepatus mesoleucus</i> ***	<i>Bassiriscus astatus</i> **	<i>Urocyon cinereoargenteus</i> **
Río Zimatán		
Sitio 1	Sitio 2	Sitio 3
<i>Procyon lotor</i> **	<i>Procyon lotor</i> *	<i>Procyon lotor</i> *
<i>Herpailurus yagouaroundi</i> *	<i>Conepatus mesoleucus</i> *	<i>Puma concolor</i> *
<i>Conepatus mesoleucus</i> *	<i>Dasyus novemcinctus</i> *	<i>Nasua narica</i> *
	<i>Panthera onca</i> *	

Aunque no se encontró diferencia significativa en la frecuencia de uso entre los dos ríos por parte de la nutria, si se observó un mayor uso hacia el río Zimatán particularmente en el segundo transecto. Es aquí donde también se encontraron las dos madrigueras por lo que se podría considerar que los movimientos de la nutria son muy cercanos a su madriguera, quizá porque a diferencia de otros carnívoros terrestres. La nutria hace un uso restringido de su ámbito dentro del medio ambiente, utilizándolo linealmente, es decir se limita al río y a sus márgenes siendo importante para las nutrias el marcaje de su territorio por medio de secreciones (López-Martín *et al.* 1998; Melquist y Hornocker 1983).

En los lugares donde se encontraron pocos rastros, se podría reflejar una actividad menor de su territorio esto debido probablemente a las condiciones climáticas y densidad poblacional (Quadros y Monteiro-Filho 2002). Tomando en cuenta el modelo de Gallo-Reynoso (1996) se consideró que para el río Copalita se estima una abundancia relativa de 0.41 nutrias/km y para el río Zimatán 1.09 nutrias/km (Casariego-Madorell *et al.* 2008). Esto explicaría la mayor frecuencia de uso en el río Zimatán, ya que serían más los individuos que marcan y protegen su territorio.

La presencia de otros organismos en los sitios frecuentes de la nutria como la zorra (*Urocyon cinereoargenteus*) y el jaguarundi (*Puma yaguarondi*) probablemente es debido al olor que despiden las excretas de las nutrias por el alimento a base de crustáceos y peces, esto ha sido mencionado por Melquist y Hornocker (1983) encontrando que los mapaches visitan con frecuencia el territorio de la nutria. Otros animales encontrados fueron venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*), coatí (*Nasua narica*), cacomixtle (*Bassariscus astatus*), armadillo (*Dasypus novemcinctus*), y grandes depredadores tales como el puma y el jaguar, que por la cercanía al río de los sitios utilizados por la nutria, éstos se aproximan esporádicamente, ya sea por curiosidad o por coincidencia en el recorrido dentro de su territorio.

Conclusiones

Las áreas prioritarias de uso para la nutria neotropical son aquellas que presentan una extensa cobertura vegetal y sitios propicios para la construcción de madrigueras. Su presencia es constante en las áreas rocosas en las playas a la orilla de los ríos y en los troncos caídos. La importancia de las cavidades que se forman bajo las raíces de los árboles y grietas en las rocas, radica en que son sitios visitados frecuentemente como refugio, descanso o para la alimentación tanto por la nutria como por otras especies ya sean depredadores como los felinos y los canidos, y competidores como los prociénidos, entre otros. Esto resalta aún más la importancia que tiene el conservar áreas como los ríos Copalita y Zimatán en Oaxaca, ya que no únicamente cuentan con franjas de bosque tropical caducifolio en buen estado de conservación, que es considerado uno de los ecosistemas terrestres más vulnerables del mundo; sino que además cuenta con especies como la nutria la cual juega un papel importante dentro de dicho ecosistema ya que es un bioindicador en la evaluación de la calidad de ambientes acuáticos.

Agradecimientos

Se agradece el apoyo financiero y logístico del Fondo Mundial para la Conservación de la Naturaleza (WWF). Sociedad para el Estudios de los Recursos Bióticos de Oaxaca (SERBO). Denver Zoological Foundation. Idea Wild, Inc. A B. Miller y G. Ceballos por todo su apoyo y a E. Gamboa-Mijangos por sus comentarios sugeridos al texto.

Literatura citada

- ALHO, C. J. R., T. E. LACHER, JR., Y H. C. GONCALVES. 1988.** Environmental degradation in the Pantanal ecosystem. *Bioscience* 38:164-171.
- ALFARO ESPINOSA, A. M. 2000.** Cacería de subsistencia en tres comunidades de la costa de Oaxaca. Tesina. Centro interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Unidad Oaxaca. Oaxaca, México.
- ARANDA, M. 2000.** Huellas y rastros de los mamíferos grandes y medianos de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad. Instituto de Ecología A. C. Xalapa, México.
- ARITA, H. T., Y M. ARANDA. 1987.** Técnicas para el estudio y clasificación de los pelos. Instituto Nacional de Investigaciones sobre Recursos Bióticos. Xalapa, México.
- CASARIEGO-MADORELL, M. A. 2004.** Abundancia relativa y hábitos alimentarios de la nutria de río (*Lontra longicaudis annectens*) en la costa de Oaxaca, México. Tesis

- de Maestría. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.
- CASARIEGO-MADORELL, M. A., R. LIST, Y G. CEBALLOS. 2008.** Tamaño poblacional y alimentación de la nutria de río (*Lontra longicaudis annectens*) en la costa de Oaxaca, México. *Acta Zoológica Mexicana* (n. s.) 24:179-200.
- CEBALLOS, G., Y A. GARCÍA. 1995.** Conserving neotropical biodiversity: the role of dry forests in western Mexico. *Conservation Biology* 9:1349-1356.
- CHEHEBÁR, C. 1991.** Searching for the giant otter in northeastern Argentina. *IUCN Otter Specialist Group Bulletin* 6:17-18.
- CONTRERAS, F. 1994.** Manual de técnicas hidrológicas. Primera edición, editorial Trillas. Ciudad de México, México.
- FRANCO-LÓPEZ, J., G. AGÜERO, A. CRUZ, A. ROCHA, N. NAVARRETE, G. FLORES, E. KATO, S. SANCHEZ, L. AABARCA, C. M. BEDIA, Y E. I. WINFIELD. 1985.** Manual de Ecología. Primera edición, editorial Trillas. Ciudad de México, México.
- GALLO-REYNOSO, J. P. 1986.** Otters in Mexico. *Journal of the Otter Trust* 1:19-24
- GALLO-REYNOSO, J. P. 1989.** Distribución y estado actual de la nutria o perro de agua (*Lutra longicaudis annectens* Major, 1897) en la Sierra Madre del sur, México. Tesis de Maestría, Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.
- GALLO-REYNOSO, J. P. 1996.** Distribution of the neotropical river otter (*Lutra longicaudis annectens* MAJOR, 1897) in the rio Yaqui, Sonora, Mexico. *IUCN Otter Specialist Group Bulletin* 13:27-31.
- GARCÍA, E. 1981.** Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. Offset Larios. Ciudad de México, México.
- GARCÍA, G., S. SALAS, L. SCHIBLI, R. AGUILAR, S. ACOSTA, Y A. SALAZAR. 1992.** Análisis de la vegetación y usos actuales del suelo en el estado de Oaxaca. Fase I (Costa y Sierra sur). Informe técnico SERBO A. C. Oaxaca, México
- GORI, M., G. M. CARPANETO, Y P. OTTINO. 2003.** Spatial distribution and diet of the Neotropical otter *Lontra longicaudis* in the Ibera lake (northern Argentina). *Acta Theriologica* 48:495-504.
- HELDER, J., Y K. DE ANDRADE. 1997.** Food and feeding habits of the neotropical river otter *Lontra longicaudis* (Carnivora, Mustelidae). *Mammalia* 61:193-203.
- HERNÁNDEZ, H. A. 1992.** Los carnívoros y sus perspectivas de conservación en las áreas protegidas de México. *Acta Zoológica Mexicana* (n. s.) 54:1-23.
- INEGI. 1988.** Carta de efectos climáticos. Juchitán. ED15-10D-15-1. Instituto Nacional de Estadística. Geografía e Informática. Ciudad de México, México.
- JANZEN, D. H. 1988.** Tropical dry forest: the most endangered major tropical ecosystems. Pp. 130–137 in *Biodiversity* (Wilson, E. O. ed.). National Academy Press. Washington, EE.UU.
- LLOYD, D. R. 1992.** Pollution and freshwater fish. A. Buckland Foundation Book. Oxford, EE.UU.
- LÓPEZ – MARTÍN, J. M., J. JIMENEZ, Y J. RUÍZ OLMO. 1998.** Caracterización y uso del hábitat de la nutria *Lutra lutra* (Linné 1758) en un río de carácter mediterráneo. *Galemys* 10:175-190.

- MACÍAS-SÁNCHEZ, S. S., y M. ARANDA. 1999.** Análisis de la alimentación de la nutria *Lontra longicaudis* (Mammalia: Carnivora) en un sector del río Los Pescados, Veracruz, México. Acta Zoológica Mexicana (n. s.) 76:49-57.
- MACÍAS-SÁNCHEZ, S. S. 2003.** Evaluación del hábitat de la nutria neotropical (*Lontra longicaudis*, Olfers 1818) en dos ríos de la zona centro del estado de Veracruz, México. Tesis de Maestría. Instituto de Ecología, A. C. Xalapa, México.
- MELQUIST, W. E. 1983.** Latin America's four species of otters: A review of current status and research. Unpublished Report. University of Idaho. Moscow, EE.UU.
- MELQUIST, W. E., y M. G. HORNOCKER. 1983.** Ecology of river otters in west central Idaho. Journal Wildlife Monographs 83:1-60.
- MELQUIST, W. E., y A. E. DRONKERT. 1987.** River otter. Pp. 627-641 in Wild Furbearer Management and Conservation in North America (Novak, M., J. A. Baker., M. E. Obbard, y B. Malloch. eds.). Ministry of Natural Resources. Ontario, Canadá.
- OROZCO-MEYER, A. 1998.** Tendencia de la distribución y abundancia de la nutria de río (*Lontra longicaudis annectens* Major, 1897), en la ribera del río Hondo, Quintana Roo, México. Tesis de Licenciatura. Instituto Tecnológico de Chetumal. Chetumal, México.
- PARDINI, R., y E. TRAJANO. 1999.** Use of shelters by the neotropical river otter (*Lontra longicaudis*) in an Atlantic forest stream, southeastern Brazil. Journal of Mammalogy 80:600-610.
- PARERA, A. 1992.** Dieta de *Lutra longicaudis* en la laguna Iberá, Provincia de Corrientes, Argentina. V Reunión de Especialistas en Mamíferos Acuáticos de América del Sur. Libro de Resúmenes. Buenos Aires, Argentina.
- PARERA, A. 1996.** Las nutrias verdaderas de la Argentina. Fundación Vida Silvestre Argentina. Boletín técnico 21:13-20.
- QUADROS, J., y E. L. MONTEIRO – FILHO. 2002.** Sprainting sites of the neotropical otter *Lontra longicaudis* in an Atlantic forest area of Southern Brazil. Journal of Neotropical Mammalogy 9:39-46.
- RUÍZ-OLMO, J., D. SAAVEDRA, y J. JIMÉNEZ. 2000.** Testing the surveys and visual and track censuses of Eurasian otters (*Lutra lutra*). Zoological Journal of the Linnean Society of London 253:359-369.
- RUÍZ-OLMO, J., J. JIMÉNEZ., S. PALAZÓN., M. DELIBES, C. BRAVO, y F. BUENO. 1998.** Factores que han determinado la situación actual de las poblaciones de nutria y propuestas de gestión. Pp. 223-242 in La nutria en España ante el horizonte 2000 (Ruiz-Olmo, J., y M. Delibes, eds.). Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos (SECEM) Grupo Nutria. Barcelona-Sevilla-Málaga, España.
- RZEDOWSKI, J. 1978.** Vegetación de México. Editorial Limusa. Ciudad de México, México.
- SALAS-MORALES, S. H. 2002.** Relación entre la heterogeneidad ambiental y la variabilidad estructural de las selvas tropicales secas de la costa de Oaxaca, México. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.
- SALAS, S., E. TORRES, A. GONZÁLEZ, L. SCHIBLI, H. MORALES, y M. CERÓN. 1996.** Análisis de la vegetación y uso actual del suelo en el estado de Oaxaca, Fase IV (Istmo). Informe Técnico. SERBO. A. C. Oaxaca, México. (No publicado).

- 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. Jueves 30 de Diciembre de 2010.
- SPÍNOLA, R., Y C. VAUGHAN. 1995.** Dieta de la nutria neotropical (*Lutra longicaudis*) en la estación biológica La Selva, Costa Rica. *Vida Silvestre Neotropical* 4:125-132.
- STAIB, E., Y C. SCHENCK. 1994.** Lobo de río. *Zoologische Gessllschaft frankfort bedrohte trerwelt – schweizerische Kredition Stalt deutschland AG*:14-15.
- ZAR, J. H. 1999.** *Biostatistical Analysis*. Prentice-Hall. Upper Saddle River, EE.UU.

Sometido: 17 de mayo de 2013

Revisado: 20 de julio de 2013

Aceptado: 26 de noviembre de 2013

Editor asociado: Juan Pablo Gallo

Diseño gráfico editorial: Gerardo Hernández

Extensión del área de distribución de *Sturnira koopmanhilli* McCarthy *et al.* 2006 en Colombia

Víctor M. Martínez-Arias¹ y Sergio Solari^{1,2*}

Abstract

As a result of our research on *Sturnira* in biological collections, we present a noteworthy range extension for *S. koopmanhilli*. The distribution of this taxon, has been previously suggested to be associated to the Biogeographic Chocó, in Colombia and Ecuador (especially related to the occidental Andean slope). The specimens we report not only confirm this geographic pattern, but also extends the specie's distribution to the north of the Colombian Central Cordillera, revealing a connectivity between the Nechí biogeographic district and the Chocó Region, a pattern also recorded for other mammal and vertebrate groups. Additionally, it is important to highlight that the current range of the species is located within the regions with the highest deforestation rates in Colombia, which in combination with its low representation in museum collections and the absence of ecological knowledge, show the need for a wider sample in order to determinate the actual species' threat level.

Keywords: Andes, Choco, Distribution, Morphology, *Sturnira*.

Resumen

Como resultado de nuestra revisión en colecciones con el género *Sturnira*, presentamos una notable extensión del área de distribución para *S. koopmanhilli*. Previamente, se ha sugerido que la distribución de esta especie se encuentra asociada al Chocó biogeográfico en Colombia y Ecuador (particularmente hacia el piedemonte andino). Los especímenes que reportamos no solo ratifican este patrón de distribución, sino que en adición lo extienden hacia el norte de la cordillera central Colombiana, revelando una conectividad entre el distrito biogeográfico de Nechí y la región del Chocó. Este es un patrón que ha sido reportado para otros grupos de mamíferos y vertebrados. En adición, es de resaltar que el área de distribución de la especie se ubica dentro de las zonas con mayores índices de deforestación para Colombia, lo que sumado a su rareza en colecciones y escasez de conocimientos ecológicos, plantea la necesidad de un muestreo más amplio para determinar el grado real de amenaza que posee la especie.

Palabras clave: Andes, Chocó, Distribución, Morfología, *Sturnira*.

¹Colección Teriológica y Grupo Mastozoología, Universidad de Antioquia; Medellín, Colombia. Calle 70 No. 52-21, Medellín, Antioquia, Colombia AA 1226. Email: vmartinezarias@gmail.com.

²Instituto de Biología, Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia. Calle 70 No. 52-21, Medellín, Antioquia, Colombia AA 1226. Email: solari.udea@gmail.com

* Corresponding author

Introducción

El género de murciélagos neotropicales *Sturnira* Gray 1842 (Phyllostomidae), posee 17 especies reconocidas a la fecha (Simmons 2005; Gardner 2008; Jarrín-V. y Kunz 2011) pudiendo incluir hasta 21 (Velazco y Patterson 2013), siendo uno de los géneros más diversos del Neotrópico. Estas especies se caracterizan externamente por la membrana interfemoral reducida y peluda, tamaño pequeño a mediano (antebrazo entre 32 y 61 mm), y en ocasiones la presencia de glándulas en los hombros asociadas a una coloración rojiza-naranjada en el pelaje. A nivel cráneo-dental se diferencia de otros *Stenodermatinos* al poseer un surco longitudinal en los molares superiores (Gardner 2008) y la presencia de hipocónido, metacónido, entocónido y paracónido formando un valle en dirección antero-posterior a nivel de éstos (Koopman 1994).

Las últimas especies en ser descritas incluyen a *Sturnira koopmanhilli* por McCarthy *et al.* (2006) y *S. perla* por Jarrín-V. y Kunz (2011); ambas fueron inicialmente identificadas como *Sturnira A* y *Sturnira B*, respectivamente (Albuja 1999), y reportadas en la región del Chocó biogeográfico del Ecuador. Actualmente, la distribución conocida de *S. koopmanhilli* incluye los bosques húmedos del Chocó y la vertiente Pacífica de los Andes del norte en el occidente de Ecuador y Colombia, entre 300 y 2,000 msnm (McCarthy *et al.* 2006). Posteriormente, autores como Mantilla-Meluk *et al.* (2009), Gardner (2008) y Velazco y Patterson (2013) asociaron la distribución de la especie con los Andes del norte, en la vertiente Pacífica (Chocó biogeográfico) a través de Colombia y Ecuador.

Como resultado de una revisión de material de *Sturnira* en colecciones biológicas de Colombia, identificamos una serie de especímenes que corresponden con las características diagnósticas de *S. koopmanhilli*, pero que no habían sido previamente reportadas en la literatura y que extienden el área de distribución geográfica de la especie hasta el norte de la Cordillera Central.

Materiales y Métodos

Se revisó material presente en la Colección Teriológica de la Universidad de Antioquia (CTUA) y en el Museo de Ciencias de la Salle (CSJ-M), ambos en Medellín. Cada individuo fue examinado siguiendo los caracteres diagnósticos sugeridos por otros autores (Pacheco y Patterson 1991; McCarthy *et al.* 2006) y se tomaron medidas cráneo-dentales estándar para el género (McCarthy *et al.* 2005; Tabla 1).

Debido a que la información geográfica en las etiquetas de los especímenes era, en algunos casos, insuficiente para determinar la localidad precisa o el tipo de hábitat en el cual fue colectado, recurrimos a las notas de campo o a información de primera mano de parte del colector. En su defecto, se consultó directamente con personas que estuvieron presentes y colaboraron en la captura de los individuos.

Resultados y Discusión

Extensión de área de distribución latitudinal. Se registran dos especímenes (CSJ-M 529♂, 230♀) colectados entre los días 13 y 14 de Julio de 1983 por el Hermano Lasallista Marco Antonio Serna en el Municipio de Urrao (Antioquia), Vereda Calles (6.51666667°, -76.28333333°) a 1,350 msnm, en un bosque húmedo ubicado en un

pequeño afluente del Río Calles, el cual desemboca en el Río Jegamecoda, hacia el suroccidente del Parque Nacional Natural (PNN) Las Orquídeas.

Tabla 1. Datos morfométricos de los especímenes examinados. AB: Antebrazo, AM: Ancho mastoideo, AC: Ancho Caja Craneana, ACIG: Ancho Cigomático, AIN: Ancho interorbital, LMC: Largo Mayor del Cráneo, LCB: Largo Cóndilo-Basal, SDS: Serie dental superior, DP: Distancia palatal, DCS: Distancia entre caninos superiores, DM1-M1: Distancia entre primeros molares superiores, DM2-M2: Distancia entre segundos molares superiores, LPP: Largo Post-Palatal, AMA: Ancho Mandibular, ACIN: Ancho entre Caninos Inferiores, SDI: Serie Dental Inferior, Dm1-m1: Distancia entre primeros molares inferiores, Dm2-m2: Distancia entre segundos Molares Inferiores, LMAN: Largo Mandibular, APC: Altura Proceso Coronóide.

Medida	<i>Sturnira koopmanhilli</i>			
	CSJ-M60	CSJ-M529	CSJ-M530	MUA10641
AB	50.60			50.66
AM	13.01	12.91	12.69	12.83
AC	11.14	11.33	11.12	11.20
ACIG	14.17	14.08	13.90	14.55
AIN	06.62	06.57	06.44	06.63
LMC	25.88	25.29	24.99	25.85
LCB	02.16	23.15	23.19	23.61
SDS	07.07	07.10	07.30	07.20
DP	10.98	10.79	10.56	11.39
DCS	06.43	06.41	06.27	06.72
D M1-M1	07.51	07.90	07.80	07.96
D M2-M2	07.39	07.71	07.66	07.55
LPP	09.82	09.58	09.90	09.15
AMA	11.73	12.11	11.57	12.22
ACIN	04.26	04.18	04.02	04.50
SDI	07.76	07.97	07.87	08.16
Dm1-m1	06.73	06.95	06.87	07.05
Dm2-m2	06.97	07.13	07.07	07.27
LMAN	16.64	16.03	16.03	16.60
APC	05.87	06.08	05.22	06.00

Estos ejemplares representan el primer registro confirmado de *S. koopmanhilli* al norte del área de distribución sugerido por McCarthy *et al.* (2006) y Velazco y Patterson (2013), que corresponde principalmente a las tierras bajas en la vertiente Pacífica de los Andes, dentro del Chocó Biogeográfico *sensu* Chapman (1917), representando una extensión de más de 200 km al norte respecto a los registros conocidos a la fecha (Fig. 1).

Primer registro para la Cordillera Central Colombiana. En adición, presentamos el registro de dos especímenes (MUA 10641♂, CSJ-M 60♂) también colectados por el Hermano Marco A. Serna en el Municipio de Amalfi (Antioquia) en el norte de la Cordillera central, que extiende por 134.6 km al este el registro del Parque Nacional Natural (PNN) Las Orquídeas (Figura 1). De acuerdo a datos de la etiqueta y notas del colector, el ejemplar CSJ-M 60 fue capturado el día 5 de Enero de 1988 en la vereda “La Cancana” (6.783333°, -75.100000°), aproximadamente a 1,500 msnm, mientras que el ejemplar MUA 10641 fue colectado dos días después y se encuentra referenciado en etiqueta y

datos de campo como “Amalfi, Río Nechí”. Sin embargo, surgen algunas dudas acerca de la exactitud de esta última localidad: el Río Nechí nace en el municipio de Yarumal y recorre los municipios de Angostura, Anorí, Cáceres, Campamento, Caucasia, El Bagre, Nechí, Tarazá y Valdivia para luego desembocar sobre el Río Cauca, sin cruzar por Amalfi.

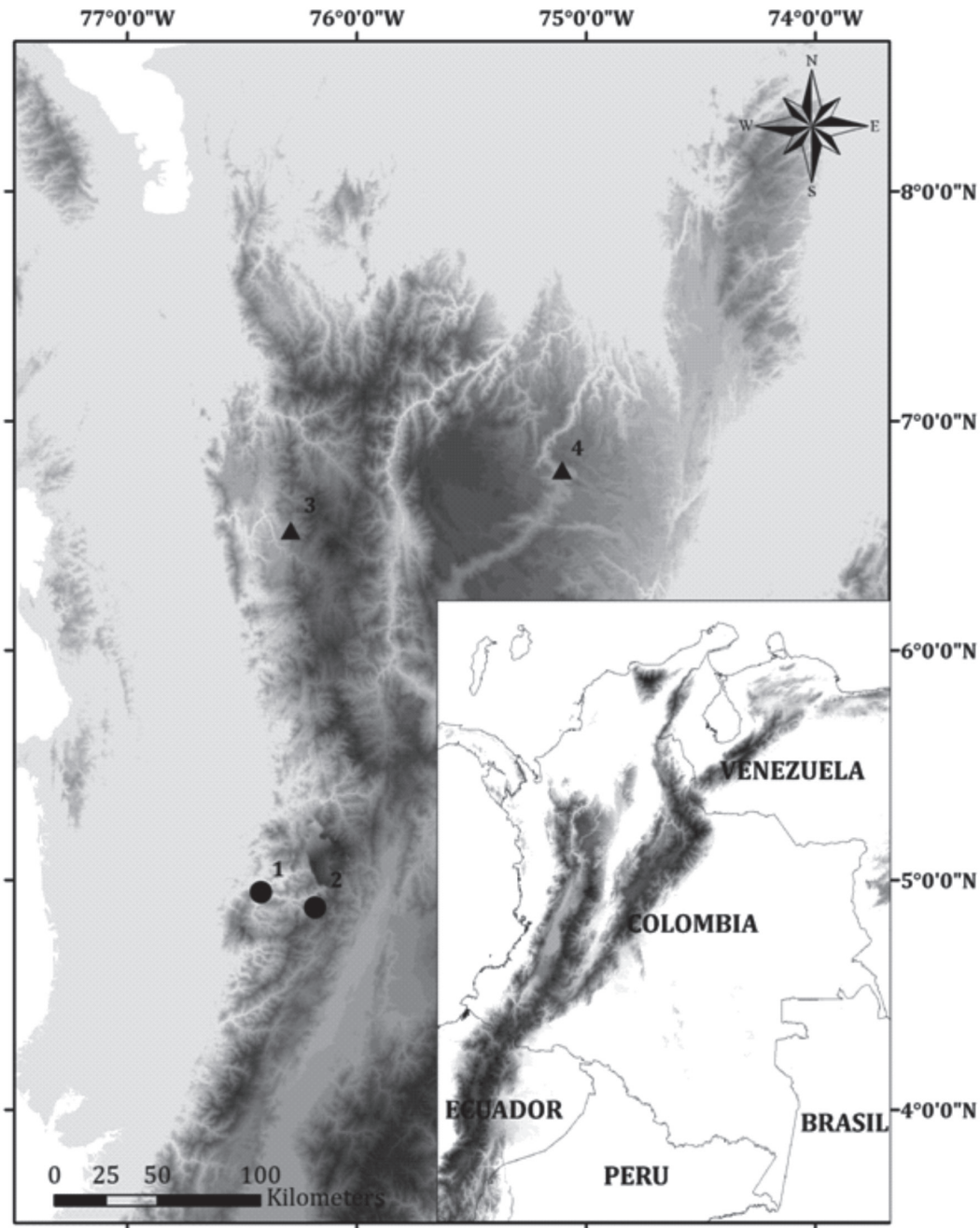


Figura 1. Registros geográficos de *Sturnira koopmanhilli* reportados por McCarthy et al. (2006; **1:** UV 10019 - La Italia, Chocó; **2:** UV 7443 - Alto de Oso, Chocó; UV 4440 - Alto de Galápagos, Chocó) y en el presente trabajo (**3:** CSJ-M 529, 230 - Vereda Calles, Urrao, Antioquia; **4:** CSJ-M 60, MUA 10641 - Vereda La Cancana, Amalfi, Antioquia).

De acuerdo a las notas de campo del colector, R. Guzmán y J. J. Betancur participaron de dichas colectas junto al Hermano Serna. Tras conversar con ellos, se pudo determinar que ambos especímenes fueron colectados en el mismo sector en la Vereda La Cancana, que corresponde al margen derecho del Río Porce. El área puntual donde se realizó la captura, combinaba coberturas agroproductivas (pastizales, principalmente asociadas a ganadería) con remanentes boscosos y coberturas estrechas de vegetación adyacente

a cuerpos de agua. En algunos puntos de la región, se presentaban cultivos de coca (*Erythroxylum coca*) asociado a las coberturas mencionadas (R. Guzmán, com. pers.). Actualmente, el lugar de colecta se encuentra sumergido bajo las aguas del Río Porce, en la central hidroeléctrica “Porce II”.

Importancia biogeográfica. Estas nuevas localidades se ubican dentro de la Provincia del Chocó-Magdalena (Hernández-Camacho *et al.* 1992), en la ecoregión denominada “Bosque húmedos de Magdalena y Urabá” (Etter 1998). Específicamente, ambas localidades se encuentran al interior de lo que Cracraft (1985) denominó “Centro de endemismo de los bosques húmedos de Nechí”, señalando que dicha región posee una estrecha relación con el centro “bosques húmedos de Chocó”; la unión de ambos centros correspondería al área de distribución actualizada para *Sturnira koopmanhilli*.

Una estrecha relación histórica entre estas unidades también fue sugerida por Hernández-Camacho *et al.* (1992), con base en los elementos bióticos presentes en lo que denominaron “Distrito Nechí” y la región del Chocó Biogeográfico. En adición, esta relación se encuentra sustentada por la distribución de diversos grupos, incluyendo Stenodermatinos como: *Dermanura phaeotis* (S. Solari, datos no publicados) y *Vampyriscus nymphaea* (Rodríguez-Posada y Ramírez-Chaves 2012). Es de resaltar que los especímenes de ambas localidades corresponden también a los primeros registros confirmados de *S. koopmanhilli* para el Departamento de Antioquia.

Adicionalmente, cabe mencionar que todos los especímenes reportados, poseen las características cráneo-dentales diagnósticas de la especie, la cual se diferencia por tener un cráneo elongado (GLS: 24.7 – 26.0 mm), incisivos centrales superiores protruidos, bilobulados y con los lóbulos centrales y convergiendo en sus puntas (McCarthy *et al.* 2006). También se resalta la presencia de espacios entre molares superiores e inferiores, del protolofido en el primer molar inferior (Pacheco y Patterson 1991) y adicionalmente, la diferencia de tamaño del segundo premolar superior respecto al segundo (Fig. 2).

Aspectos de Conservación. Siendo un grupo diverso en cuanto a número de especies y con una amplia distribución, *Sturnira* es también un género de importancia para la conservación. Cinco de sus especies reconocidas están listadas bajo algún criterio de amenaza de IUCN (EN = 1, VU = 1, NT = 3), mientras que otras dos muestran datos deficientes (DD), y otras dos, incluyendo *S. koopmanhilli*, permanecen sin ser evaluadas (Tabla 2). Esta cifra puede considerarse alta en comparación con grupos igualmente diversos como *Platyrrhinus*, el cual tiene solo tres de sus 15 especies evaluadas bajo alguna categoría de amenaza diferente de Preocupación Menor (LC; IUCN 2012).

En particular, para un análisis detallado del estado de conservación de *S. koopmanhilli* se requiere más información ecológica, tal como datos de uso y requerimiento de hábitat. Esto es necesario puesto que si bien dentro de su área de distribución se incluyen algunas áreas protegidas (con alrededor de 5435 Km² en total), éstas a su vez se encuentran en las regiones con las tasas de deforestación más altas de Colombia (Cabrera *et al.* 2011).

Conclusiones

Los reportes de *Sturnira koopmanhilli* que presentamos constituyen registros de gran interés puesto que sugieren que esta es la única especie del género que posee

una distribución exclusivamente asociada a la provincia biogeográfica del Chocó y Magdalena (*sensu* Hernández-Camacho *et al.* 1992), particularmente hacia el piedemonte Andino. Patrones de distribución geográfica similares se pueden observar tanto en otros quirópteros (*Vampyressa nymphaea*, *Dermanura phaeotis*), así como en especies de otros grupos taxonómicos como *Amazilia amabilis* (Aves: Trochilidae; Hilty y Brown 1986) y *Rhinobothryum bovallii* (Serpentes: Dipsadidae; Rojas-Morales 2012), entre otros.

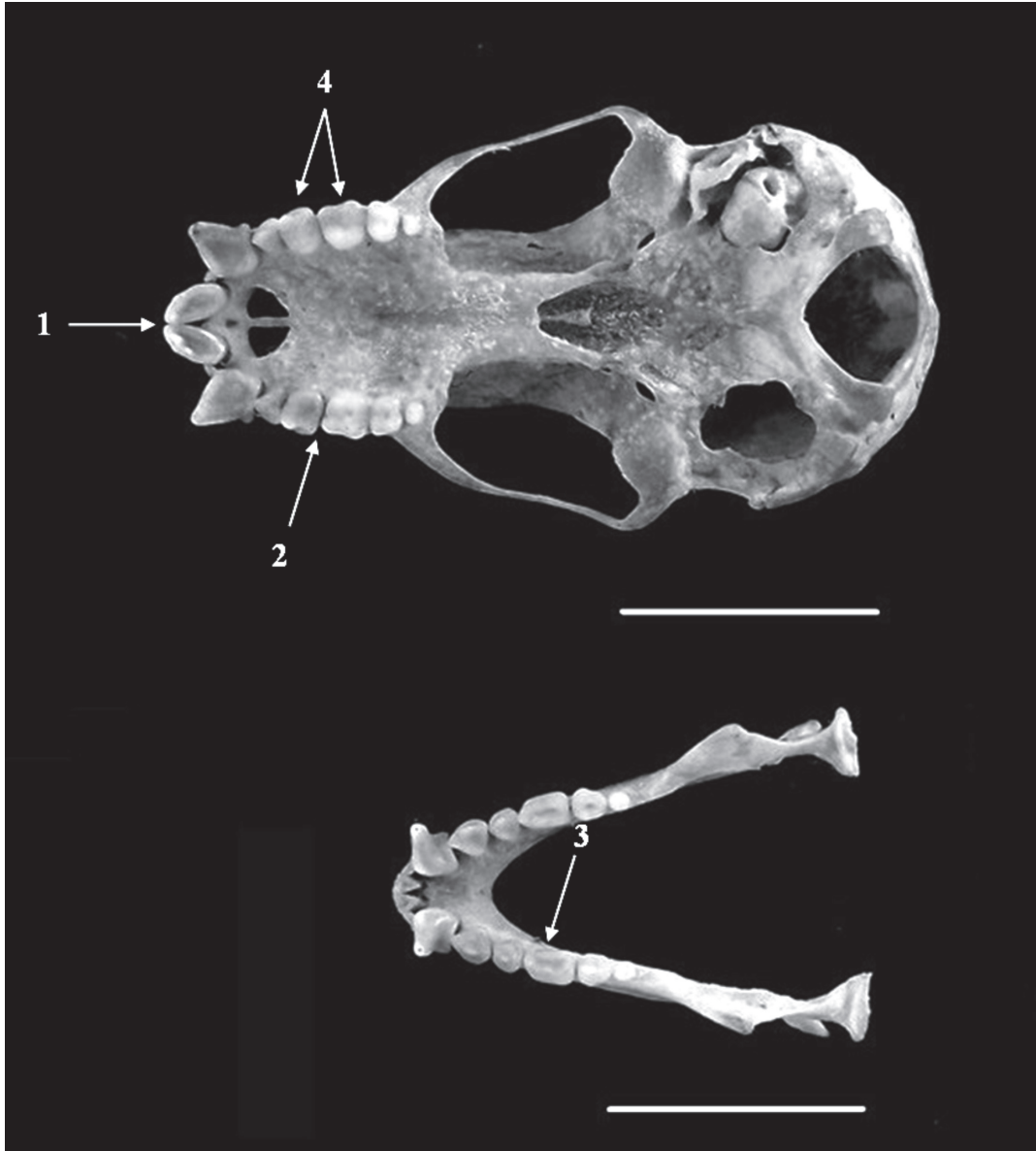


Figura 2. Vista ventral del cráneo (arriba) y mandíbula (abajo) del espécimen MUA 10641, *Sturnira koopmanhilli* mostrando sus características distintivas. Escala: 10 mm. Caracteres: 1. Incisivos centrales superiores protruidos, bilobulados y con lóbulos centrales convergiendo hacia las puntas; 2. Espacios en molares superiores; 3. Protolofido en el primer molar inferior (ver Pacheco y Patterson 1991); 4. Diferencia de tamaño entre primer y segundo molar superior.

Finalmente, cabe destacar que la presente extensión del área de distribución confirma la importancia del estudio del material albergado en las colecciones biológicas. La verificación de los datos geográficos asociados a estos especímenes aporta a la construcción de bases de datos más consistentes y por ello, más útiles. En adición, la ausencia de registros adicionales indica la necesidad de un mayor muestreo a fin de tener una mejor comprensión de la distribución, ecología y estado de conservación de esta especie de murciélago.

Tabla 2. Categorías de amenaza global y distribución conocida de las especies de *Sturnira* (IUCN 2012).

Categoría de amenaza	Especie	Distribución conocida
En peligro (EN)	<i>S. nana</i>	Andes de Perú.
Vulnerable (VU)	<i>S. thomasi</i>	Endémico para las Antillas menores.
	<i>S. aratathomasi</i>	Andes de Colombia, Ecuador, Perú y Venezuela
Casi amenazada (NT)	<i>S. mordax</i>	Endémico para Centro América.
	<i>S. oporaphilum</i>	Andes de Colombia, Ecuador, Perú y Venezuela
	<i>S. mistratensis</i>	Andes de Colombia.
Datos deficientes (DD)	<i>S. sorianoi</i>	Bolivia y Venezuela (Distribución Disyunta).
	<i>S. koopmanhilli</i>	Chocó de Ecuador y Colombia, norte de los Andes de Colombia.
No listadas	<i>S. perla</i>	Chocó de Ecuador.

Agradecimientos

Agradecemos a D. Zurc, Curadora del Museo de Ciencias Naturales de la Salle (CSJ-M), un proyecto cultural del ITM (Medellín, Colombia), por facilitar el acceso a los especímenes e información asociada. Agradecemos también a J. J. Betancur y a R. Guzmán, quienes proporcionaron información de gran relevancia sobre los sitios y fechas de colecta de los especímenes citados en este manuscrito; J. P. Hurtado (Universidad de Antioquia) y T. McCarthy (fallecido) proporcionaron bibliografía relevante para la elaboración del manuscrito. Finalmente, a J. M. Martínez-C. por la elaboración del mapa, y a M. Rodríguez-Posada y tres revisores anónimos por comentarios y correcciones que mejoraron las conclusiones del manuscrito.

Literatura citada

- ALBUJA, V. L. 1999. Murciélagos del Ecuador. Segunda edición. Cicetrónica Cía. Limitada. Quito, Ecuador.
- CABRERA, E., D. M. VARGAS, G. GALINDO, M. C. GARCÍA, M. F. ORDOÑEZ, L. K. VERGARA, A. M. PACHECO, J. C. RUBIANO, Y P. GIRALDO. 2011. Memoria técnica de la cuantificación de la deforestación histórica nacional – escalas gruesa y fina. Instituto de Hidrología, Meteorología, y Estudios Ambientales-IDEAM. Bogotá D.C., Colombia.
- CHAPMAN, F. M. 1917. The distribution of bird-life in Colombia; a contribution to a biological survey of South America. Bulletin of the American Museum of Natural History 36:1-729.
- CRACRAFT, J. 1985. Historical biogeography and patterns of differentiation within the South American Avifauna: areas of endemism. Ornithological Monographs 36:49-84.

- ETTER, A.** 1998. Ecosistemas de Bosque Húmedo Tropical. Pp. 106-133 en Informe Nacional sobre el Estado de la Biodiversidad Colombia 1997 (Chaves, M. E., y N. Arango Eds.). Instituto Alexander von Humboldt (IAvH) y Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD). Bogotá, Colombia.
- GARDNER, A. L.** 2008. Tribe Sturnirini. Pp. 363-376 en Mammals of South America. Volume 1: Marsupials, Xenarthrans, Shrews and Bats (Gardner, A. L., ed.). The University of Chicago Press. Chicago, EE.UU.
- HERNÁNDEZ-CAMACHO, J., A. HURTADO-GUERRA, R. ORTIZ-QUIJANO, Y T. WALSCHBURGER.** 1992. Unidades Biogeográficas de Colombia. Pp. 105-152 en La Diversidad Biológica de Iberoamérica (Halffter, G., Ed). Acta Zoológica Mexicana, volumen especial 1992. Instituto de Ecología, A. C. Xalapa, México.
- HILTY, S. L., Y W.L. BROWN.** 1986. A Guide to the Birds of Colombia. Princeton University Press. Princeton, EE.UU.
- IUCN.** 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Versión 2012.2. <www.iucnredlist.org>. Descargado Abril 05 2013.
- JARRÍN-V., P., Y T. H. KUNZ.** 2011. A new species of *Sturnira* (Chiroptera: Phyllostomidae) from the Chocó forest of Ecuador. Zootaxa 2755:1-35.
- KOOPMAN, K. F.** 1994. Chiroptera: Systematics. Handbuch der Zoologie vol. 8, part 60. W. de Gruyter. Berlin, Alemania.
- MANTILLA-MELUK, H., R. J. BAKER, Y A. M. ORTEGA-JIMÉNEZ.** 2009. Phyllostomid bats of Colombia: annotated checklist, distribution, and biogeography. Special Publications, Museum of Texas Tech University 56:1-37.
- MCCARTHY, T. J., J. O. MATSON, B. RODRÍGUEZ-HERRERA, Y C. O. HANDLEY JR.** 2005. Distribution, Morphometrics, and identification of Talamancan Eupaulette Bat (*Sturnira mordax*) in Costa Rica and Panamá. Pp. 349-362 en Contribuciones Mastozoológicas en Homenaje a Bernardo Villa. (Medellín, R., y Cordero, V., eds.). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Ciudad de México, México.
- MCCARTHY, T. J., L. ALBUJA, Y M. ALBERICO.** 2006. A new species of chocean *Sturnira* (Chiroptera: Phyllostomidae: Stenodermatinae) from western Ecuador and Colombia. Annals of Carnegie Museum 75:97-110.
- PACHECO, V., Y B. D. PATTERSON.** 1991. Phylogenetic relationships of the New World bat genus *Sturnira* (Chiroptera: Phyllostomidae). Bulletin of the American Museum of Natural History 206:101-121.
- RODRÍGUEZ-POSADA, M. E., Y H. RAMÍREZ-CHAVES.** 2012. Distribución, morfología y reproducción del murciélago rayado de orejas amarillas *Vampyriscus nymphaea* (Mammalia: Chiroptera) en Colombia. Acta Zoológica Mexicana (n. s.) 28:341-352.
- ROJAS-MORALES, J. A.** 2012. Correspondence: On the Geographic distribution of the false coral snake, *Rhinobothryum bovallii* (Serpentes: Dipsadidae) in Colombia – a biogeographic perspective. Salamandra 48:243-248.
- SIMMONS, N. B.** 2005. Order Chiroptera. Pp. 312- 529 en Mammal species of the world: a taxonomic and geographic reference, tercera edición (Wilson, D. E., y D. M. Reeder, eds.). The John Hopkins University Press. Baltimore, EE.UU.

VELAZCO, P. M., Y B. D. PATTERSON. 2013. Diversification of the Yellow-shouldered bats, genus *Sturnira* (Chiroptera, Phyllostomidae), in the New World tropics. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 68:683-698.

Sometido: 17 de agosto de 2013

Revisado: 22 de noviembre de 2013

Aceptado: 1 de diciembre de 2013

Editor asociado: Sergio Ticul Álvarez Castañeda

Diseño gráfico editorial: Gerardo Hernández

Aportaciones al listado de los mamíferos carnívoros del sur de la Reserva de la Biosfera Montes Azules, Chiapas

Valeria Towns^{1,2*}, Rodrigo León², Javier de la Maza² y Víctor Sánchez-Cordero¹

Abstract

Carnivorous mammals in the Lacandon rainforest have been previously listed during the past fifty years. The continuous actualisation of those lists allow us to complete inventories and to detect changes on species richness and composition as a result of human activities. The Lacandon rainforest has lost more than three quarters of its original vegetation cover in the past forty years. One of its better preserved areas is the Montes Azules Biosphere Reserve (MABR). In the present study, we used camera traps to update the carnivorous mammal inventory and estimate the richness of this community inside the MABR. With a total effort of 10,000 trap-days, we photographed thirteen species of carnivorous mammals, eleven of them have been previously described for the area. According to our estimations, there must be at least fifteen species of this group in the region, this represents 48% of the carnivorous mexican species. The results presented here may be an indicator of the importance of the reserve for the conservation of this mammals in the country.

Keywords: Camera traps, Natural Protected Areas, species accumulation curves, species richness.

Resumen

Los mamíferos carnívoros de la Selva Lacandona han sido enlistados en diferentes ocasiones durante los últimos cincuenta años. La actualización continua de estos inventarios permite completarlos y detectar cambios en la composición y riqueza de especies como resultado de las actividades humanas. La Selva Lacandona ha perdido más de tres cuartas parte de su cobertura original en los últimos cuarenta años y una de sus zonas mejor conservadas se encuentra en la Reserva de la Biosfera Montes Azules (RBMA). En el presente estudio se utilizaron cámaras trampa colocadas a nivel de suelo, en el estrato medio y dosel de la selva, con el objetivo de realizar un inventario actualizado de la comunidad de carnívoros, así como estimar la riqueza de este grupo dentro de la RBMA. Con un esfuerzo de muestreo de 10,000 días-trampa, se fotografiaron en total trece especies de mamíferos carnívoros, once de ellos han sido previamente descritos para la zona. De acuerdo con nuestras estimaciones al menos deben estar presentes

¹ Laboratorio de Sistemas de Información Geográfica, Departamento de Zoología, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. E-mail: valeria@naturamexicana.org (VT), victor@ibiologia.unam.mx (VS-C).

² Natura y Ecosistemas Mexicanos A.C. Plaza San Jacinto 23D, Distrito Federal, México, 1100. 55-509634. E-mail: rodrigo@naturamexicana.org (RL), jdelamaza@naturamexicana.org.mx (JM).

*Corresponding autor

15 especies en la región, lo cual representa cerca del 48% de la mastofauna mexicana de carnívoros. Estos resultados son un indicio de la importancia de la RBMA para la conservación de este grupo de mamíferos en el país.

Palabras clave: Áreas Naturales Protegidas, curvas de acumulación de especies, fototrampeo, Riqueza de especies.

Introducción

Entre los mamíferos, los carnívoros han sido de particular interés para la aplicación de estrategias de conservación (Ceballos *et al.* 2002; Dobrovolsk *et al.* 2013), pues son considerados especies bandera y sombrilla. Es decir, que gozan de simpatía por parte del público en general y que por sus grandes ámbitos hogareños, al protegerlos se conserva simultáneamente a otras especies (Leader-Williams y Dublin 2000).

Los mamíferos carnívoros ocupan una posición alta en la cadena trófica, por lo que cumplen una importante función como reguladores de las poblaciones de sus presas (reguladores “top-down”; Terborgh *et al.* 2001) e incluso se ha documentado que juegan un papel como dispersores de semillas (López-Bao y González-Varo 2011). En general, son especies con bajas densidades poblacionales debido a su biología y comportamiento (Ceballos *et al.* 2002). Esto los hace vulnerables a la extinción en respuesta a amenazas antrópicas, como la pérdida del hábitat y el conflicto directo con los intereses humanos (Woodroffe y Ginsberg 1998).

En México, el orden Carnivora es el cuarto con mayor riqueza de especies (31 especies; Ceballos *et al.* 2002). La región con los valores más altos de riqueza y diversidad de mamíferos carnívoros es el sureste del país (Arita *et al.* 1997; Valenzuela-Galván y Vázquez 2008); en particular en la Selva Lacandona (SL), en Chiapas, se han registrado 12 de ellas, lo cual representa el 38.7% de estas especies para el país (Medellín 1994). Sin embargo sus poblaciones enfrentan importantes riesgos de conservación, vinculados con el crecimiento de los asentamientos humanos (SEMARNAT 2002).

La SL originalmente contenía 1.8 millones de hectáreas de ecosistemas naturales, pero debido a las actividades humanas su superficie se ha reducido a menos de una cuarta parte en las últimas cuatro décadas (INE-SEMARNAP 2000). Su parte mejor conservada se encuentra en siete Áreas Naturales Protegidas (ANP), entre las que destaca por su dimensión y estado de conservación, la Reserva de la Biosfera Montes Azules (RBMA) con una superficie de 331 200 hectáreas (Carabias *et al.* 2009). En esta región existe una de las últimas poblaciones viables de jaguar (*Panthera onca*; Medellín 1994; Bolaños y Naranjo 2001) y otras especies en peligro de extinción como el tigrillo (*Leopardus wiedii*), ocelote (*Leopardus pardalis*) y viejo de monte (*Eira barbara*; NOM-059 2010).

Uno de los primeros listados donde se incluye a los mamíferos carnívoros de la SL fue realizado en los años 50's (Álvarez del Toro 1952), posteriormente se realizó un listado en la década de los 90's (Medellín 1994) y durante el siglo XXI se han llevado a cabo algunos estudios en la región donde se han registrado diversas especies de mamíferos carnívoros (De la Torre 2009; De la Torre *et al.* 2009; Falconi 2011).

La continua aportación de información a los listados biológicos en un sitio, nos permite detectar cambios en la composición de las comunidades de fauna y puede ser utilizado como un indicador de la salud del ecosistema y de los efectos de la presencia

humana (Rovero *et al.* 2010). Por ello resulta necesario realizar muestreos continuos de la riqueza de especies, en particular dentro de áreas con decreto de protección como la RBMA, para evaluar su estado de conservación y emitir recomendaciones sobre su manejo.

La técnica de fototrampeo es una herramienta confiable, no invasiva y complementaria a otros métodos de detección de fauna (Silveira *et al.* 2003; Monroy-Vilchis *et al.* 2009), que puede ser utilizada para llevar a cabo inventarios biológicos. Las cámaras trampa tienen como ventajas: la precisión en la identificación a nivel específico y frecuentemente individual, una eficiencia de detección similar en animales diurnos y nocturnos, así como la confirmación de especies cuyas huellas no se diferencian (Trolle y Kéry 2003; Karanth *et al.* 2004). Por ello es considerada una herramienta novedosa con mucho potencial, ideal para aportar información a los inventarios biológicos, en particular de animales esquivos (Monroy-Vilchis *et al.* 2009) como los mamíferos carnívoros. En el presente estudio se utilizó el fototrampeo con el objetivo de realizar un inventario de la comunidad de carnívoros, así como estimar la riqueza de este grupo dentro de la RBMA.

Material y Métodos

Área de estudio. La RBMA se ubica en la cuenca del Río Lacantún, que junto con los Ríos Jataté, Perlas y Lacanjá son sus límites naturales. (INE-SEMARNAP 2000). La RBMA puede dividirse en dos grandes regiones: 1) La parte oeste y norte es una región montañosa cárstica que incluye algunas cañadas y valles intermontanos de altitud media (1,000 a 1,500 m), y una meseta con lagos calcáreos que drenan subterráneamente, formando cuencas endorreicas. 2) La porción sur y este de la RBMA está compuesta por tierras bajas de limitado relieve y parcialmente inundables, cuya altitud varía desde los 80 a los 200 m sobre el nivel del mar, con algunos lomeríos (Medellín 1996).

El relieve del área de estudio es heterogéneo, compuesto principalmente por zonas inundables y lomeríos bajos, incluyendo serranías que corren en dirección noroeste-sureste separadas por cañadas profundas (Orellana 1978). El cuerpo de agua más importante en el área es el Río Lacantún, que se origina en las montañas del oeste y sur (De la Maza y De la Maza 1985).

El clima es cálido húmedo con lluvias en verano, no presenta meses sin precipitación, con un porcentaje de lluvia invernal menor al 5% anual (Amw). La temperatura promedio anual es de 25° C con oscilaciones isotermales. Los registros de precipitación pluvial promedio van de 2,500 mm a 3,500 mm, siendo los meses de mayo a octubre los de mayor precipitación (INE-SEMARNAP 2000).

El paisaje de las áreas de muestreo está conformado por tres hábitat principales: 1) las planicies aluviales (105-120 m), son sitios relativamente planos, con suelos fértiles que se encuentran al margen del río Lacantún. 2) las llanuras inundables (105-115 m), son sitios meándricos asociados al río Lacantún, estas áreas permanecen inundadas al menos tres meses cada año y 3) algunos lomeríos que son áreas topográficamente irregulares, con pequeños lomos y valles con una pendiente de moderada a empinada (115-300 m; Ibarra-Manríquez y Martínez-Ramos 2002).

Desde mayo del 2010 y hasta junio del 2013 se colocó un total de 29 (Reconyx PC800, 900 y Cudde Back) cámaras trampa separadas entre sí al menos 1 km, a lo largo de transectos, en abrevaderos y otros sitios (estaciones de muestreo) donde se registraron

rastros de las especies de estudio en cuatro diferentes áreas de la porción sur de la RBMA: A) Alrededores de la estación Chajul (9 cámaras); B) Frente al ejido Zamora Pico de Oro, cercano a la desembocadura del Río Tzendales (6 cámaras); C) sobre la ribera del Río Tzendales (8 cámaras) y D) Frente al ejido de Galacia, colindante con el Río Lacantún (6 cámaras; Fig. 1). Tres de las cámaras colocadas en el área A se colocaron sobre árboles a 15, 25 y 35 m de altura, con el objetivo de fotografiar a los carnívoros parcialmente arborícolas.

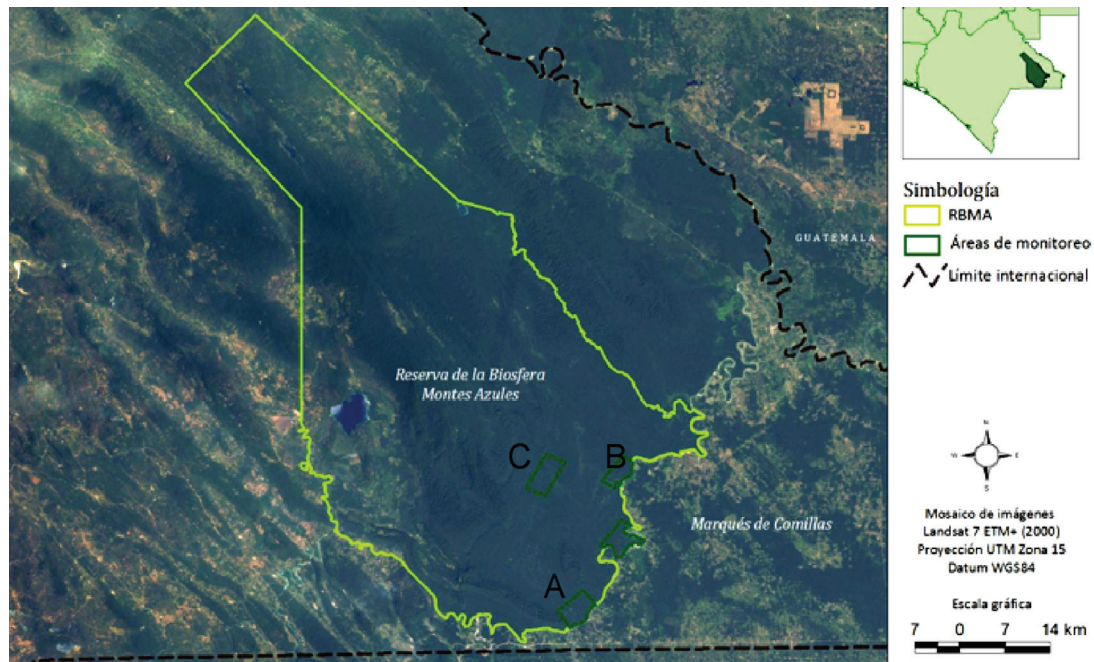


Figura 1. Polígono de la Reserva de la Biosfera Montes Azules delineado en amarillo. Se muestran las tres áreas donde se realizó el estudio (A, B, C y D), dentro del polígono de la RBMA. A) Alrededores de la estación Chajul (9 cámaras); B) Frente al ejido Zamora Pico de Oro, cercano a la desembocadura del Río Tzendales (6 cámaras); C) sobre la ribera del Río Tzendales (8 cámaras) y D) Frente al ejido de Galacia, colindante con el Río Lacantún.

Cada cámara se mantuvo en operación al menos durante un mes en cada una de las estaciones de muestreo, 18 de ellas (6 cámaras de las áreas A, B y C) operaron continuamente de mayo del 2011 hasta abril del 2012. Otras, colocadas en sitios inundables (área D y dos del área C) se retiraron durante la temporada de lluvias (julio a noviembre de cada año). Las cámaras en los árboles operaron de enero a marzo del 2013. El esfuerzo de muestreo total fue de 10, 000 días trampa calculado a partir de la sumatoria de los días que operó cada una de las cámaras colocadas.

Se consideró como evento de muestreo un día (cada 24 horas) por estación de foto-trampeo; y se reconoció como captura independiente, a la fotografía o grupo de fotografías por especie, obtenidas en cada estación de fototrampeo dentro de un evento de muestreo (Yasuda 2004). Se identificó a los mamíferos carnívoros fotografiados durante el muestreo y se realizó un listado de las especies detectadas y el número de detecciones independientes totales para cada especie.

Se construyó una matriz de detección-no detección de las especies por cada día-trampa, con esta información se extrapolaron curvas de acumulación de especies (CAE). Debido a que las cámaras operaron en diferentes periodos de tiempo y el esfuerzo de muestreo no es igual para todas las estaciones de muestreo, se utilizó el método "random" que encuentra la media de la CAE y su desviación estándar a partir de permutaciones aleatorias de los datos (Gotelli y Colwell 2001) y se calculó la riqueza de especies utilizando estimadores basados en la incidencia de especies por el esfuerzo

de muestreo con las ecuaciones de Chao, Jackknife y bootstrap paramétrico. Dichas ecuaciones estiman el número de especies no detectadas en el muestreo y las añaden a la riqueza total de especies en la comunidad (Oksanen *et al.* 2013). Todos los modelos se realizaron utilizando el software R (R Development Core Team 2008).

Resultados

Se fotografiaron en total, trece especies de mamíferos carnívoros (Apéndice 1), once de ellos previamente descritos para RBMA. Las especies con el mayor número de registros son el jaguar, el ocelote y el puma (Apéndice 1. Figuras 2 y 5). Mientras que aquellas con el menor número de fotografías son el mapache (*Procyon lotor*), el zorrillo (*Conepatus semistriatus*), la nutria (*Lontra longicaudis*) y el coyote (*Canis latrans*) (Tabla 1; Apéndice 1. Figuras 1, 4 y 6).

Felinos como el jaguar (*Panthera onca*), el puma (*Puma concolor*) y el ocelote (*Leopardus pardalis*) son comunes en toda el área de estudio (entre 78 y 196 capturas independientes); mientras que aquellos de talla mediana como el tigrillo (*Leopardus wiedii*) y el yaguarundi (*Puma yagouaroundi*) (Apéndice 1. Figura 2) fueron detectados esporádicamente (entre 2 y 7 capturas independientes; Tabla 1). En cuanto a los cánidos, se obtuvo un par de registros de perro doméstico (*Canis lupus familiaris*; Apéndice 1. Figura 7) y no se obtuvo ningún registro de zorra gris (*Urocyon cinereoargenteus*). Por su parte, se cuenta con el primer registro de coyote (*Canis latrans*; Apéndice 1. Figura 1) para el interior de la RBMA; este fue detectado con más de 8,000 días-trampa en las cámaras colocadas sobre la ribera del Río Tzendales (área C; Figura. 1), un área alejada de los asentamientos humanos y que es considerada poco perturbada.

Durante los tres meses que operaron las cámaras en los árboles se fotografió a dos de los cuatro carnívoros semi-arborícolas: Mico de noche (*Potos flavus*) y viejo de monte (*E. Barbara* Apéndice 1. Figuras 3 y 4), sin embargo aún no se obtiene ningún registro de tigrillo y coatí (*L. wiedii* y *Nasua narica*) desplazándose en las ramas de los árboles. Solamente *E. barbara* fue detectada tanto en los arboles como en el suelo, mientras que *P. flavus* fue detectado exclusivamente en las cámaras arborícolas.

Las curvas de acumulación de especies estimadas a partir de la matriz de detección no detección de 10,000 días trampa, muestran tendencia hacia una forma asintótica, sin embargo dicha asíntota aún no se ha alcanzado (Fig. 2). Los estimadores del número de especies; Chao (14.25, ES:3.39), Jackknife1 (14.99, ES:1.73) y el bootstrap paramétrico (13.37, ES:0.96) son similares y calculan que la comunidad de carnívoros en la zona de muestreo está compuesta por un número total de especies que oscila entre 14 y 15, por lo que hipotéticamente aún faltaría por detectar una o dos especies de mamíferos carnívoros dentro de la RBMA.

Discusión

Estudios previos han demostrado que el área que cubren las cámaras trampa no está muy relacionada con el número de especies detectadas (Tobler *et al.* 2008), por lo que es posible obtener un listado completo incluso cubriendo una pequeña área de muestreo. En particular, para los inventarios, el arreglo espacial de las cámaras es flexible y no existen requerimientos en las distancias mínimas entre las trampas o el área que debe ser cubierta (Rovero *et al.* 2010). En el presente estudio utilizando cámaras trampa nos

fue posible identificar un número importante de especies de mamíferos carnívoros que habitan en la RBMA abarcando áreas de muestreo menores a los 20 km².

Del mismo modo, el tiempo que dura el muestreo no tiene ninguna limitación estadística como cuando se realizan modelos de captura-recaptura u ocupación (Rovero *et al.* 2010). En el estudio aquí presentado se requirió un esfuerzo de trampeo mayor a los 10,000 días trampa, expresado como el número de cámaras por el número de días que estas operaron, para obtener un listado completo de las especies que componen la comunidad de mamíferos carnívoros en el sur de la RBMA; esto es común en sitios donde habitan especies esquivas y poco abundantes (Maffei *et al.* 2002), como es el caso de los bosques tropicales perennifolios.

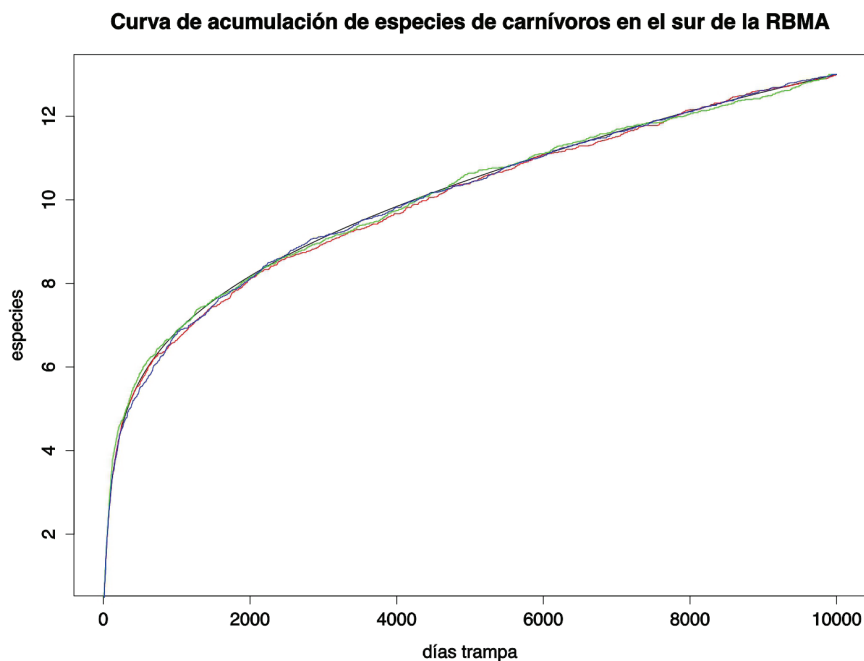


Figura 2. Curva de acumulación del número de especies de mamíferos carnívoros (eje X) graficada contra el esfuerzo de trampeo expresado en días trampa (eje Y). Cada curva representa el número potencial de especies calculado por los diferentes estimadores: A) Negro: Número real de especies detectadas, B) Rojo: Chao (14.25, ES:3.39), C) Verde: Jackknife1 (14.99, ES:1.73) y D) Azul: bootstrap paramétrico (13.37, ES:0.96).

Los mamíferos carnívoros de talla grande fueron detectados continuamente en toda el área de estudio. El número de fotografías de felinos como *P. onca*, *L. pardalis* y *P. concolor*, con más de cincuenta registros independientes, puede atribuirse a un sesgo debido a la presencia de senderos en algunos sitios de muestreo, ya que estos son utilizados por dichas especies de manera continua (Harmsen *et al.* 2010). Sin embargo, las especies mencionadas también fueron registradas en repetidas ocasiones en los sitios alejados de los senderos y asentamientos humanos. Cabe mencionar que, utilizando las rosetas en la piel se ha logrado identificar al menos 16 individuos de jaguar durante el muestreo, esta especie como el ocelote están consideradas en peligro de extinción de acuerdo con las leyes mexicanas (NOM-059 2010), por lo que se puede considerar que la RBMA es un importante relicto de selva alta perennifolia para la conservación y permanencia de poblaciones viables de estas especies. Esto podría darse por una relación con la abundancia de presas disponibles para la especie (Falconi 2011; De la Torre 2009), lo cual a su vez es un indicador del buen estado de conservación del ecosistema (Boddicker *et al.* 2002).

De las especies con menos de 10 detecciones, se ha documentado que *P. yaguaroundi* esta presente en bajas densidades, que están negativamente relacionadas a la densidad

de felinos más grandes (IUCN 2013); de ello el bajo número de capturas obtenidas en el área de estudio. Por su parte, tanto el coyote (*C. latrans*) como el mapache (*P. lotor*), son especies oportunistas que se han asociado a zonas abiertas y perturbadas en la zona ejidal que circunda la reserva (Falconi 2011) su rango de distribución es amplio (IUCN 2012) y es de esperarse que no sean comunes en zonas de bosque primario.

El área (área C) donde se fotografió al individuo de *C. latrans* es una zona considerada con un alto grado de conservación, alejada al menos 18 km de los asentamientos humanos, lo que nos lleva a pensar que el individuo registrado probablemente es un transeúnte que no forma parte de la comunidad de carnívoros en el sur de la RBMA. Sin embargo, su presencia es un indicador del avance del disturbio en los alrededores del ANP (Carabias et al. 2009), ya que este constituye el primer registro histórico de la especie en el interior de la RBMA.

En el caso específico de *L. longicaudis*, se obtuvo un único registro en un sitio cercano a un arroyo permanente. El escaso número de registros se atribuye a la biología y de la especie, ya que pasa gran parte de su vida en el agua o bien a la orilla de la ribera (Reid 2009), sitios donde se colocaron pocas estaciones de fototrampeo.

Las curvas de acumulación de especies han sido ampliamente utilizadas para evaluar visualmente que tan completo está un inventario de especies (Gotelli y Colwell 2001), el principio es que se debe alcanzar una asíntota cuando todas las especies de una comunidad han sido registradas. Para el presente estudio dicha asíntota no es perceptible visualmente, lo cual constituye una señal de que aún faltan especies por identificar. Los valores de los estimadores del número esperado de especies en un inventario incompleto (Chao, jackknife y bootstrap- Oksanen et al. 2013), calculan que el número de especies en la comunidad no es mayor a quince. Considerando que al menos una de las especies fotografiadas (*C. familiaris*) no pertenece a la comunidad de mamíferos carnívoros dentro de la RBMA y los registros corresponden a perros de cacería, faltaría por detectar máximo cuatro especies de carnívoros en la zona de estudio.

Sabemos que previamente se ha reportado para la región a la zorra gris (*U. cinereoargenteus*; Medellín 1994; Falconi 2011) y el grisón (*Galitctis vittata*; De la Torre et al. 2009), todos los registros en el municipio de Marques de Comillas, vecino a la RBMA y donde la vegetación ha sido fuertemente transformada por el cambio de uso de suelo. Consideramos que la ausencia de registros de ambas especies está relacionada con su baja abundancia dentro de la RBMA dado el estado de conservación del ecosistema, pues se sabe que ambas son oportunistas (IUCN 2013) y la mayoría de los registros en la región se han asociado a zonas perturbadas o con vegetación secundaria (De la Torre 2009; Falconi 2011).

Otras especies esperadas pero no detectadas son el zorrillo pigmeo (*Spilogale putorius*), el cacomixtle (*Bassariscus sumichrasti*) y la comadreja (*Mustela frenata*; Medellín 1994). Probablemente el uso de cebos para el muestreo hubiese resultado en un mayor éxito de captura, si es que están presentes en el área de estudio. Sin embargo el gran esfuerzo de muestreo realizado y la falta de registros históricos de las especies son un indicador de su posible ausencia o de su baja abundancia dentro de la RBMA.

Conclusiones

Existen 31 carnívoros reconocidos en México, 12 de ellos registrados en este estudio, 14 reportados para la Lacandona. De acuerdo con nuestras estimaciones al menos deben estar presentes 15 especies en la región, lo cual representa cerca del 48% de las especies mexicanas (10% más de lo que se había reportado anteriormente). Por lo anterior, consideramos que está es una de las regiones prioritarias para la conservación de los mamíferos carnívoros en el país.

En general el número de registros de grandes felinos, que requieren grandes extensiones de hábitat para sobrevivir, la ausencia de registros de zorra gris y el escaso número de fotografías de otras especies como el yaguarundi y el coyote, consideradas oportunistas, son un reflejo del estado de conservación del ecosistema dentro de la RBMA, donde predomina la selva alta perennifolia madura. Sin embargo, es necesario considerar con mayor detalle los hábitos de las especies y la estructura tridimensional (estratificación vertical) de las selvas para tener una mejor imagen de la comunidad de mamíferos carnívoros en este ecosistema y no obscurecer las conclusiones sobre su composición y riqueza. Por ello, la importancia de expandir los horizontes de los futuros muestreos al dosel y utilizar técnicas para cebar a las especies buscadas.

Agradecimientos

Agradecemos a la Alianza WWF – Fundación Carlos Slim, Pemex y a L. Mereles por el apoyo otorgado para la elaboración de este proyecto. A todos los miembros de Natura y Ecosistemas Mexicanos A.C. y la gente de la Estación Chajul por su participación directa e indirecta en el trabajo de campo. A la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) por las facilidades prestadas.

Literatura citada

- ÁLVAREZ DEL TORO, M.** 1952. Animales Silvestres de Chiapas. Ediciones del Gobierno del Estado. Tuxtla Gutiérrez, México.
- ARITA, H. T., F. FIGUEROA, A. FRISCH, P. RODRÍGUEZ, Y K. SANTOS- DEL-PRADO.** 1997. Geographic ranges size and the conservation of Mexican mammals. *Conservation Biology* 11:92–100.
- BODDICKER, M., J. RODRÍGUEZ, Y J. AMANZO.** 2002. Indices for assesment and monitoring of large mammals within an adaptive managment framework. *Environmental Monitoring and Assessment* 76:105–123.
- BOLAÑOS, E., Y E. NARANJO.** 2001. Abundancia, densidad y distribución de las poblaciones de ungulados en la cuenca del Río Lacantún, Chiapas, México. *Revista Mexicana de Mastozoología* 5:45-57.
- CARABIAS, J., G. HERNÁNDEZ, Y P. MELI.** 2009. Análisis comparativo de la deforestación de los ejidos de Marqués de Comillas y determinación de corredores biológicos que conecten los fragmentos de selva de los ejidos con la Reserva de la Biosfera Montes Azules. Instituto Nacional de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.

- CEBALLOS, G., J. ARROYO-CABRALES, Y R. A. MEDELLÍN.** 2002. The mammals of Mexico: composition, distribution and conservation status. *Occasional Papers, Texas Tech University* 218:1-27.
- DE LA MAZA, J., Y R. DE LA MAZA.** 1985. La fauna de mariposas de Boca del Chajul, Chiapas, México. *Revista de la Sociedad Mexicana de Lepidopterología* 9:23-44.
- DE LA TORRE, A.** 2009. Estimación poblacional del jaguar (*Panthera onca*) y abundancia relativa de sus presas en la Reserva de la Biosfera Montes Azules, Chiapas, México. Tesis de Maestría. Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.
- DE LA TORRE, A., C. MUENCH, Y M. ARTEAGA.** 2009. Nuevos registros de grisón: *Galictis vittata* para la Selva Lacandona, Chiapas, México. *Revista Mexicana de Mastozoología* 13:109-114.
- DOBROVOLSKI, R., R. LOYOLA, F. GUILHAUMON, S. F. GOUVEIA, Y J. F. DINIZ-FILHO.** 2013. Global agricultural expansion and carnivore conservation biogeography, *Biological Conservation* 165:162-170.
- FALCONI, F.** 2011. Densidad y abundancia de relativa de aves y mamíferos en el sector sur de la Reserva de la Biosfera Montes Azules y comunidades adyacentes de la Selva Lacandona, Chiapas, México. Tesis de maestría. Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas. Tuxtla Gutiérrez, México.
- GOTELLI, N. J., Y R. K. COLWELL.** 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* 4:379–391.
- IBARRA-MANRÍQUEZ, G., Y M. MARTÍNEZ-RAMOS.** 2002. Landscape variation of liana communities in a Neotropical Rainforest. *Plant Ecology* 160:91-112.
- INSTITUTO NACIONAL DE ECOLOGÍA (INE) – SECRETARÍA DEL MEDIO AMBIENTE, RECURSOS NATURALES Y PESCA (SEMARNAP).** 2000. Programa de Manejo Reserva de la Biosfera Montes Azules. Instituto Nacional de Ecología, Ciudad de México, México.
- IUCN** 2013. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2. <<http://www.iucnredlist.org>>
- KARANTH, K. U., J. D. NICHOLS, Y N. S. KUMAR.** 2004. Photographic sampling of elusive mammals in tropical forests. En: *Sampling rare or elusive species* (W. L. Thompson, ed.) Island Press. Washington, EE.UU.
- LEADER-WILLIAMS, N., Y H. T. DUBLIN.** 2000. Charismatic megafauna as “flagship species”. Pp. 53-81 en *Priorities for the Conservation of Mammalian Diversity: Has the Panda had its Day?* (Entwistle A., y N. Dunstone, eds.). Cambridge University Press. Cambridge, Reino Unido.
- LÓPEZ-BAO J.V., Y J. P. GONZÁLEZ-VARO.** 2011. Frugivory and Spatial Patterns of Seed Deposition by Carnivorous Mammals in Anthropogenic Landscapes: A Multi-Scale Approach. *PLoS ONE* 6(1): e14569. doi:10.1371/journal.pone.0014569.
- MEDELLÍN, R.** 1994. Mammal diversity and conservation in the Selva Lacandona, Chiapas, México. *Conservation Biology* 7:80-799.
- MEDELLÍN, R. A.** 1996. La Selva Lacandona. *Arqueología Mexicana* 4:64–69.
- MAFFEI, L., J. BARRIENTOS, F. MENDOZA, E. ITY, Y A. J. NOSS.** 2002. Jaguar and other mammal camera trap survey Cerro I, Cerro Cortado field camp, Kaa-lya del Gran Chaco National Park, 1 April–30 May 2002. Technical Paper No. 84. Santa Cruz: Capitanía de Alto y Bajo Izozog and Wildlife Conservation Society.

- OXSANEN, J., F. G. BLANCHET, R. KINDT, P. LEGENDRE, P. R. MINCHIN, R. B. O'HARA, G. L. SIMPSON, P. SOLYMOS, M. HENRY, H. STEVENS, Y H. WAGNER.** 2013. Package Vegan. R project. <http://vegan.r-forge.r-project.org/>.
- ORELLANA, L. R.** 1978. Relaciones clima-vegetación en la región Lacandona, Chiapas. Tesis Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM.** 2008. R: a language and environment for statistical computing. R.
- REID, A. FIONA.** 2009. A field guide to the mammals of the central America and southeast Mexico. Oxford University Press. New York, EE.UU.
- ROVERO, F., M. TOBLER, Y J. SANDERSON.** 2010. Camera trapping for inventorying terrestrial vertebrates. Manual on field recording techniques and protocols for All Taxa Biodiversity Inventories and Monitoring. The Belgian National Focal Point to the Global Taxonomy Initiative 100-128.
- SEMARNAT.** 2001. Norma Oficial Mexicana NOM-ECOL-059-2001, 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. Publicada el 6 de marzo del 2002 en el Diario Oficial de la Federación. Ciudad de México, México.
- SILVEIRA, L., A. T. A. JACOMO, Y J. A. F. DINIZ-FILHO.** 2003. Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. *Biological Conservation* 114:351–355
- TERBORGH, J., L. LOPEZ, P. NUÑEZ, M. RAO, G. SHAHABUDDIN, G. ORIHUELA, M. RIVEROS, R. ASCANIO, G. ADLER, T. LAMBERT, Y L. BALBAS.** 2001. Ecological Meltdown in Predator-Free Forest Fragments. *Science* 294:1923-1926.
- TOBLER, M. W., S. E. CARRILLO-PERCASTEGUI, R. L. PITMAN, R. MARES, Y G. POWELL.** 2008. An evaluation of camera-traps for inventorying large and medium-sized terrestrial rainforest mammals. *Animal Conservation* 11:169–178
- VALENZUELA, D., Y L.B. VÁZQUEZ.** 2008. Prioritizing areas for conservation of Mexican carnivores considering natural protected areas and human population density. *Animal Conservation* 215–223.
- WOODROFFE, R., Y J. R. GINSBERG.** 1998. Edge effects and the extinction of populations inside protected areas. *Science* 280: 2126–2128.
- YASUDA, M.** 2004. Monitoring diversity and abundance of mammals with camera traps: a case study on Mount Tsukuba, central Japan. *Mammal Study* 29: 37-46.

Sometido: 18 de octubre de 2013
Revisado: 18 de noviembre de 2013
Aceptado: 4 de diciembre de 2013
Editor asociado: Consuelo Lorenzo
Diseño gráfico editorial: Gerardo Hernández

Apéndice 1

Registros de fototrampas



Figura 1. Primer registro de coyote *Canis latrans* en la zona sur de la Reserva de la Biosfera Montes Azules.



Figura 2. Felinos: A) *Puma yaguarundi*, B) *Puma concolor*, C) *Leopardus weidii* y D) *Leopardus pardalis*

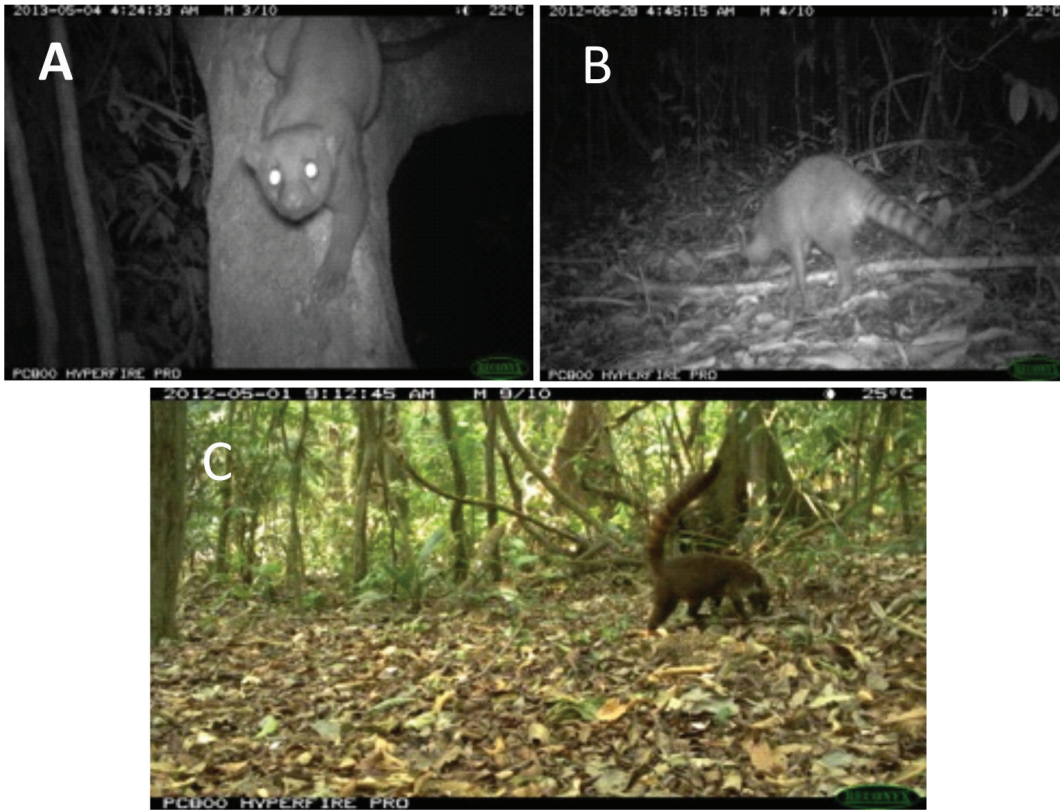


Figura 3. Procyonidos:
A) *Potos flavus* (25 m) B)
Procyon lotor
C) *Nassua narica*



Figura 4. Mustelidos
captados por las cámaras
trampa: A) *Lontra*
longicaudis y B) *Eira*
barbara (25m).



Figura 5. Diferentes individuos de jaguar (*Panthera onca*) detectados por las cámaras trampa.



Figura 6. Registro fotográfico de zorrillo (*Conepatus semistriatus*).



Figura 7. Fototrampeo de *Canis lupus familiaris* dentro de la RBMA.

	Árboles	Tierra	Total general	Status NOM	Status IUCN
<i>Canis lupus familiaris</i>	0	2	2	N	LC
<i>Canis latrans</i>	0	1	1	N	LC
<i>Urocyon cinereoargenteus</i>	0	0	0	N	LC
<i>Eira barbara</i>	1	25	26	P	LC
<i>Puma yagouaroundi</i>	0	2	2	A	LC
<i>Leopardus pardalis</i>	0	141	141	P	LC
<i>Leopardus wiedii</i>	0	7	7	P	NT
<i>Lutra longicaudis</i>	0	1	1	A	DD
<i>Nasua narica</i>	0	37	37	N	LC
<i>Panthera onca</i>	0	196	196	P	NT
<i>Potos flavus</i>	9	0	9	Pr	LC
<i>Procyon lotor</i>	0	1	1	N	LC
<i>Puma concolor</i>	0	78	78	N	LC
<i>Conepatus semistriatus</i>	0	1	1	N	LC

Tabla 1. Especies registradas y número de registros independientes durante el muestreo.

Se señalan las especies y el número de registros de las cámaras colocadas tanto en los árboles como a nivel del suelo. Así como el estatus en el que se encuentran catalogadas tanto en la Norma Oficial Mexicana (NOM-ECOL-059-2001) como en la lista roja del IUCN.

Albinismo platinado en *Liomys pictus* (Mammalia: Heteromyidae)

Matías Martínez-Coronel^{1*}, Rogelio Bautista¹ y Martha Isela Verona-Trejo¹

Abstract

Albinism is a genetic abnormality, it can manifest as hypopigmentation or absence of color in skin, fur and eyes. The survival rate of wild animals with albinism is usually low. This paper reports the record of a platinum albino female of painted spiny pocket mouse *Liomys pictus* from Guerrero state, Mexico.

Keywords: Albinism, oak forest, pigmentation, Rodentia, small mammals

Resumen

El albinismo es una anomalía genética, que se manifiesta como hipopigmentación o ausencia del color en piel, pelaje y ojos. Usualmente los animales silvestres albinos poseen una tasa de supervivencia baja, de ahí la importancia de su hallazgo. Este trabajo reporta una hembra albina "platinada" del ratón espinoso *Liomys pictus* colectada en Guerrero, México.

Palabras clave: Albinismo, bosque de encino, mamíferos pequeños, pigmentación, Rodentia.

Introducción

Cada especie animal tiene una coloración característica, que desempeña diferentes funciones en la comunicación intra e interespecífica, como son el camuflaje, el mimetismo, la advertencia y la selección sexual; así mismo influye en algunas funciones fisiológicas como la termorregulación (Caro 2005; Mullen y Hoekstra 2008; Protas y Patel 2008; Hubbard *et al.* 2010; Vignieri *et al.* 2010). De manera que un individuo con una coloración diferente puede estar en desventaja en su medio, comparado con aquellos que poseen la coloración "típica" de la especie (Kaufman 1974; Vignieri *et al.* 2010), aunque, si las condiciones del medio cambian esta podría ser una ventaja (Hoekstra 2011).

En los mamíferos la pigmentación cutánea está bajo control de al menos 150 alelos distribuidos en 100 loci. Las proteínas producidas actúan como enzimas, proteínas estructurales, reguladores de transcripción, transportadores, receptores y factores de crecimiento, por lo tanto la presencia del gen albino puede afectar diferentes funciones celulares (Slominski *et al.* 2004). El albinismo es una anomalía genética relacionada con la síntesis y transporte de melanina, que en los roedores se manifiesta en la

hipopigmentación de la piel, pelo y ojos, varía desde la ausencia de ésta sustancia hasta diferentes grados de pigmentación (Beerman *et al.* 2004). Así mismo el ojo de un albino puede sufrir de una reducción en la agudeza visual, nistagmus, iris traslúcido, hipopigmentación retiniana e hipoplasia foveal (Carden *et al.* 1998; Wasowicz *et al.* 2002; Spritz *et al.* 2003; Stinchcombe *et al.* 2004; Wong y Brown 2008). Otro tipo de expresión anormal de hipopigmentación es el leucismo, que se caracteriza porque el animal mantiene la coloración normal de los ojos y un patrón de coloración con manchas blanquecinas, pero ésta anomalía está relacionada con otro tipo de genes y deficiencias durante el desarrollo (Metallinos *et al.* 1994; Roix *et al.* 2001; Treitler *et al.* 2013). La rareza de los albinos en estado silvestre, entonces puede deberse a la selección negativa a la que están sometidos los organismos portadores de este gen, debido a que su coloración los hace más conspicuos a los depredadores y a sus presas en su medio natural, a la dificultad que se enfrentan para interactuar con sus congéneres y a los efectos deletéreos que sufre el ojo, todo ello los limita a tener una esperanza de vida corta.

El hallazgo de mamíferos albinos silvestres es un evento aislado, debido a la rareza de estos (Robinson 1973; Caro 2005). Se han reportado albinos en diferentes grupos de mamíferos como carnívoros (Błaszczuk *et al.* 2007), murciélagos (Sánchez-Hernández *et al.* 2010; Treitler *et al.* 2013) y roedores entre otros. Entre los roedores existen reportes de animales albinos en cricétidos (Ramírez y Arana 2005), dasiprótidos (Oliveira 2009), equímidos (Pessoa y Reis 2002), geómidos (La Voie *et al.* 1971), heterómidos (von Bloeker 1930), microtininos (Whitman 2009), múridos (Kaufman 1974) y esciúridos (Best *et al.* 1990).

El ratón espinoso *Liomys pictus* es un heterómido característico de las selvas bajas de México, aunque penetra a bosques de encino (Ceballos 1990), especie casi endémica de México con algunas poblaciones en el Noroeste de Guatemala y de quien no existe reporte previo de albinismo. Por lo tanto es de gran importancia la captura de una hembra adulta de esta especie, la cual fue hallada el 22 julio de 2011 en la Mina "Los Filos", 5.5 km S, 10 km W Mezcala, Mpio. Eduardo Neri (17.89639 N; 99.6825 W), 1,339 msnm, en el estado de Guerrero, colectada en una línea de 30 trampas Sherman colocadas en un bosque de encino, en este muestreo también se capturo a *Osgoodomys banderanus*. El ejemplar está depositado en la Colección Nacional de Mamíferos (CNMA) del Instituto de Biología, de la Universidad Nacional Autónoma de México, con número de catálogo 46157, con las siguientes medidas: medidas convencionales externas 205, 114, 27, 13, sin peso; y las del cráneo: longitud máxima del cráneo 29.6, longitud condilobasal 25.1, longitud hilera maxilar de dientes 4.3, anchura máxima del cráneo 14.3, anchura cigomática 14.4 y anchura paladar 5.7.

La hembra de *L. pictus* tenía los ojos rojizos; piel rosada; garras transparentes; vientre, patas, cola, orejas y punta del hocico cubiertos con pelos blanquecinos; rostro, lados del cuerpo y dorso cubierto con pelos color crema. La mayoría de los pelos delgados tienen una banda subterminal grisácea mientras que en los pelos de guarda la banda grisácea es terminal (Fig. 1). El fenotipo del animal capturado es parecido al tipo denominado albinismo "platinado" descrito por Beerman *et al.* (2004) para el ratón de laboratorio y que corresponde al segundo de 10 tipos, después del albino completo. El hallazgo de animales albinos adultos resulta interesante desde el punto de vista genético y ecológico,

debido a que teóricamente estos individuos tienen menor probabilidad de supervivencia por los efectos deletéreos del gen. Por lo que en un futuro se sugiere dar seguimiento a estos animales para determinar su porcentaje de depredación y su éxito reproductivo en estado silvestre.



Figura 1. Hembra albina de *Liomys pictus* recolectada en la Mina "Los Filos", Mezcala, Mpio. Eduardo Neri, Guerrero, CNMA 46157, Instituto de Biología, UNAM. Foto Matías Martínez-Coronel.

Agradecimientos

A los revisores anónimos, cuyas observaciones mejoraron el presente trabajo.

Literatura citada

- BLASZCZYK, W., C. DISTLER, G. DEKOMIEN, L. ARNING, K. HOFFMANN, Y J. EPPLER. 2007. Identification of a tyrosinase (TYR) exon 4 deletion in albino ferrets (*Mustela putorius furo*). *Animal Genetics* 38:421-423.
- BERMAN, F., S. J. ORLOW, Y M. L. LAMOREUX. 2004. The Tyr (albino) locus of the laboratory mouse. *Mammalian Genome* 15:749-758.
- BEST, T. L., A. S. TITUS, K. CAESAR, Y C. L. LEWIS. 1990. *Ammospermophilus harrisi*. *Mammalian Species* 366:1-7.
- CARDEN, S. M., R. E BOISSY, P. J SCHOETTKER, Y W. V GOOD. 1998. Albinism: modern molecular diagnosis. *British Journal of Ophthalmology* 82:189-195.
- CARO, T. 2005. The adaptive significance of coloration in mammals. *BioScience* 55:125-136.
- CEBALLOS, G. 1990. Comparative natural history of small mammals from tropical forests in western Mexico. *Journal of Mammalogy* 71:263-266.
- HOEKSTRA, H. E. 2011. From Darwin to DNA: The genetic basis of color adaptations. Pp 277-295 en *The light of evolution: Essays from the Laboratory and Field* (Losos, J. ed.). Roberts and Company Publishers. Greenwood village, EE.UU.

- HUBBARD, J. K., J. A. UY, M. E. HAUBER, H. E. HOEKSTRA, Y R. J. SAFRAN. 2010. Vertebrate pigmentation: from underlying genes to adaptive function. *Trends in Ecology and Evolution* 26:231-239.
- KAUFMAN, D. W. 1974. Differential owl predation on white and agouti *Mus musculus*. *Auk* 91:145-150.
- LAVOIE, G. K., H. P. TIETJEN, Y M. W. FALL. 1971. Albinism in *Thomomys talpoides* from Colorado. *The Great Basin Naturalist* 31:181-181.
- METALLINOS, D. L., A. J. OPPENHEIMER, E. M. RINCHIK, L. B. RUSSELL, W. DIETRICH, Y S. M. TILGHMAN. 1994. Fine structure mapping and deletion analysis of the murine piebald locus. *Genetics* 136:217-223.
- MULLEN, L. M., Y H. E. HOEKSTRA. 2008. Natural selection along an environmental gradient: a classic cline in mouse pigmentation. *Evolution* 62:1555-1570.
- PESSOA, L. M., Y S. F. DOS REIS. 2002. *Proechimys albispinus*. *Mammalian Species* 693:1-3.
- OLIVEIRA, S. V. 2009. Albinismo parcial em cutia *Dasyprocta azarae* (Lichtenstein, 1823) (Rodentia, Dasyproctidae), no sul do Brasil. *Biotemas* 22:243-246
- PROTAS, M. E., Y N. H. PASTEL. 2008. Evolution of coloration patterns. *Annual Review Cell and Developmental Biology* 24:425-446.
- RAMÍREZ, O. E., Y M. ARANA. 2005. Albinism in the Andean leaf-eared mouse, *Phyllotis andium* (Rodentia, Cricetidae). *Mastozoología Neotropical* 12:269-270.
- ROBINSON, R. 1973. Acromelanic albinism in mammals. *Genetica* 44:454-458.
- ROIX, J. J., A. HAGGE-GREENBERG, D. M. BISSONNETTE, S. RODICK, L. B. RUSSELL, Y T. P. O'BRIEN. 2001. Molecular and functional mapping of the piebald deletion complex on mouse chromosome 14. *Genetics* 157:803-815.
- SÁNCHEZ-NERNÁNDEZ, C., M. L. ROMERO-ALMARAZ, A. TABOADA-SALGADO, J. A. ALMAZÁN-CATALÁN, G. D. SCHNELL, Y L. SANCHEZ-VÁZQUEZ. 2010. Five albino bats from Guerrero and Colima, Mexico. *Chiroptera Neotropical* 16:541-545.
- SLOMINSKI, A., D. J. TOBIN, S. SHIBAHARA, Y J. WORTSMAN. 2004. Melanin pigmentation in mammalian skin and its hormonal regulation. *Physiological Review* 84:1155-1228
- SPRITZ, R. A., P.-W. CHIANG, N. OSIO, Y A. ALKHATEEB. 2003. Human and mouse disorders of pigmentation. *Current Opinion in Genetics y Development* 13:284-289.
- STINCHCOMBE, J., G. BOSSI, Y G. M. GRIFFITHS. 2004. Linking albinism and immunity: the secrets of secretory lysosomes. *Science* 305:55-59.
- TREITLER, J. T., A. LÓPEZ BAUCELS, S. GOMES FARIAS, J. F. TENAÇOL, JR., Y R. ROCHA. 2013. First record of a leucistic piebald *Phyllostomus discolor* (Chiroptera: Phyllostomidae). *Chiroptera Neotropical* 19:1178-1181.
- VIGNIERI, S. N., J. G. LARSON, Y H. E. HOEKSTRA. 2010. The selective advantage of crypsis in mice. *Evolution* 64:2153-2158.
- VON BLOEKER, J. C. 1930. An albino kangaroo rat. *Journal of Mammalogy* 11:237.
- WASOWICZ, M., C. MORICE, P. FERRARI, J. CALLEBERT, Y C. VERSAUX-BOTTERI. 2002. Long-term effects of light damage on the retina of albino and pigmented rats. *Investigative Ophthalmology y Visual Science* 43:813-820.
- WHITMAN, J. S. 2009. Complete albinism in a northern red-backed vole, *Myodes rutilus*, in Alaska. *Canadian Field Naturalist* 123:167-168.

WONG, A. A., y R. E. BROWN. 2008. Visual and other sensory abilities of mice and their influence on behavioral measures of cognitive function. Pp 13-34 en *Eye, retina, and visual system of the mouse.* (Chalupa, L. M., y R. W. Williams Eds.). The Massachusetts Institute of Technology Press. Cambridge, EE.UU.

Sometido: 8 de agosto de 2013

Revisado: 4 de diciembre de 2013

Aceptado: 9 de diciembre de 2013

Editor asociado: Jan Schipper

Diseño gráfico editorial: Gerardo Hernández

Riqueza, abundancia y diversidad de mamíferos silvestres entre hábitats en el Parque Nacional Cañón del Sumidero, Chiapas, México

Erika Arroyo Chacón¹, Alejandra Riechers Pérez^{2*},
Eduardo J. Naranjo³ y Gustavo Rivera-Velázquez⁴

Abstract

We assessed richness, abundance, and diversity (alpha and beta) of the wild mammals at the Cañón del Sumidero National Park, Chiapas, Mexico. Direct observations and captures of mammals were carried out in fragments of lowland and mid elevation evergreen tropical forest and seven habitats with different degrees of disturbance within the boundaries of the protected area. We recorded 77 mammal species, belonging to 10 orders, 24 families and 59 genera, with the following four species recorded as the most abundant in the study area: *Artibeus jamaicensis*, *Peromyscus mexicanus*, *Sturnira lilium* and *Liomys pictus*. The mid or low elevation evergreen tropical forest had the highest species richness of mammals (26 species) and the highest alpha diversity (H' 2.52), but we did not find significant differences between the oak forest, the lowland mixed deciduous forest habitats with crops and fruit trees, and the disturbed area with pine trees, shade coffee plantations and pastures (H' 2.51, 2.37 and 2.29, respectively). For beta diversity, we found intermediate levels with the highest value split between the disturbed area with pastures, fallows and maize, vs. the disturbed area with pine trees, shade coffee plantations and pastures. The Cañón del Sumidero National Park is of great biological importance because it provides protection to native tropical forest communities in areas adjacent to the city of Tuxtla Gutierrez, sheltering a significant portion of the mammalian fauna that includes at least 11 threatened species listed in the Official Mexican Standard.

Keywords: Protected area, mammal fauna, Cañón del Sumidero, forests.

Resumen

Se estimó la riqueza y abundancia, así como la diversidad alfa y beta de los mamíferos silvestres del Parque Nacional Cañón del Sumidero, Chiapas, México. Para la

¹Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. 2da. Oriente Norte 227, Palacio Federal, Colonia Centro, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, C. P. 29000. E-mail: arroyoe29@gmail.com (EAC)

²Coordinación Técnica de Investigación, Secretaría de Medio Ambiente e Historia Natural. Calzada de los Hombres Ilustres s/n, Col. Centro, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, C. P. 29000. Tel. Oficina 01961 6000254 ext. 104. E-mail: alexriechers@yahoo.com.mx (ARP)

³El Colegio de la Frontera Sur, Unidad San Cristóbal de Las Casas. E-mail: enaranjo@ecosur.mx (EJN)

⁴Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas.

* Corresponding author.

observación y captura de mamíferos se realizaron muestreos en un fragmento de selva mediana o baja perennifolia y siete hábitats con diferente grado de perturbación en el área natural protegida. Se registraron 77 especies de mamíferos silvestres pertenecientes a 10 órdenes, 24 familias y 59 géneros, siendo las especies más abundantes *Artibeus jamaicensis*, *Peromyscus mexicanus*, *Sturnira lilium* y *Liomys pictus*. La selva mediana o baja perennifolia presentó la mayor riqueza de especies de mamíferos (26 especies) y la mayor diversidad alfa (H' 2,52), pero no se encontraron diferencias significativas con el encinar, la selva baja caducifolia con cultivos y árboles frutales, y el área perturbada con pinos, cafetales de sombra y potreros (H' 2.51, 2.37 y 2.29, respectivamente). La diversidad beta fue intermedia, el valor más alto fue en el área perturbada con potreros, acahuals y cultivos de maíz vs. el área perturbada con pinos, cafetales de sombra y potreros. El Parque Nacional Cañón del Sumidero es de gran importancia biológica porque contiene áreas de selvas conservadas, adyacentes a la zona urbana de la Ciudad de Tuxtla Gutiérrez, las cuales albergan una importante riqueza mastofaunística en donde se incluyen 11 especies en alguna categoría de riesgo de acuerdo a la Norma Oficial Mexicana.

Palabras clave: Área natural protegida, Mastofauna, Cañón del Sumidero, Selvas.

Introducción

La diversidad biológica (biodiversidad) se entiende como la variabilidad de organismos vivos, presentes en los distintos hábitats de ecosistemas terrestres y acuáticos, a diferentes escalas biológicas (UNEP 1992). Aún cuando el término ha sido cuestionado, así como la forma de medirlo (Hurlbert 1971); actualmente ha tomado gran importancia y validez.

De hecho se ha desarrollado un número importante de cuantificaciones sobre la diversidad de especies mediante la separación de sus componentes alfa, beta y gamma, como indicadores del estado de conservación de los ecosistemas y con aplicabilidad para fines de manejo y monitoreo ambiental (Whittaker 1972; Spellerberg 1991; Halfiter y Moreno 2005).

La diversidad alfa se define como el número de especies de una comunidad; la diversidad beta, como la variación en el número de especies que se produce entre un hábitat y otro, o también definido como el grado de recambio o reemplazo en la composición de especies entre diferentes comunidades en un paisaje, y la diversidad gamma como el número de especies del conjunto de comunidades que integran un paisaje, que resulta de la diversidad alfa y beta (Whittaker 1972; Moreno 2001). La diversidad del paisaje no es simplemente la adición de los valores de la diversidad de hábitats, sino que está determinada por la relación entre la variación espacial y temporal de cada hábitat y el reemplazo espacial de especies entre éstos (Koleff 2005). Los valores de diversidad son comúnmente obtenidos mediante índices, que reflejan el número total de especies, en particular de un taxón y en un sitio específico; pero algunos índices se han basado en la riqueza de especies y no consideran la abundancia de las especies (Pianka 1966).

El estado de Chiapas, ubicado en el sur de México, ocupa el primer lugar a nivel nacional en riqueza de mamíferos terrestres silvestres con 205 especies, 117 géneros y 31 familias; siete de estas especies son endémicas del estado, y los grupos mejor

representados son los quirópteros, los roedores y los carnívoros (Retana y Lorenzo 2002; Naranjo *et al.* 2005). Muchas de estas especies de mamíferos silvestres se encuentran dentro de áreas naturales protegidas, pero solo en algunas se han realizado estudios sobre la riqueza, abundancia y diversidad de las especies de este grupo.

El Parque Nacional Cañón del Sumidero es un área natural protegida federal considerada como un elemento importante del patrimonio natural de México por su belleza escénica, ha sufrido fuertes problemas de asentamientos humanos irregulares que han provocado cambios de uso del suelo y transformación de la vegetación nativa. En Chiapas se desconoce la situación de riesgo de numerosas especies de mamíferos silvestres, lo que se acentúa por los procesos de pérdida de hábitat y por la cacería indiscriminada, provocando cambios profundos en la composición de especies y las abundancias de sus poblaciones (Naranjo 2002; Naranjo *et al.* 2005).

El Parque Nacional Cañón del Sumidero fue decretado como área natural protegida desde 1980, en 1990 se realizaron los primeros inventarios faunísticos del área (Gálvez-Altúzar 1990; Ovando-Damián 1990), por ello en el 2007 surge la necesidad de conocer y actualizar el listado mastofaunístico del Parque, proyecto financiado por la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Altamirano-González *et al.* 2007), del cual se deriva el presente documento.

Específicamente, en este trabajo se analizan la riqueza, abundancia, diversidad alfa y beta de los mamíferos silvestres en un fragmento de selva mediana o baja perennifolia con siete hábitats con diferente grado de perturbación, con el objetivo de obtener información actualizada que sirva de base para las políticas del programa de conservación y manejo del Parque.

Material y Métodos

Área de estudio. El Parque Nacional Cañón del Sumidero se ubica al centro-oeste del estado de Chiapas, en los límites de tres regiones fisiográficas, la Depresión Central, las Montañas del Norte y los Altos de Chiapas. Abarca los municipios de Chiapa de Corzo, Soyaló, Osumacinta, San Fernando y Tuxtla Gutiérrez (Fig. 1), con una superficie de 21,789 ha. Sus coordenadas extremas se ubican entre 16° 44' y 16° 56' de Latitud Norte y -93° 00' y -93° 11' de Longitud Oeste, con una altitud que va desde los 360 a 1,720 m (López-Portillo 1980). Los tipos de vegetación presentes en el Parque son: selva baja caducifolia, selva alta o mediana subperennifolia, selva mediana o baja perennifolia, bosque de pino y bosque de encino principalmente (Miranda y Hernández X. 1963; Miranda 1998).

Dentro del Parque Nacional Cañón del Sumidero existen asentamientos humanos, previos a la creación del área natural protegida, en su mayoría comunidades y rancherías, muchas de ellas de origen Tzeltal, Tzotzil y Zoque, que se dedican principalmente a la agricultura y ganadería (PRONATURA-Chiapas A. C. 2002).

Hábitats muestreados. Se seleccionaron ocho hábitats de muestreo dentro del Parque Nacional (Fig. 1), mediante un Sistema de Información Geográfica (SIG), reconociéndose en total cuatro tipos de vegetación: encinar, selva alta o mediana subperennifolia, selva mediana o baja perennifolia y selva baja caducifolia, considerando la clasificación propuesta por Miranda y Hernández X. (1963). Con el apoyo del equipo técnico de la

Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) se solicitó el consentimiento de los pobladores de las comunidades asentadas dentro del área protegida para realizar los muestreos de mamíferos. Los ocho hábitats se distribuyen (Fig. 1) como sigue:

1. Encinar (ENC): ubicado en el sitio "Kilómetro 12", que se localiza al costado izquierdo del kilómetro 12 de la carretera federal Tuxtla Gutiérrez-Cañón del Sumidero, en el municipio de Tuxtla Gutiérrez (16° 48' 50" N y -93° 06' 07.2" W), a una altitud de 1,243 m. El hábitat se clasificó como encinar, ya que está constituido por *Quercus* sp.
2. Selva alta o mediana subperennifolia con cafetales de sombra (SA): ubicado en el sitio "Tierra Colorada", que se localiza a un costado de la población Tierra Colorada, en el municipio de Tuxtla Gutiérrez (16° 50' 26,4" N y -93° 07' 56.5" W), a 1,240 m de altitud. El tipo de vegetación es selva alta o mediana subperennifolia, también se encuentran inmersos en ella cultivos de café orgánico de sombra bajo, un sistema de policultivo tradicional.
3. Selva mediana o baja perennifolia (SM): ubicado en el sitio "Mirador La Atalaya o Los Chiapa", que se localiza al final de la carretera federal Tuxtla Gutiérrez-Cañón del Sumidero, en el municipio de Tuxtla Gutiérrez (Kilómetro 22) a una altitud de 1,258 m (16° 49' 39,8" N y -93° 05' 41.8" W). El tipo de vegetación que se encuentra en la parte sur de este sitio es selva mediana o baja subperennifolia y en la parte norte es selva alta o mediana perennifolia; denominando a este hábitat como selva mediana a baja subperennifolia, porque en él se muestreo la mastofauna.
4. Selva baja caducifolia (SBC1): ubicado en el sitio "Predio El Jardín", se encuentra al margen noreste del río Grijalva a una altitud de 390 m (16° 53' 8,6" N y -93° 06' 2.2" W), es un área turística y pertenece al municipio de Osumacinta.
5. Selva baja caducifolia con cultivos (frijol y maíz) y árboles frutales (SBC2): ubicado en el sitio "Rancho Magaly", se encuentra al margen suroeste del río Grijalva (16° 45' 33,8" N y -93° 02' 32,2" W), se ubica en el municipio de Chiapa de Corzo a una altitud de 425 m; anteriormente era una propiedad privada. El tipo de vegetación es selva baja caducifolia, mientras que en el área riverense se encuentran pequeños cultivos de frijol (*Phaseolus vulgaris*), papaya (*Carica papaya*) y maíz (*Zea maíz*), así como árboles frutales de mango (*Mangifera indica*), capulín (*Muntingia calabura*), plátano (*Musa* sp.), papaya (*Annona diversifolia*), entre otros.
6. Área Perturbada con selva alta a mediana subperennifolia, potreros, acahuals y cultivo de maíz (AP1): ubicado en el sitio "Predio Tzanet" pertenece al municipio de San Fernando y esta a una altitud de 1,008 m (16° 52' 41,6" N y -93° 10' 57,8" W); se clasificó como área perturbada porque, a pesar de presentar fragmentos de selva alta a mediana subperennifolia, está fuertemente afectado por potreros, acahuals jóvenes y cultivos de maíz, una parcela de maíz presentaba árboles frutales como plátano (*Musa* sp.), guayaba (*Psidium guajava*) y limón (*Citrus* sp.).
7. Área Perturbada con pinos, cafetales de sombra y potreros (AP2): ubicado en el sitio "Ranchería Agua Fría", pertenece al municipio de Osumacinta, a una altitud de 1,197 m (16° 51' 23" N y -93° 02' 20,9" W), fue clasificado como área perturbada, ya que presenta parches de pino con cultivos de café de sombra y áreas de potreros.
8. Área Perturbada con encinares, con selva alta o mediana subperennifolia y pastizal de zacate estrella (AP3): ubicado en el sitio "Rancho El Alteño", pertenece al municipio

de San Fernando, a una altitud de 1,200 m (16° 55' 21,0" N y -93° 10' 17" W); es propiedad privada dedicada a la ganadería; se clasificó como área perturbada, porque a pesar de encontrar manchones de encinares (*Quercus* sp.) y al margen del arroyo árboles de selva alta o mediana subperennifolia, el área está fuertemente modificada por pastizales de zacate estrella (*Cynodon plectostachyus*) para el consumo por ganado.

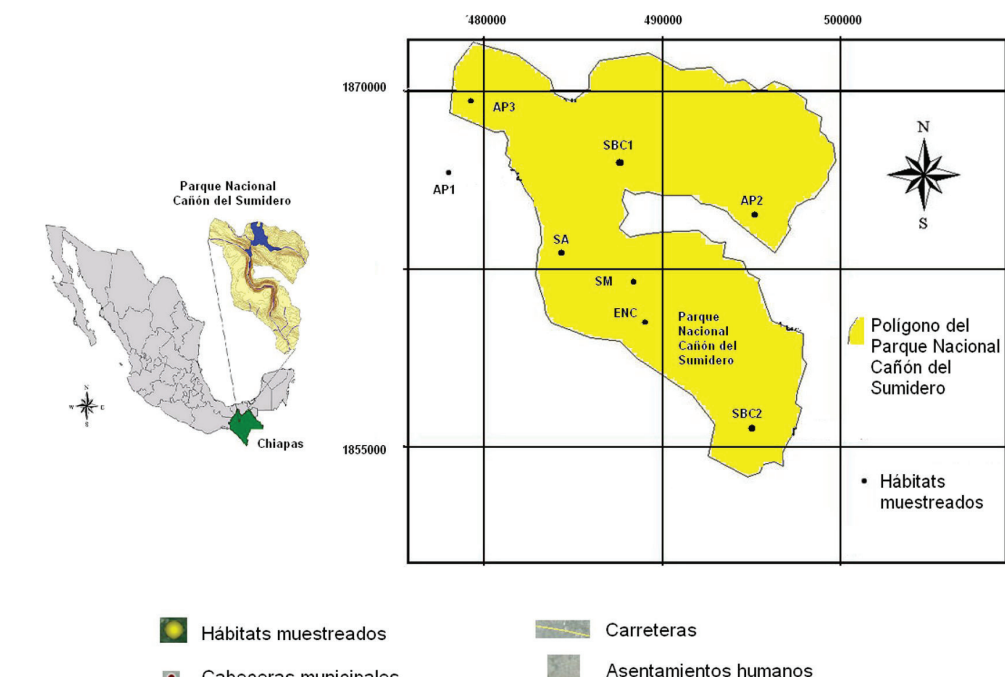
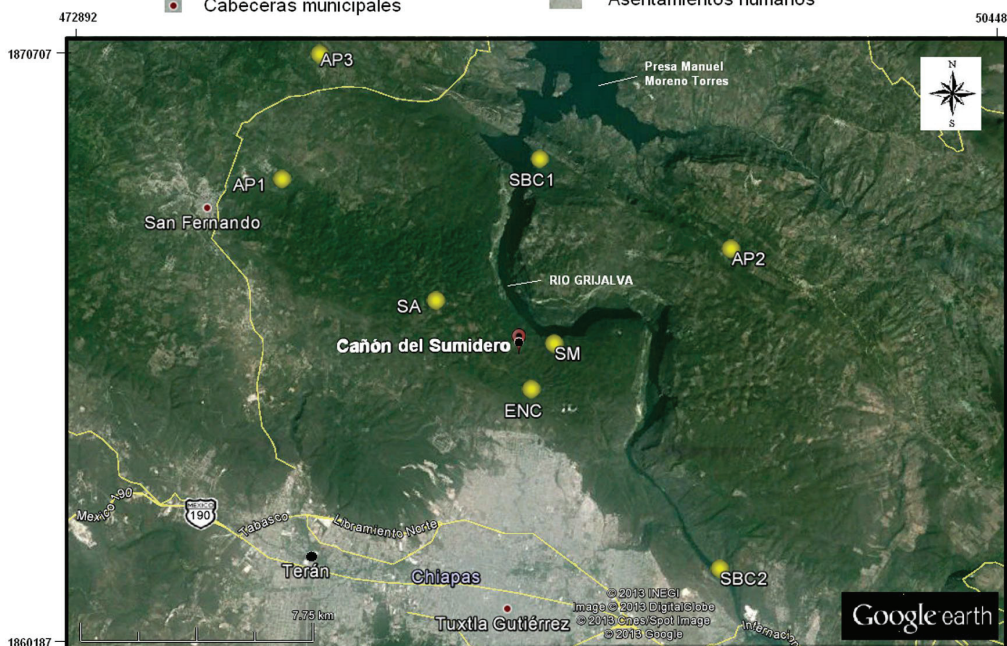


Figura 1. Localización de los hábitats muestreados en el Parque Nacional Cañón del Sumidero, Chiapas, México.

Abreviatura para el hábitat: ENC, encinar; SA, selva alta o mediana subperennifolia con cafetales de sombra; SM, selva mediana o baja perennifolia; SBC1, selva baja caducifolia; SBC2, selva baja caducifolia con cultivos (frijol y maíz) y árboles frutales; AP1, área perturbada con selva alta o mediana subperennifolia, potreros, acahuals y cultivos de maíz; AP2, área perturbada con pinos, cafetales de sombra y potreros; AP3, área perturbada con encinares, con selva alta o mediana subperennifolia y pastizal de zacate estrella.



Consulta de bases de datos de colecciones científicas y revisión de literatura especializada. Para completar el listado de especies de mamíferos del Parque Nacional Cañón del Sumidero, se consultaron las bases de datos del Museo de Zoología Alfonso L. Herrera

(MZFC) de la Facultad de Ciencias de la Universidad Nacional Autónoma de México; la Colección de Mamíferos de El Colegio de la Frontera Sur Unidad San Cristóbal de las Casas (ECO-SC-M); el Museo de Zoología de la Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas (MZICACH) y la Colección Zoológica Regional Mammalia (CZRMA) de la Secretaría del Medio Ambiente e Historia Natural (SEMAHN) de Gobierno del Estado de Chiapas. En esta última colección (CZRMA), además de la consulta de la base de datos, también se examinaron los ejemplares y se verificó la determinación taxonómica. También se consultó literatura (Gálvez-Altúzar 1990; Riechers y De la Cruz 2012) con registros de mamíferos colectados en localidades de Chiapas, seleccionando los registros provenientes del Parque Nacional Cañón del Sumidero.

Trabajo de campo. El registro de mamíferos silvestres se realizó mensualmente a partir de junio de 2004 a noviembre de 2005. Cada hábitat (Fig.1) se visitó dos veces durante el período de muestreo con una duración de cinco días por visita. Para la captura de roedores se colocaron diariamente 75 trampas Sherman plegables de 8 x 9 x 23 cm, en transectos de longitud variable con una distancia regular de cinco metros entre cada trampa. Cada transecto se realizaba en un lugar diferente por día, con la finalidad de abarcar varios microhábitats, incluyendo la vegetación nativa, los cultivos, las madrigueras y lugares rocosos. Las trampas se cebaron con una mezcla de avena - esencia de vainilla y se colocaron a partir de las 16:00 horas, levantándose durante la mañana del día siguiente. Para la captura de murciélagos, se utilizaron tres redes de hilo nylon de 6 x 2 m durante cada noche de muestreo, las cuales se colocaron dentro de la vegetación, en caminos, en cuerpos de agua y en refugios. Las redes se abrieron de las 19:00 horas hasta las 00:00 horas, realizándose revisiones cada hora.

Para el registro y captura de mamíferos medianos se utilizaron cuatro trampas de alambre Tomahawk por día, cebadas con sardina, colocándolas en senderos, madrigueras, cerca de cuerpos de agua o donde se registraran huellas, siendo revisadas diariamente. Además, para la observación directa de ejemplares se realizaron recorridos diurnos (7:00 - 9:00 y 16:00 - 18:00 horas) y nocturnos (19:00 - 00:00 horas). Los recorridos se efectuaron a lo largo de trayectos con una extensión de uno a tres kilómetros; considerando los registros auditivos cuando se escucharon las vocalizaciones de mamíferos, también se realizaron observaciones de excretas, madrigueras, restos de huesos, pelos y huellas, obteniéndose la impresión de estas últimas con una mezcla de yeso odontológico. Los rastros de mamíferos fueron identificados con ayuda de guías de campo (Aranda 2000). Para complementar la riqueza de especies de mamíferos silvestres, se realizaron entrevistas no estructuradas a pobladores locales con la ayuda de dibujos tomados de la Guía de Mamíferos Silvestres de Chiapas (Aranda y March 1987).

Los ejemplares que se capturaron en redes o trampas fueron liberados en el lugar de captura posteriormente a su identificación específica. Se colectaron cinco ejemplares por especie capturada, siempre y cuando está no estuviera incluida en la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010 (Diario Oficial de la Federación 2010), de acuerdo a lo estipulado en el Permiso Especial de Colecta Científica (Oficio Núm. SGPA/DGVS/07782) emitido el 20 de agosto del 2004 por la Dirección General de Vida Silvestre de la Secretaría de Medio Ambiente y Recurso Naturales. A los especímenes recolectados se les registraron las medidas externas básicas (longitud total, longitud

de la cola, longitud de la pata posterior izquierda, longitud de la oreja y longitud del antebrazo en el caso de murciélagos) y el peso; su condición reproductiva en machos fue determinada por la posición de los testículos (reproductivos y no reproductivos); en hembras por la palpación del vientre y la observación de las mamas (no reproductivas, preñadas, lactantes y postlactantes; Racey 1988); la categoría de edad (juvenil, subadulto y adulto) fue determinada por la observación de la fusión de la epífisis-diáfisis de la cuarta articulación metacarpal-falangeal para los murciélagos (Anthony 1988) y por coloración del pelaje y desgaste de molares en roedores. Posteriormente, se procedió a prepararlos como piel y cráneo o en alcohol al 70%, de acuerdo a técnicas convencionales para preservación de material científico (Llorente *et al.* 1990). Los ejemplares recolectados fueron depositados en la Colección Zoológica Regional Mammalia (CZRMA) de la Secretaría de Medio Ambiente e Historia Natural (SEMAHN) del Gobierno del Estado de Chiapas o en la Colección de Mamíferos de El Colegio de la Frontera Sur San Cristóbal de las Casas (ECO-SC-M). La determinación de los ejemplares se hizo a nivel de especie con el apoyo de descripciones originales, monografías y claves especializadas (Álvarez *et al.* 1994; Hall 1981; Medellín *et al.* 1997). Se utilizó la nomenclatura taxonómica propuesta por Ramírez-Pulido *et al.* (2005b).

Análisis de la información. La riqueza de especies se obtuvo mediante el conteo de especies presentes en cada hábitat, así como de los registros citados en literatura y la consulta de colecciones científicas locales y nacionales. El esfuerzo de captura para murciélagos se calculó según el método de Medellín (1993), considerando el número de metros lineales (m) de red y las horas (hrs.) que estas permanecieron abiertas durante el período de muestreo. Para el resto de los pequeños y medianos mamíferos, el esfuerzo se calculó con el número de trampas Sherman y Tomahawk colocadas en cada hábitat, multiplicado por los días muestreo.

Para obtener la eficiencia del muestreo en el registro de mamíferos se aplicaron los criterios señalados por Clench (1979), obteniéndose curvas de incremento acumulativo de especies a través del tiempo (Soberón y Llorente 1993), mediante la siguiente fórmula: en donde $S(t) = at / (1+bt)$, donde: $S(t)$ = número de especies esperadas en el tiempo, t = medida del esfuerzo en función del tiempo, a = tasa de incremento al comienzo del muestreo, b = acumulación de especies. Este índice se calculó solamente con la riqueza y abundancia de especies registradas directamente en campo; no se consideraron los registros obtenidos de colecciones científicas ni de la literatura.

La abundancia relativa de cada especie se calculó mediante la ecuación: $AR = S/N \times 100$, donde: AR = abundancia relativa de la especie i , S = número total de individuos de la especie i , N = número total de individuos registrados en el área de estudio (Naranjo 2000). El estado actual de conservación de cada especie se consultó en la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010 (Diario Oficial de la Federación 2010) que considera la categorías: E: probablemente extinta en el medio silvestre, P: en peligro de extinción, A: Amenazadas y Pr: Sujetas a protección especial.

Para estimar la diversidad alfa de los hábitats se utilizó el índice de diversidad de Shannon – Wiener, mediante la ecuación: $H' = -\sum P_i \ln P_i$, en donde: P_i = proporción de individuos registrados de la i -ésima especie (Magurran 1989; Moreno 2001). Para determinar diferencias estadísticas en la diversidad alfa entre los hábitats, se aplicó una

prueba de *t* de student modificada por Hutchenson (Brower *et al.* 1997). La diversidad beta entre dos muestras se calculó por sustracción del valor de similitud a la unidad: $d = 1 - s$, en donde d = disimilitud y s = similitud; s se obtuvo mediante el coeficiente de Sorensen para datos cualitativos: $C_s = 2j / (a + b)$, en donde: j = número de especies compartidas entre ambas localidades, a = número de especies en la localidad A, b = número de especies en la localidad B (Magurran 1989).

Resultados y Discusión

Esfuerzo de muestreo. El esfuerzo de captura fue de 368,640 m red/hora para murciélagos, de 388,800 trampas/noche para los mamíferos pequeños no voladores y de 16,384 trampas/noche para mamíferos medianos. La curva de Clench presentó un comportamiento asintótico y permitió registrar el 86.17% de las especies estimadas (53 especies observadas de las 61.5 esperadas) con un 99.2 % de confiabilidad en el muestreo (Fig. 2), sugiriendo que el esfuerzo de muestreo realizado en campo fue idóneo.

Riqueza de especies / Composición de especies. Se registraron 77 especies de mamíferos silvestres en el Parque Nacional Cañón del Sumidero (Tabla 1). De este total, 40 especies fueron detectadas mediante captura en el campo; 39, a través de consultas a colecciones científicas; 28, mediante entrevistas con pobladores locales y 26 por consulta de literatura especializada, cabe mencionar que 44 especies presentaron más de un tipo de registro (Tabla 1). Durante el trabajo de campo se obtuvieron 1089 registros de ejemplares, de los cuales el 11.75% ($n = 128$) correspondió a observaciones directas, 76.77% (836) a capturas, 8.17% (89) a colectas, 1.84% (20) a observación de excretas, 0.92% (10) a huellas y 0.55% (6) a registros auditivos.

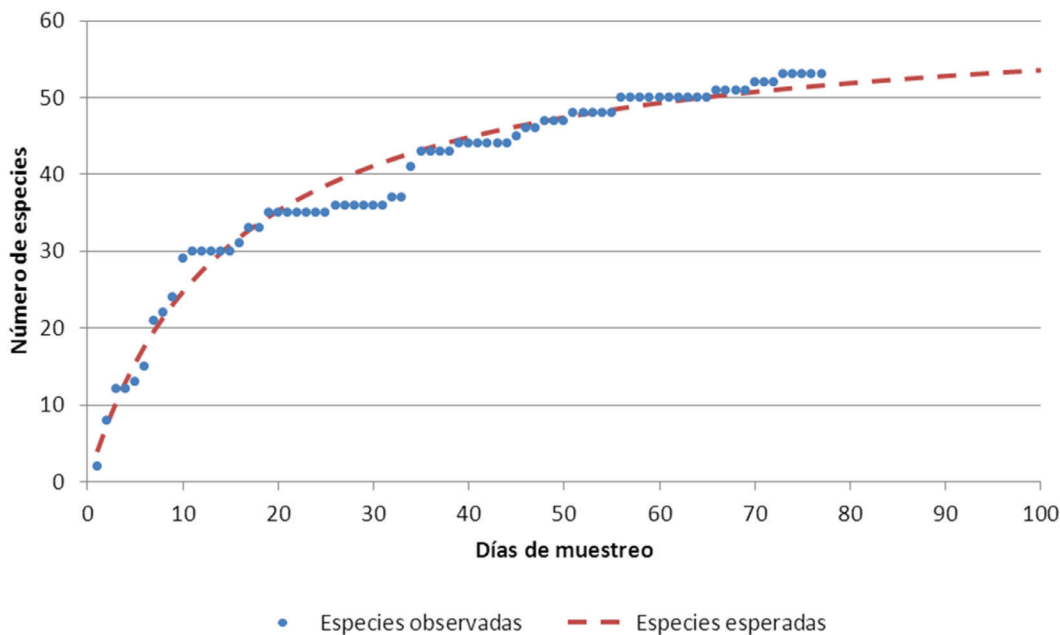


Figura 2. Curva de acumulación de especies de Clench, mamíferos registrados durante junio del 2004 a noviembre del 2005 en el Parque Nacional Cañón del Sumidero, Chiapas.

Las 77 especies de mamíferos registradas en el área de estudio pertenecen a 10 órdenes, 24 familias y 59 géneros (Fig. 3), representando el 14.7% de la mastofauna mexicana (525 especies, Ceballos *et al.* 2005) y el 37.75% de los mamíferos terrestres de Chiapas (205 especies; Naranjo *et al.* 2005).

Tabla 1. Lista taxonómica, tipo de registro y categoría de riesgo de los mamíferos silvestres en el Parque Nacional Cañón del Sumidero, Chiapas. Nomenclatura taxonómica de acuerdo a Ramírez-Pulido *et al.* 2005b.

ORDEN Familia Subfamilia Tribu	ESPECIE	TR	ER BK003	ER BCC	CR
DIDELPHIMORPHIA					
Didelphidae					
Didelphinae					
Monodelphini					
	<i>Marmosa mexicana</i> Merriam, 1897	EN			
	<i>Didelphis marsupialis</i> Linnaeus, 1758	C,O,EN	2383 CZRMA		
	<i>Didelphis virginiana</i> Kerr, 1792	C,O,EN,LT,CC	2511 CZRMA	314,315MZ-ICACH	
CINGULATA					
Dasypodidae					
Dasypodinae					
Dasypodini					
	<i>Dasypus novemcinctus</i> Linnaeus, 1758	H,O,EN			
PILOSA					
Myrmecophagidae					
	<i>Tamandua mexicana</i> (de Saussure, 1860)	O,EN,CC		1201 MZ-ICACH	P
LAGOMORPHA					
Leporidae					
	<i>Sylvilagus floridanus</i> (J. A. Allen, 1890)	O,EN,CC		632 MZ-ICACH	
RODENTIA					
Sciuridae					
Sciurinae					
Sciurini					
	<i>Sciurus aureogaster</i> F. Cuvier, 1829	O,EN			
	<i>Sciurus deppei</i> Peters, 1863	LT			
Muridae					
Sigmodontinae					
	<i>Baiomys musculus</i> (Merriam, 1892)	C,L,EN,CC,LT	2324,2325, 2419,2522 CZRMA	2634,2657 CZRMA	
Tylomyini					
	<i>Tylomys nudicaudus</i> (Peters, 1866)	C,LT	2352 CZRMA		
Neotomini					
	<i>Neotoma mexicana</i> Baird, 1855	C,CC,LT	2346 CZRMA	1412 MZ-ICACH	
Peromyscini					
	<i>Peromyscus aztecus</i> (de Saussure, 1860)	C,LT	2347 CZRMA		
	<i>Peromyscus levipes</i> Merriam, 1898	C,L	2434 CZRMA		
	<i>Peromyscus melanophrys</i> (Coues, 1874)	C,LT	2348 CZRMA		
	<i>Peromyscus mexicanus</i> (de Saussure, 1860)	C,L,O,CC,LT	2349,2326, 2327,2392 CZRMA	540 ECO-SC-M; 5,32,33,35,40,41, 65,66,213,288 MZ-ICACH; 2628,2629,2640, 2644 CZRMA	

Continúa Tabla 1...

ORDEN	Familia	Subfamilia	Tribu	ESPECIE	TR	ER BK003	ER BCC	CR
				<i>Reithrodontomys fulvescens</i> J. A. Allen, 1894	LT			
				<i>Reithrodontomys gracilis</i> J. A. Allen y Chapman, 1897	C,L,LT	2328 CZRMA		
			Oryzomyini					
				<i>Oryzomys couesi</i> (Alston, 1877)	C,L,CC,LT	2420 CZRMA	2635 CZRMA	
				<i>Oligoryzomys fulvescens</i> (de Saussure, 1860)	C,CC,LT	2433,2510,2515 CZRMA; 1623 ECO-SC-M	2651 CZRMA	
			Simodontini					
				<i>Sigmodon hispidus</i> Say y Ord, 1825	C,L,CC,LT	2329,2350, 2351,2421, 2422 CZRMA	38,64,1413 MZ-ICACH	
	Geomyidae							
			Geomyinae					
			Geomyini					
				<i>Orthogeomys grandis</i> (Thomas, 1893)	C,O,EN,LT	2472 CZRMA		
			Heteromyinae					
			Heteromyini					
				<i>Liomys pictus</i> (Thomas, 1893)	C,L,O,CC,LT	2345,2391, 2509 CZRMA	421 ECO-SC-M 37,225-229MZ-ICACH; 2627,2633,2656 CZRMA	
				<i>Heteromys desmarestianus</i> Gray, 1868	C,L,LT	2432 CZRMA		
	Erethizontidae							
			Erethizontinae					
				<i>Coendou mexicanus</i> (Kerr, 1792)	EN			A
	Agoutidae							
			Dasyproctinae					
				<i>Dasyprocta mexicana</i> Gray, 1842	EN			
	Cuniculidae							
				<i>Cuniculus paca</i> (Linnaeus, 1766)	C,H,O,EN,LT	2382 CZRMA		
CARNIVORA								
	Felidae							
			Felinae					
				<i>Herpailurus yagouaroundi</i> (Lacépède, 1809)	LT			A
				<i>Leopardus pardalis</i> (Linnaeus, 1758)	EN			P
				<i>Leopardus wiedii</i> (Schinz, 1821)	EN			P

Continúa Tabla 1...

ORDEN	Familia	Subfamilia	Tribu	ESPECIE	TR	ER BK003	ER BCC	CR
	Canidae							
		Caninae						
			Vulpini	<i>Urocyon cinereoargenteus</i> (Schreber, 1775)	A,EX,H,O,EN			
			Canini	<i>Canis latrans</i> Say, 1823	EN			
	Mustelidae							
		Mustelinae		<i>Mustela frenata</i> Lichtenstein, 1831	O,EN			
			Taxidiinae	<i>Eira barbara</i> (Linnaeus, 1758)	EN			P
	Mephitidae							
				<i>Mephitis macroura</i> Lichtenstein, 1832	EN			
				<i>Spilogale gracilis</i> Merriam, 1890	O			
				<i>Conepatus leuconotus</i> (Lichtenstein, 1832)	L,O,EN,CC		171 MZ-ICACH	
	Procyonidae							
		Bassariscinae		<i>Bassariscus sumichrasti</i> (de Saussure, 1860)	A,O,EN			Pr
				<i>Potos flavus</i> (Schreber, 1774)	A			Pr
		Procyoninae		<i>Nasua narica</i> (Linnaeus, 1766)	O,EN,CC		1202 MZ-ICACH	
				<i>Procyon lotor</i> (Linnaeus, 1758)	H,EN			
	SORICOMORPHA							
		Soricidae						
			Soricinae					
			Blarinini	<i>Cryptotis mexicana</i> (Coes, 1877)	C,EN,LT	2426 CZRMA		
				<i>Cryptotis parva</i> (Say, 1823)	CC		234 MZ-ICACH	
	CHIROPTERA							
		Emballonuridae						
			Emballonurinae					
			Diclidurini	<i>Balantiopteryx plicata</i> Peters, 1867	LT,CC		1, 2, 4, MZ-ICACH	

Continúa Tabla 1...

ORDEN	Familia	Subfamilia	Tribu	ESPECIE	TR	ER BK003	ER BCC	CR
Mormoopidae								
				<i>Pteronotus davyi</i> Gray, 1838	C	2473 CZRMA		
				<i>Pteronotus parnellii</i> (Gray, 1843)	C,L,CC	2428,2474,2512 CZRMA; 1624,1626 ECO-SC-M	364 ECO-SC-M; 209,221, 362 MZ-ICACH	
				<i>Pteronotus personatus</i> (Wagner, 1843)	C,CC	2470 CZRMA	3 MZ-ICACH	
				<i>Mormoops megalophylla</i> (Peters, 1864)	C,LT,CC	2384 CZRMA	420 ECO-SC-M	
Phyllostomidae								
Micronycterinae								
				<i>Micronycteris microtis</i> Miller, 1898	CC		191,192 MZ-ICACH	
Desmodontinae								
Desmodontini								
				<i>Desmodus rotundus</i> (É. Geoffroy St.-Hilaire, 1810)	C,L,CC	2429,2475, 2523 CZRMA; 1625 ECO-SC-M	508 ECO-SC-M; 22,57,127,129,167, 168,210,232,246, 364 MZ-ICACH; 2624,2646,2652, 2653 CZRMA	
Glossophaginae								
Glossophagini								
				<i>Glossophaga commissarisi</i> Gardner, 1962	C,L,CC	2342 CZRMA	6,7,11,14,15,20, 24,27,58,117, 131 MZ-ICACH	
				<i>Glossophaga leachii</i> (Gray, 1844)	C	2430 CZRMA		
				<i>Glossophaga morenoi</i> Martínez y Villa, 1938	C,L	2385,2423, 2504 CZRMA; 1564 ECO-SC-M		
				<i>Glossophaga soricina</i> (Pallas, 1766)	C,L,CC	2471,2504, 2505,2520, 2525,2527 CZRMA	377,379,380,513 ECO-SC-M; 8,9,12,13,17- 19,21,26,34,36,42,126, 128,153,154,156,157,165, 166,170, 217-219,322 MZ-ICACH; 2626,2630,2642 CZRMA	
				<i>Leptonycteris yerbabuena</i> Miller, 1900	C,L	2528 CZRMA		A
Choeronycterini								
				<i>Anoura geoffroyi</i> Gray, 1838	C,L,CC	2320,2526 CZRMA	46,60,130,163,365 MZ-ICACH; 2625,2636 CZRMA	
				<i>Hylonycteris underwoodi</i> Thomas, 1903	CC		39 MZ-ICACH	
				<i>Choeroniscus godmani</i> (Thomas, 1903)	C,CC	2519 CZRMA	2641 CZRMA	

Continúa Tabla 1...

ORDEN	Familia	Subfamilia	Tribu	ESPECIE	TR	ER BK003	ER BCC	CR
				<i>Choeronycteris mexicana</i> Tschudi, 1844	C,L,CC	2321,2386,2468 CZRMA	138 MZ-ICACH	A
			Carollinae					
				<i>Carollia sowelli</i> Baker, Solary y Hoffmann, 2002	LT,CC		373-376,382 ECO-SC-M; 51,53,56,118 MZ-ICACH; 2631 CZRMA	
				<i>Carollia subrufa</i> (Hahn, 1905)	C,L,CC	2389,2424,2506 CZRMA; 1562 ECO-SC-M	159,160,173,222 MZ-ICACH	
			Sternodermatinae					
			Sturnirini					
				<i>Sturnira lilium</i> (É. Geoffroy St.- Hilaire, 1810)	C,L,CC	2323,2344, 2508 CZRMA; 1563ECO-SC-M	169,172 MZ-ICACH; 2632,2639, 2645,2650,2655 CZRMA	
				<i>Sturnira ludovici</i> Anthony, 1924	C,L,CC	2390,2431 CZRMA	366 MZ-ICACH	
			Stenodermatini					
				<i>Uroderma bilobatum</i> Peters, 1866	CC		239 MZ-ICACH	
				<i>Vampyrodes caraccioli</i> (Thomas, 1889)	LT			
				<i>Platyrrhinus helleri</i> (Peters, 1866)	LT,CC		2649 CZRMA	
			Mesostenodermatini					
				<i>Artibeus intermedius</i> J. A. Allen, 1897	C,L,CC	2387,2467,2521, 2524 CZRMA	359 ECO-SC-M; 2643 CZRMA	
				<i>Artibeus jamaicensis</i> Leach, 1821	C,L,CC	2388,2469,2513 CZRMA	360-363,378,381,514 ECO-SC-M; 23,25,28,29,31,44,47,61,67,132,216, 1403 MZ-ICACH; 2637,2647 CZRMA	
				<i>Artibeus lituratus</i> (Olfers, 1818)	C,L,CC	2418,2427 CZRMA	16,30,43,445,48,49,59,62, 162 MZ-ICACH	
				<i>Dermanura azteca</i> (Andersen, 1906)	LT			
				<i>Dermanura tolteca</i> (de Saussure, 1860)	C,L,CC	2343,2425, 2514,2654 CZRMA; 1565 ECO-SC-M	365,383ECO-SC-M; 155,161,164,194,238,369 MZ-ICACH; 2623,2638,2648,2654 CZRMA	
				<i>Centurio senex</i> Gray, 1842	C,L,CC	2322,2507,2529 CZRMA	158 MZ-ICACH	
			Vespertilionidae					
			Myotiinae					
				<i>Myotis californicus</i> (Audubon y Bachman, 1842)	CC		212,1419 MZ-ICACH	

Continúa Tabla 1...

ORDEN	Familia	Subfamilia	Tribu	ESPECIE	TR	ER BK003	ER BCC	CR
	Natalidae			<i>Natalus stramineus</i> Gray, 1838	LT			
PRIMATES								
	Atelidae							
	Atelinae			<i>Ateles geoffroyi</i> Kuhl, 1820	O,EN			P
ARTIODACTYLA								
	Tayassuidae							
	Tayassuinae			<i>Pecari tajacu</i> (Linnaeus, 1758)	EN,CC		1196,1197 MZ-ICACH	
	Cervidae							
	Odocoileinae							
	Odocoileini			<i>Odocoileus virginianus</i> (Zimmermann, 1780)	H,O,EN,CC		1198 MZ-ICACH	
				<i>Mazama americana</i> (Erleben, 1777)	EN			

TR, tipo de registro como sigue: durante el proyecto BK003. C: colectado; L: liberado; O: observado; H: Huella; EX: excreta, EN: entrevista. Otras fuentes.- LT: literatura (Gálvez-Altúzar 1990; Riechers y De la Cruz 2012); CC: registro mediante consulta de bases de datos de Colecciones Científicas. **ER BK003**, Ejemplares recolectados durante el proyecto BK003 e incorporados a la CZRMA o ECO-SC-M. **ER BCC**, Ejemplares referidos en base de datos de colecciones científicas estatal y nacional. Se indica el número de catálogo del ejemplar depositado en la CZRMA o ECO-SC-M, y referido en la base de datos de colecciones científicas. Las abreviaturas de las colecciones son como sigue: Colección de Mamíferos de El Colegio de la Frontera Sur San Cristóbal de las Casas (ECO-SC-M); Museo de Zoología de la Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas (MZ-ICACH); Colección Zoológica Regional Mammalia de la Secretaría del Medio Ambiente e Historia Natural (CZRMA). **CR**, categoría de riesgo de acuerdo con la NOM-059-SEMARNAT-2010: P, en Peligro de Extinción; A, Amenazada; Pr, Sujeta a Protección Especial.

El orden Chiroptera (40.26%) fue el que presentó el mayor número de especies (31), seguido de los órdenes Rodentia (20 especies, 25.97%) y Carnivora (14 especies, 18.8%, Fig. 3). Lo anterior coincide con lo reportado por diversos autores (Ramírez-Pulido y Castro Campillo 1994; Retana y Lorenzo 2002), quienes citan a los dos primeros grupos como los principales componentes de la riqueza de especies de mamíferos en México y en Chiapas. Los siete órdenes restantes (Didelphimorphia, Cingulata, Pilosa, Lagomorpha, Soricomorpha, Primates y Artiodactyla) estuvieron representados, cada uno, por menos del 4% de las especies presentes en el área de estudio (Fig. 3).

La alta riqueza de murciélagos en la zona de estudio puede deberse a la amplia variedad de recursos alimentarios que explotan (frutas, polen, néctar, pequeños vertebrados, insectos, otros artrópodos y sangre); la diversidad de hábitats que ocupan, ya que en el Parque Cañón del Sumidero encontramos desde selvas bajas hasta bosques de encinos; su gran capacidad de desplazamiento en busca de refugio y alimento; así como la presencia de especies generalistas que pueden tolerar la modificación de los ambientes donde habitan (Cruz-Lara *et al.* 2004).

Los roedores también presentaron una alta riqueza en el Parque (25.97%), posiblemente debido a que comprenden una amplia gama de nichos ecológicos (López-Arévalo *et al.* 1993; López-Vidal y Álvarez 1993), explotando hábitats naturales como selvas y bosques, hasta áreas transformadas por el hombre como cultivos (maizal, cafetal, pastizales).

Los carnívoros son el tercer grupo más importante, ya que con sus 14 especies constituyen el 18.18% de la mastofauna del Parque. Es importante recalcar que en el área de estudio se obtuvo el registro de félidos pequeños (*Herpailurus yagouaroundi*, *Leopardus pardalis* y *L. wiedii*), pero no de carnívoros mayores como el puma (*Puma concolor*) y jaguar (*Panthera onca*), aunque dueños de cafetales refieren haber hecho avistamientos de jaguar en el Mirador El Roblar y a 2 km del Mirador La Atalaya durante la década de los 80's del siglo XX. Tal vez, no fue posible el registro de estas especies porque se distribuyen en áreas de difícil acceso; además, el jaguar se caracteriza por su alta sensibilidad a las perturbaciones humanas.

Los hábitats que presentaron mayor riqueza de especies fueron: la SM con el 33.8% de la mastofauna del Parque (26 especies), seguido del AP2 con 28.6% (22 especies), AP3 y la SBC2 con el 27.3% cada uno (ambos con 21 especies) y la SBC1 con el 26% (20 especies); los demás hábitats presentaron valores por debajo del 25% (Tabla 2). Posiblemente, la SM presentó una alta riqueza porque es una de las áreas más conservadas del Parque, y por lo tanto, alberga especies de mamíferos silvestres sensibles o medianamente sensibles a la perturbación humana (e. g., *Bassariscus sumichrasti*, *Choeronycteris mexicana* y *Tylomys nudicaudus*), además de presentar el mayor número de especies exclusivas con respecto de los otros hábitats (e. g., *Mustela frenata*, *Neotoma mexicana*, *Peromyscus aztecus*, *P. melanophrys* y *T. nudicaudus*).

Por su parte, el AP2 y el AP3, tienen también una alta riqueza de mamíferos, esto podría explicarse porque ambos hábitats presentan gran heterogeneidad ambiental que incluye, una diversidad de cultivos (maíz, frutales, café y/o caña), parches de encinares (*Quercus* sp.), acahuales, pastizales inducidos (zacate estrella) y cuerpos de agua inducidos permanentemente (jagüeyes), arroyos naturales y cultivos de café en los alrededores, lo que proporciona refugio y diversidad en recursos alimenticios para la mastofauna silvestre. En la escala local las acciones humanas tienen efectos importantes en las comunidades de la vida silvestre, que pueden beneficiar a determinadas especies (Arellano y Halffter 2003). De hecho, en estos hábitats se registró a *Desmodus rotundus*, la cual se ve favorecida por las actividades ganaderas, así como *Pteronotus parnellii*, *P. davyi*, *Sigmodon hispidus* y *Sylvilagus floridanus*, las cuales aprovechan los pastizales. Esto coincide con las observaciones de Parmenter *et al.* (1995), quienes afirman que algunos disturbios antropogénicos incrementan la diversidad de especies debido al incremento espacial y temporal de la heterogeneidad del hábitat. Las especies exclusivas de estos hábitats perturbados incluyen dos murciélagos (*Glossophaga leachii* y *Pteronotus davyi*), dos roedores (*Heteromys desmarestianus* y *Peromyscus levipes*) y un carnívoro (*Potos flavus*). Las especies de murciélagos *G. leachii* y *P. davyi* posiblemente utilizaron estos hábitats perturbados como sitio de paso en busca de alimento o de descanso, ya que tienen gran capacidad de desplazamiento, hasta 100 km de distancia (Fleming 1993).

En el caso de los roedores *Heteromys desmarestianus* y *Peromyscus levipes*, son especies abundantes en ambientes naturales y perturbados, asociados a cafetales y zonas

de cultivo (Castro-Arellano y Santos 2005), posiblemente se ven beneficiados porque los cultivos (maíz) están sometidos a pequeñas quemas que favorecen al renuevo del estrato herbáceo, incrementando el recurso alimenticio (Gashwiler 1959). Caso contrario para *P. flavus*, que prefiere sitios no perturbados y selvas, sin embargo se le ha reportado en selvas riparias y secundarias y ocasionalmente en huertos (Figueroa y Arita 2005). Las condiciones estructurales de las áreas perturbadas proporcionan diferentes estados de sucesión y números de estratos de vegetación, lo que aumenta que las posibilidades de obtención de alimento y refugio sean mayores que en otros hábitats, lo que aumenta la diversidad local (Rappole *et al.* 2003).

La alta riqueza de especies de la SBC1 y la SBC2 pueden deberse a que incluyó dos sitios que se encuentran al margen del Río Grijalva (Predio El Jardín y Rancho Magaly), que proporciona permanentemente a los mamíferos un recurso tan importante como es el agua. Además, al presentar una topografía muy accidentada y pedregosa, estos hábitats facilitan un gran número de madrigueras, sobre todo a pequeños roedores (e. g., *Baiomys musculus*, *Liomys pictus*, *Oligorizomys fulvescens*, *Oryzomys couesi* y *Peromyscus mexicanus*) y mamíferos medianos excavadores (*Conepatus leuconotus* y *Dasypus novemcinctus*). Asimismo, contar con una cubierta de hojarasca y materia vegetal en descomposición, permite la existencia de pequeños invertebrados (insectos, lombrices, miriápodos, arácnidos) que son fuente de alimento para especies omnívoras de mamíferos (e. g., *C. leuconotus*, *D. novemcinctus*, *Nasua narica*, *Cuniculus paca* y *Didelphis marsupialis*). En estos hábitats, específicamente en la SBC1, se registraron dos individuos de *Ateles geoffroyi*, pero se piensa que solo lo utilizaron como sitio de paso, ya que las poblaciones de estos primates se tienen registradas muy cerca de este sitio en la selva alta o mediana subperennifolia, al margen del río Grijalva. Lo que concuerda con Silva-López *et al.* (1987), mencionan que *A. geoffroyi* se les observa en los estratos de la selva, aunque cruzan zonas de vegetación secundaria.

El ENC presentó una baja riqueza de especies (19 especies), esto es similar a lo reportado por Vidal-López (1998), en otra área de estudio en Chiapas. La baja riqueza puede deberse a que estos sitios tienen una estructura vegetal menos compleja, en comparación con las selvas. Además, estos bosques son fuertemente explotados por los pobladores locales, quienes extraen leña y madera para fines domésticos. En este hábitat se presentaron sólo dos especies exclusivas *Cryptotis mexicana* y *Choeroniscus godmani*. La primera especie es exclusiva de hábitats húmedos, registrándose en México sólo en bosques húmedos de pino y bosque mesófilo (Castro-Arellano y Ceballos 2005), lo cual el encinar en el área de estudio cubre con esta características de humedad que requiere *C. mexicana*. Para el caso de *C. godmani*, se ha registrado en selvas tropicales caducifolias, pero también en bosques húmedos (Arita 2005a), posiblemente el registro de *C. godmani* en el encinar del Parque Nacional esté relacionada con la presencia de arbustos de *Calliandra houstoniana*, fuente potencial de alimento para especies de murciélagos nectarívoros (Riechers *et al.* 2003), considerando que *C. godmani* consume néctar y polen de diversas especies de flores (Gardner 1977).

En este estudio la SA presentó una menor riqueza de mamíferos (18 especies), posiblemente porque este hábitat solo ocupa una pequeña parte de la superficie en el área de estudio. La superficie reducida de SA dentro del paisaje, posiblemente esté siendo afectada por los cultivos circundantes, lo que puede originar la disminución de

los valores de diversidad de las especies de mamíferos en este tipo de vegetación, ya que el proceso histórico que han sufrido los parches de vegetación conservados, al estar aislados, ha derivado en un empobrecimiento en la diversidad de las especies en el largo plazo (Sodhi *et al.* 2008). Este hábitat SA, presentó una especie indicadora de calidad de hábitat (*Choeronycteris mexicana*) con categoría de riesgo, de acuerdo a la Norma Oficial Mexicana (Diario Oficial de la Federación 2010), aún a pesar de presentar cultivos de café bajo, pero como se trata de una actividad agrícola que se caracteriza por ser orgánica de sombra, bajo un sistema de policultivo tradicional, permanece como uno de los hábitats mejor conservado en el Cañón del Sumidero. Existen evidencias de que algunos mamíferos voladores, como los quirópteros frugívoros, se han visto favorecidos por los árboles y arbustos presentes en y alrededor de las plantaciones de café de sombra (Williams-Guillén y Perfecto 2010, García-Estrada *et al.* 2012).

Cabe mencionar que *Ateles geoffroyi* y *Tamandua mexicana*, también especies con categoría de riesgo, se registraron solo en selva alta o mediana subperennifolia, pero en otros sitios que se encuentran al margen del río Grijalva (las cuales no fueron estudiadas), estas especies fueron registradas durante los recorridos en el río por lancha.

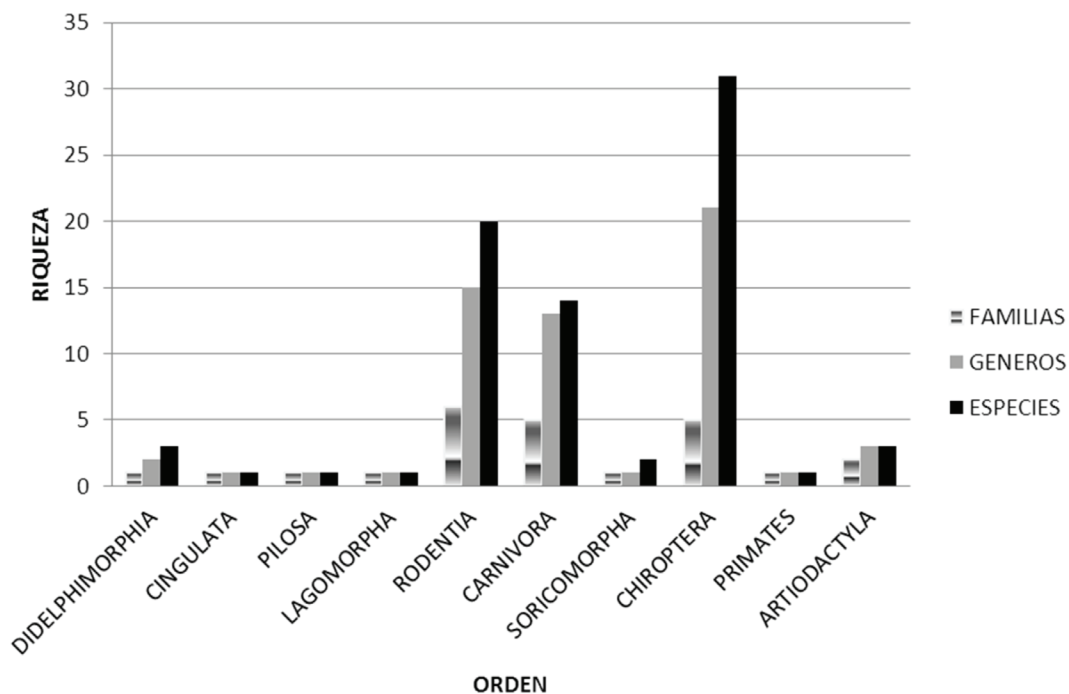


Figura 3. Composición taxonómica de mamíferos en el Parque Nacional Cañón del Sumidero, Chiapas.

Abundancia relativa. Las especies con mayor abundancia relativa en el área de estudio fueron *Artibeus jamaicensis* (24.45%), seguido de *Peromyscus mexicanus* (13.6%), *Sturnira lilium* (9.19%) y *Liomys pictus* (6.53%). Las especies restantes presentaron valores por debajo del 6% (Tabla 2). La abundancia de las cuatro especies mencionadas podría deberse a sus hábitos generalistas, por lo que se ven beneficiadas por la perturbación, adaptándose fácilmente a los diferentes nichos ecológicos disponibles, lo cual les confiere una ventaja competitiva frente a las demás especies (Cameron y Spencer 1981; Harris y Woolard 1990; Horváth *et al.* 2001; Marby *et al.* 2003).

Estas especies (*A. jamaicensis*, *P. mexicanus*, *S. lilium* y *L. pictus*) se registraron en los ocho hábitats muestreados del Parque Nacional. Además, con la excepción de *L. pictus*,

se observó que estas mismas especies fueron muy abundantes en áreas perturbadas, incluyendo diversos cultivos (maíz, pastizal, frutales y café), las cuales constituyen hábitats muy dinámicos que les proporcionan refugio y alimento.

Por el contrario, 13 especies fueron poco abundantes con valores de 0.09% cada una, ya que son especies sensibles a la perturbación y requieren de hábitat en buen estado de conservación o con poca perturbación como *Tamandua mexicana* (Cuarón 2005), *Peromyscus melanophrys* (Aragón 2005) y *Tylomys nudicaudus* (Espinoza-Medinilla 2005); o son especies que son raras por naturaleza, tanto por su área de distribución restringida como por su baja abundancia local como *Choeroniscus godmani* (Arita 1993) y *Glossophaga leachii* (Arita 2005b); o son especies que requieren características específicas en su hábitat como suelos rocosos y sotobosques densos con abundancia de humus como *Cryptotis mexicana* (Vargas et al. 2009) y *Peromyscus aztecus* (Ramírez-Pulido et al. 2005a); o especies que si bien han sido registradas por diversos autores como abundantes con tolerancias a las perturbaciones antrópicas, su baja representatividad en el presente estudio probablemente se debió a que los registros fueron ocasionales, ya que se desplazan en alturas elevadas en busca de insectos para su alimento, lo que hace difícil su captura como *Mormoops megallophylla*, *Pteronotus personatus* y *Pteronotus davyi* (Nebel y Wrigth 1999), o bien, porque debido a su tamaño pequeño o mediano no son tan visibles y a eso se suma que tienen hábitos crepusculares o nocturnos como *Spilogale gracilis* (Ceballos 2005), *Mustela frenata* (Ceballos y Oliva 2005) y *Neotoma mexicana* (Zarza y Ceballos 2005).

Categoría de riesgo. De las 77 especies presentes en el Parque Nacional, el 14.3% (11 especies; Tabla 1) se encuentran en alguna categoría de riesgo, de acuerdo con la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010 (Diario Oficial de la Federación 2010). De éstas, cinco se encuentran en peligro de extinción (*Ateles geoffroyi*, *Eira barbara*, *Leopardus wiedii*, *L. pardalis* y *Tamandua mexicana*), cuatro están amenazadas (*Coendou mexicanus*, *Choeronycteris mexicana*, *Herpailurus yagouaroundi* y *Leptonycteris curasoae*) y dos están sujetas a protección especial (*Bassariscus sumichrasti* y *Potos flavus*). La mayoría de estas especies corresponden a mamíferos medianos y grandes con ámbitos hogareños relativamente extensos, por lo que son más vulnerables a la fragmentación del hábitat (Emmons y Feer 1997; Reid 1997). Para el caso del único primate (*A. geoffroyi*), el estado de conservación en el Parque se agrava porque su distribución fue muy localizada, registrándose en un fragmento de selva alta o mediana al margen del río Grijalva, además de registrar una baja abundancia relativa (1.47%).

En el caso de mamíferos pequeños como los murciélagos, la destrucción de los refugios diurnos y sitios de crianza se encuentran entre las principales causas de declinación en sus poblaciones (Naranjo et al. 2005). En el área de estudio se registraron dos especies de murciélagos amenazados (*C. mexicana* y *L. curasoae*), en hábitats que podían cubrir sus requerimientos especiales con asociaciones de especies vegetales que les proporcionan alimento (*Musa* sp, *Calliandra* sp. y *Agave grijalvensis*), por lo que su estado de conservación se hace más vulnerable, además de que son poco abundantes en el área de estudio.

Para *L. yerbabuena* se tiene documentada una colonia migratoria de maternidad entre octubre a enero en la cueva denominada Los Laguitos ubicada al norte de la ciudad

de Tuxtla Gutiérrez, esta cueva está rodeada por vegetación de selva baja caducifolia (Riechers et al. 2003). Este murciélago nectarívoro podría estar utilizando el AP1 como zona de paso en busca de alimento, ya que solo se registraron dos individuos en este hábitat durante septiembre de 2005, y el hábitat muestreado presentaba cultivos de maíz con árboles frutales como plátano (*Musa* sp.), especie vegetal que ha sido documentado como fuente de alimento para *L. yerbabuena* (Villa 1966).

Asimismo, para *C. mexicana* se registraron cuatro individuos en tres hábitats, SM, SA y SBC2, siendo los dos primeros las áreas mejores conservadas del parque, lo que apoya el criterio de Riechers y Vidal (2009) para considerarla como una especie sensible a las modificaciones antropogénicas. Si bien el hábitat SBC2 no es un área conservada, presenta árboles frutales como plátano (*Musa* sp.) posible fuente de alimento para *C. mexicana*.

Tabla 2. Porcentaje de abundancia relativa (%AR), riqueza de especies y diversidad alfa de mamíferos en el Parque Nacional Cañón del Sumidero, Chiapas, de acuerdo con su presencia en los hábitats muestreados durante junio del 2004 a noviembre del 2005.

ESPECIE	AR%	HÁBITAT MUESTREADOS								
		ENC	SA	SM	SBC1	SBC2	AP1	AP2	AP3	
<i>Artibeus jamaicensis</i>	24.45	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Peromyscus mexicanus</i>	13.60	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Sturnira lilium</i>	9.19	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Liomys pictus</i>	6.53	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Glossophaga soricina</i>	5.61	*			*	*	*			*
<i>Dermanura tolteca</i>	4.23	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Carollia subrufa</i>	3.95				*	*		*	*	
<i>Sciurus aureogaster</i>	3.40	*	*	*	*	*		*	*	
<i>Urocyon cinereoargenteus</i>	3.40	*	*	*	*	*				*
<i>Artibeus intermedius</i>	2.67	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Baiomys musculus</i>	2.11	*	*		*					*
<i>Sigmodon hispidus</i>	1.93		*	*			*			*
<i>Ateles geoffroyi</i>	1.47				*					
<i>Anoura geoffroyi</i>	1.38		*	*			*	*		
<i>Glossophaga morenoi</i>	1.29	*	*		*	*	*			*
<i>Dasypus novemcinctus</i>	1.19	*	*	*		*				
<i>Orthogeomys grandis</i>	1.10	*				*				
<i>Nasua narica</i>	1.01			*		*		*		
<i>Sturnira ludovici</i>	1.01	*	*		*	*		*		
<i>Glossophaga commissarisi</i>	0.83			*			*			
<i>Pteronotus parnellii</i>	0.83				*				*	*
<i>Desmodus rotundus</i>	0.74				*		*	*	*	
<i>Artibeus lituratus</i>	0.64						*			*
<i>Conepatus leuconotus</i>	0.64	*	*		*	*				
<i>Odocoileus virginianus</i>	0.64	*		*						
<i>Sylvilagus floridanus</i>	0.64	*		*			*			*
<i>Centurio senex</i>	0.55		*	*			*	*	*	*

Continúa Tabla 2...

<i>Peromyscus levipes</i>	0.46								*
<i>Bassariscus sumichrasti</i>	0.37		*						*
<i>Cuniculus paca</i>	0.37					*			
<i>Choeronycteris mexicana</i>	0.37		*	*		*			
<i>Oligorizomys fulvescens</i>	0.37				*			*	*
<i>Heteromys desmarestianus</i>	0.28							*	
<i>Oryzomys couesi</i>	0.28				*			*	*
<i>Reithrodontomys gracilis</i>	0.28		*						
<i>Didelphis marsupialis</i>	0.18					*			
<i>Didelphis virginiana</i>	0.18			*	*				
<i>Leptonycteris curasoe</i>	0.18						*		
<i>Potos flavus</i>	0.18							*	
<i>Procyon lotor</i>	0.18							*	
<i>Cryptotis mexicana</i>	0.09	*							
<i>Choeroniscus godmani</i>	0.09	*							
<i>Glossophaga leachii</i>	0.09							*	
<i>Mormoops megallophylla</i>	0.09					*			
<i>Mustela frenata</i>	0.09			*					
<i>Neotoma mexicana</i>	0.09			*					
<i>Peromyscus aztecus</i>	0.09			*					
<i>Peromyscus melanophrys</i>	0.09			*					
<i>Pteronotus personatus</i>	0.09					*			
<i>Pteronotus dayvi</i>	0.09								*
<i>Spilogale gracilis</i>	0.09			*					
<i>Tamandua mexicana</i>	0.09								
<i>Tylomys nudicaudus</i>	0.09			*					
Abundancia relativa total	100.00								
Riqueza de especies		19	18	26	20	21	16	22	21
Diversidad alfa H' (Shannon-Wiener)		2.51	2.07	2.52	1.73	2.37	2.25	2.29	2.13

Abreviatura para el hábitat: ENC, encinar; SA, selva alta o mediana subperennifolia con cafetales de sombra; SM, selva mediana o baja perennifolia; SBC1, selva baja caducifolia; SBC2, selva baja caducifolia con cultivos (frijol y maíz) y árboles frutales; AP1, área perturbada con selva alta o mediana subperennifolia, potreros, acahuales y cultivo de maíz; AP2, área perturbada con pinos, cafetales de sombra y potreros; AP3, área perturbada con encinares, con selva alta o mediana subperennifolia y pastizal de zacate estrella.

De acuerdo a Primack (1998), la fragmentación es ocasionada por la apertura de nuevas áreas de pastoreo y cultivos, así como por la expansión de centros de población humana, lo que puede provocar aislamiento reproductivo entre las poblaciones de una especie y entrecruzamiento, por parte de los individuos de la población aislada, con la subsecuente pérdida de variación genética. Para el caso del Parque Nacional Cañón del Sumidero, desafortunadamente también se observó que el hábitat original se ha modificado debido a los nuevos asentamientos irregulares de población humana (colonia Emiliano Zapata

y Loma Larga en el municipio de Tuxtla Gutiérrez) en los límites del polígono del área natural, así como por el crecimiento de la frontera agrícola y la apertura de vías terrestres y fluviales (Malecón de Chiapa de Corzo).

Diversidad alfa. Mediante el índice de Shannon-Wiener (H') se encontró que el hábitat con mayor diversidad alfa fue la SM (2.52), seguido del ENC (2.51), de la SBC2 (2.37) y el AP2 (2.29, Tabla 2), aunque no se detectaron diferencias estadísticamente significativas entre ellos (Tabla 3). Estos hábitats más diversos presentaron una riqueza desde 19 a 26 especies con un total de individuos de 87 a 149, pero con uniformidad en los registros de cada especie, siendo el máximo 36 individuos en cada una de las siguientes especies: *Artibeus jamaicensis*, *Peromyscus mexicanus*, *Sturnira lilium*, *Glossopaga soricina* y/o *Liomys pictus*. El ENC presentó una baja riqueza de especies (19), con una alta diversidad alfa (2.51), ya que el número de individuos de las especies fueron más uniformes.

La SBC1 presentó un valor significativamente más bajo en diversidad alfa (1.73), con respecto de los restantes siete hábitats (Tabla 2, Tabla 3). Este hábitat alcanzó una riqueza de 20 especies de mamíferos con un total de 230 individuos, pero con dominancia de *A. jamaicensis* ($n = 124$), lo que repercutió en la baja diversidad alfa. En Dzilam de Bravo, Yucatán, Cimé-Pool et al. (2010) encontraron que existe mayor diversidad de roedores en sitios perturbados como los pastizales con respecto a las selvas bajas caducifolias espinosas con diferente grado de recuperación. Asimismo Sosa et al. (2008) reportan en la zona montañosa de Veracruz, que la menor diversidad de murciélagos fue en un fragmento de bosque mesófilo de montaña en relación con ocho fincas cafetaleras con diferente manejo, atribuyendo esta baja diversidad a la dominancia de *Sturnira ludovici* que aportó el 40% de las capturas. Caso contrario refieren García-Estrada et al. (2006), donde la mayor diversidad de murciélagos se encontró en el bosque mesófilo de montaña con relación a cinco sitios con plantaciones de café con diferente grado de manejo en Motozintla y Tapachula, Chiapas.

Otros autores señalan que no hallaron discrepancias en la diversidad de mamíferos por la modificación del ambiente, como es el caso de García-Estrada et al. (2002), que no encontraron diferencias en la diversidad de especies de pequeños roedores por la alteración del hábitat en selvas bajas caducifolias en el sureste de Morelos. Asimismo, Cruz-Lara et al. (2004), mencionan que la diversidad de especies de mamíferos en cafetales con sombra fue similar a la registrada en selva mediana subperennifolia en la comunidad de Loma Bonita, en Maravilla Tenejapa, Chiapas.

Según Fjeldsa et al. (2012), refieren que a escala local los cambios en la heterogeneidad pueden ser la principal causa de las diferencias en la diversidad alfa, donde ocurre la agregación de muchas especies a pequeñas distancias, como en el caso de las zonas de montañas.

Diversidad beta de la mastofauna. La diversidad beta entre hábitats fue intermedia (desde 0.22 hasta 0.58), con los valores más altos entre el AP 1 y el AP2 (0.58), seguido de la SM con la SBC1 y del AP1 con la SBC2 (0.57 cada uno; Tabla 4). El valor más bajo se presentó entre la SBC1 con el AP3 (0.22), seguido del ENC con la SM, del ENC con la SBC2, y del AP1 con el AP2 (0.30 cada uno, Tabla 4). Por lo tanto, la mayor similitud (Cs

0.78) se encontró en la SBC1 con el AP3, ya que compartieron 16 de las 20 y 21 especies que presentan, respectivamente (Tabla 4), posiblemente se debe a que las especies que comparten está dada por murciélagos frugívoros que son de amplia distribución y hábitos generalistas (e. g., *Artibeus jamaicensis*, *A. intermedius*, *Dermanura tolteca*, *Sturnira lilium*), y pequeños roedores que no son tan sensibles a la perturbación del hábitat (e. g., *Liomys pictus*, *Baiomys musculus*, *Oligorizomys fulvescens*, *Oryzomys couesi*).

Los hábitats muestreados presentaron una diversidad beta intermedia, por lo tanto las especies de mamíferos entre hábitat tienen una importante complementariedad, lo que contribuye a que el Parque Nacional Cañón del Sumidero albergue un importante riqueza de especies de mamíferos (77). Está área natural protegida presenta un paisaje heterogéneo que va desde cultivos de maíz, frutales y cafetales, acahuales, pastizales inducidos, además de diferencias en el gradiente altitudinal desde los 390 a los 1,258 msnm, por lo tanto se presenta diversidad en los tipos de vegetación desde selvas bajas caducifolias, selvas medianas o bajas perennifolias, selvas altas o medianas subperennifolias hasta encinares.

HÁBITAT	SA	SM	SBC1	SBC2	AP1	AP2	AP3
ENC	$t=3.303$; gl=33.14	$t=0.057$; gl=44.958	$t=6.376$; gl=38.02	$t=1.182$; gl=39.49	$t=1.835$; gl=28.3	$t=1.312$; gl=33.144	$t=2.718$; gl=36.275
SA		$t=3.113$; gl=39.978	$t=2.371$; gl=36.698	$t=2.096$; gl=36.958	$t=1.113$; gl=33.187	$t=1.219$; gl=38.491	$t=0.394$; gl=38.992
SM			$t=5.89$; gl=45.287	$t=1.133$; gl=46.724	$t=1.763$; gl=34.235	$t=1.289$; gl=38.521	$t=2.582$; gl=43.122
SBC1				$t=4.839$; gl=40.889	$t=3.416$; gl=32.206	$t=3.223$; gl=36.973	$t=2.704$; gl=39.813
SBC2					$t=0.788$; gl=32.115	$t=0.435$; gl=36.778	$t=1.596$; gl=40.086
AP1						$t=0.228$; gl=37.911	$t=0.704$; gl=35.949
AP2							$t=0.857$; gl=41.1

Tabla 3. Comparación de la diversidad alfa (Shannon-Wiener) de la mastofauna entre hábitats muestreados usando t de student.

t = t de student modificada por Hutchenson, con probabilidad 0.05, gl=grados de libertad.

Abreviatura para el hábitat: ENC, encinar; SA, selva alta o mediana subperennifolia con cafetales de sombra; SM, selva mediana o baja perennifolia; SBC1, selva baja caducifolia; SBC2, selva baja caducifolia con cultivos (frijol y maíz) y árboles frutales; AP1, área perturbada con selva alta o mediana subperennifolia, potreros, acahuales y cultivos de maíz; AP2, área perturbada con pinos, cafetales y potreros; AP3, área perturbada con encinares, con selva alta o mediana subperennifolia y pastizal de zacate estrella.

Estudios similares reportan Gallina *et al.* (2008) y Sosa *et al.* (2008), estos autores señalan que las especies de mamíferos tienen una importante complementariedad entre fincas cafetaleras y un fragmento de bosque mesófilo de montaña en Veracruz. Sosa *et al.* (2008), señalan que para la conservación de las comunidades de murciélagos es necesario mantener el paisaje heterogéneo con manchones de bosque, cafetales y otros agroecosistemas. Por su parte Gallina *et al.* (2008), mencionan que es importante mantener los agroecosistemas cafetaleros para proteger la mayor parte de mamíferos, pero el tipo de manejo de los cafetales ejerce un efecto negativo para mamíferos

medianos, así como en la calidad del paisaje.

En cambio García-Estrada *et al.* (2006), refieren valores bajos de diversidad beta en especies de murciélagos en bosque mesófilo y plantaciones de café en el sureste de Chiapas, por lo tanto las especies de presentan una alta similitud; siendo las especies compartidas murciélagos frugívoros con distribución amplia y hábitos generalistas lo que facilita su desplazamiento entre la vegetación original, los cafetales y parches de vegetación secundaria en diferentes etapas de regeneración, aprovechando los diferentes refugios disponibles en la zona.

Tabla 4. Comparación de la diversidad beta de la mastofauna entre los hábitats muestreados, mediante el inverso de Similitud de Sorensen cualitativo.

HÁBITAT	SA	SM	SBC1	SBC2	AP1	AP2	AP3
ENC	<i>0.30(0.70)</i> <u>13</u>	<i>0.47(0.53)</i> <u>12</u>	<i>0.33(0.67)</i> <u>13</u>	<i>0.30(0.70)</i> <u>14</u>	<i>0.49(0.51)</i> <u>9</u>	<i>0.56(0.44)</i> <u>9</u>	<i>0.40(0.60)</i> <u>12</u>
SA		<i>0.36(0.64)</i> <u>14</u>	<i>0.37(0.63)</i> <u>12</u>	<i>0.33(0.67)</i> <u>13</u>	<i>0.41(0.59)</i> <u>10</u>	<i>0.50(0.50)</i> <u>10</u>	<i>0.38(0.62)</i> <u>12</u>
SM			<i>0.57(0.43)</i> <u>10</u>	<i>0.49(0.51)</i> <u>12</u>	<i>0.48(0.52)</i> <u>11</u>	<i>0.54(0.46)</i> <u>11</u>	<i>0.53(0.47)</i> <u>11</u>
SBC1				<i>0.37(0.63)</i> <u>13</u>	<i>0.50(0.50)</i> <u>9</u>	<i>0.38(0.62)</i> <u>13</u>	<i>0.22(0.78)</i> <u>16</u>
SBC2					<i>0.57(0.43)</i> <u>8</u>	<i>0.49(0.51)</i> <u>11</u>	<i>0.48(0.52)</i> <u>11</u>
AP1						<i>0.58(0.42)</i> <u>8</u>	<i>0.30(0.70)</i> <u>13</u>
AP2							<i>0.44(0.56)</i> <u>12</u>

valores en cursiva, diversidad beta; (valores entre paréntesis), Similitud de Sorensen Cualitativo; valores subrayados, especies compartidas

Abreviatura para el hábitat: ENC, encinar; SA, selva alta o mediana subperennifolia con cafetales de sombra; SM, selva mediana o baja perennifolia; SBC1, selva baja caducifolia; SBC2, selva baja caducifolia con cultivos (frijol y maíz) y árboles frutales; AP1, área perturbada con selva alta o mediana subperennifolia, potreros, acahuals y cultivo de maíz; AP2, área perturbada con pinos, cafetales y potreros; AP3, área perturbada con encinares, con selva alta o mediana subperennifolia y pastizal de zacate estrella.

Conclusiones

El Parque Nacional Cañón del Sumidero presenta una importante riqueza de mamíferos silvestres, que correspondiente al 37.5% de la mastofauna de Chiapas; siendo los murciélagos y los roedores los que presentaron la mayor riqueza de especies, en relación a los ocho órdenes restantes que se distribuyen en el parque. Esta área cobra mayor importancia ecológica por encontrarse adyacente a la ciudad de Tuxtla Gutiérrez, ya que además proporciona servicios ecológicos, mediante especies de mamíferos silvestres dispersoras de semillas, polinizadoras y controladoras de plagas.

La selva mediana o baja perennifolia es el hábitat más conservado respecto a los siete hábitats muestreados con diferente grado de perturbación, además presentó la mayor riqueza de especies de mamíferos y la mayor diversidad alfa; también alberga especies en alguna categoría de riesgo de acuerdo a la Norma Oficial Mexicana (*Bassariscus sumichrasti*, *Choeronycteris mexicana*) o especies sensibles a la modificación del hábitat, por lo tanto indicadoras de calidad de hábitat (*Neotoma mexicana*, *Tylomys nudicaudus*, *Odocoileus virginianus*). Las áreas perturbadas también presentaron una importante riqueza de especies de mamíferos, pero estas por lo general fueron especies comunes y tolerantes a ambientes modificados como *Artibeus jamaicensis*, *Sturnira lilium*, *Peromyscus mexicanus* y *Liomys pictus*, con las mayores abundancias relativas.

Lo anterior hace evidente que es necesario poner mayor atención en la conservación de las selvas medianas o bajas perennifolias, ya que son un refugio importante de la

mastofauna, sobre todo de especies sensibles a la perturbación.

El parque presenta una heterogeneidad de paisaje que permite que exista una importante complementariedad de especies de mamíferos entre hábitats muestreados, con datos intermedios en la diversidad beta. El parque juega un papel importante como refugio de la biodiversidad, ya que de las 77 especies de mamíferos silvestres que alberga, alrededor del 15% se encuentra en alguna categoría de riesgo, de acuerdo a la Norma Oficial Mexicana, por lo que es necesario establecer programas de conservación y manejo de las especies de mamíferos en las que se difundan la importancia ecológica y social, así como el valor escénico y ecológico del área, además de involucrar a los pobladores locales de las comunidades rurales para su implementación.

Agradecimientos

Nuestro inmenso agradecimiento a tres revisores anónimos que con sus comentarios y observaciones enriquecieron sustancialmente este escrito. A la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la biodiversidad por financiar el proyecto BK003, del cual deriva este artículo; a M. A. Altamirano G. O. responsable de dicho proyecto y a sus aportaciones a este manuscrito, a R. Vidal por su apoyo en campo. A los manejadores del Parque Nacional Cañón del Sumidero de la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas y a los pobladores locales, por las facilidades prestadas para realizar el trabajo de campo. A los responsables y técnicos de las colecciones mastozoológicas consultadas (MZ-ICACH, ECO-SC-M y CZRMA).

Literatura citada

- ALTAMIRANO-GONZÁLEZ, O. M. A., J. GUZMÁN, R. LUNA, A. RIECHERS, Y R. VIDAL.** 2007. Vertebrados Terrestres del Parque Nacional Cañón del Sumidero, Chiapas, México. Instituto de Historia Natural y Ecología. Informe Final. Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad-Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Proyecto No. BK003. Ciudad de México, México.
- ÁLVAREZ, T., S. T. ÁLVAREZ-CASTAÑEDA, Y J. C. LÓPEZ-VIDAL.** 1994. Claves para Murciélagos Mexicanos. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S. C.-Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, Instituto Politécnico Nacional. La Paz, México.
- ANTHONY, E. L. P.** 1988. Age determination in bats. Pp. 47-58 in Ecological and Behavioral Methods for the Study of Bats (Kunz T. H., ed.). Smithsonian Institute, Washington, EE.UU.
- ARAGÓN, E.** 2005. *Peromyscus melanophrys* (Coues, 1874). Pp. 753-754 en Los mamíferos silvestres de México (Ceballos, G., y G. Oliva, coords.). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad-Fondo de Cultura Económica. Ciudad de México, México.
- ARANDA, M.** 2000. Huellas y otros rastros de los mamíferos grandes y medianos de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad-Instituto de Ecología, A. C. Xalapa, México.
- ARANDA, M. J., E I. MARCH.** 1987. Guía de los mamíferos silvestres de Chiapas. Instituto Nacional de Investigaciones sobre Recursos Bióticos. Xalapa, México.

- ARELLANO, L., AND G. HALFFTER.** 2003. Gamma diversity: derived from and a determinant of alpha diversity and beta diversity. An analysis of three tropical landscapes. *Acta Zoológica Mexicana* (n. s.) 90:27-76.
- ARITA, H. T.** 1993. Conservation biology of the cave bats of Mexico. *Journal of Mammalogy* 74:693-702.
- ARITA, H. T.** 2005a. *Choeroniscus godmani* (Thomas, 1903). Pp. 211 en Los mamíferos silvestres de México (Ceballos, G., y G. Oliva, coords.). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad-Fondo de Cultura Económica. Ciudad de México, México.
- ARITA, H. T.** 2005b. *Glossophaga leachii* (Gray, 1844). Pp. 215-216 en Los mamíferos silvestres de México (Ceballos, G., y G. Oliva, coords.). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad-Fondo de Cultura Económica. Ciudad de México, México.
- BROWER, J. E., J. H. ZAR, Y C. N. VON ENDE.** 1997. Field and laboratory methods for general ecology. WCB-McGraw-Hill. Dubuque, EE.UU.
- CAMERON, G. N., AND S. R. SPENCER.** 1981. *Sigmodon hispidus*. *Mammalian Species* 158:1-9.
- CASTRO-ARELLANO, I., Y G. CEBALLOS.** 2005. *Cryptotis mexicana* (Coues, 1877). Pp. 133 en Los mamíferos silvestres de México (Ceballos, G., y G. Oliva, coords.). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad-Fondo de Cultura Económica. Ciudad de México, México.
- CASTRO-ARELLANO, I., Y M. SANTOS.** 2005. *Heteromys desmarestianus* Gray, 1868. Pp. 624-625 en Los mamíferos silvestres de México (Ceballos, G., y G. Oliva, coords.). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad-Fondo de Cultura Económica. Ciudad de México, México.
- CEBALLOS, G.** 2005. *Spilogale gracilis* Merriam, 1890. Pp. 392-393 en Los mamíferos silvestres de México (Ceballos, G., y G. Oliva, coords.). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad-Fondo de Cultura Económica. Ciudad de México, México.
- CEBALLOS, G., J. ARROYO-CABRALES, R. A. MEDELLÍN, L. MEDRANO, Y G. OLIVA.** 2005. Diversidad y Conservación de los mamíferos de México. Pp. 21-49 en Los mamíferos silvestres de México (Ceballos, G., y G. Oliva, coords.). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad-Fondo de Cultura Económica. Ciudad de México, México.
- CEBALLOS, G., Y G. OLIVA.** 2005. *Mustela frenata* Lichtenstein, 1831. Pp. 380-381 en Los mamíferos silvestres de México (Ceballos, G., y G. Oliva, coords.). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad-Fondo de Cultura Económica. Ciudad de México, México.
- CIMÉ-POOL, J. A., S. F. HERNÁNDEZ-BETANCOURT, R. C. BARRIENTOS, Y A. A. CASTRO-LUNA.** 2001. Diversidad de pequeños roedores en una selva baja caducifolia espinosa del noreste de Yucatán, México. *Therya* 1:23-40.
- CLENCH, H.** 1979. How to make regional list of butterflies some thoughts. *Journal of the Lepidopterists Society* 33: 215-231.

- CRUZ-LARA, L. E., C. LORENZO, L. SOTO, E. NARANJO, Y N. RAMÍREZ.** 2004. Diversidad de mamíferos en cafetales y selva mediana de las cañadas de la Selva Lacandona, Chiapas, México. *Acta Zoológica Mexicana* (n. s.) 20:63-81.
- CUARÓN, A. D.** 2005. *Tamandua mexicana* (Saussure, 1860). Pp. 121-123 en Los mamíferos silvestres de México (Ceballos, G., y G. Oliva, coords.). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad-Fondo de Cultura Económica. Ciudad de México, México.
- DIARIO OFICIAL DE LA FEDERACIÓN.** 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. 30 de diciembre de 2010. Segunda Sección.
- EMMONS, L. H., Y F. FEER.** 1997. Neotropical rainforest mammals, a field guide. University of Chicago Press. Chicago, Illinois.
- ESPINOZA-MEDINILLA, E. E.** 2005. *Tylomys nudicaudus* Peters, 1866. Pp. 807-808 en Los mamíferos silvestres de México (Ceballos, G., y G. Oliva, coords.). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad-Fondo de Cultura Económica. Ciudad de México, México.
- FIGUEROA, F., Y H. T. ARITA.** 2005. *Potos flavus* (Schreber, 1774). Pp. 406-408 en Los mamíferos silvestres de México (Ceballos, G., y G. Oliva, coords.). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad-Fondo de Cultura Económica. Ciudad de México, México.
- FJELDSA, J. R., C. K. BOWIE, Y C. RAHBEK.** 2012. The role of mountain ranges in the diversification of birds. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 43:249-265.
- FLEMING, T. H.** 1993. Plant-visiting bats. *American Scientist* 81:460-467.
- GALLINA, S., A. GONZÁLEZ-ROMERO, Y R. H. MANSON.** 2008. Mamíferos pequeños y medianos. Pp. 161-178 in *Agroecosistemas cafetaleros de Veracruz: Biodiversidad, Manejo y Conservación* (Manson, R. H., V. Hernández-Ortiz, S. Gallina, y K. Mehlreter, eds.). Instituto de Ecología A. C. , Instituto Nacional de Ecología. Ciudad de México, México.
- GÁLVEZ-ALTÚZAR, J.** 1990. Mastofauna del Parque Nacional Cañón del Sumidero, Chiapas, México. Tesis de Licenciatura. Escuela de Biología, Instituto de Ciencias y Artes de Chiapas. Tuxtla Gutiérrez, México.
- GARCÍA-ESTRADA, C., A. DAMON, C. SÁNCHEZ-HERNÁNDEZ, L. SOTO, Y G. IBARRA.** 2006. Bat diversity in montane rainforest and shade coffee under different management regimes in southeastern Chiapas, Mexico. *Biological Conservation* 132:351-361.
- GARCÍA-ESTRADA, C., A. DAMON, C. SÁNCHEZ-HERNÁNDEZ, L. SOTO, Y G. IBARRA.** 2012. Diets of frugivorous bats in montane rainforest and coffee plantations in southeastern Chiapas, Mexico. *Biotropica* 44:394-401.
- GARCÍA-ESTRADA, C., M. L. ROMERO-ALMARÁZ, Y C. SÁNCHEZ-HERNÁNDEZ.** 2002. Comparison of rodent communities in sites with different degrees of disturbance in deciduous forest of Southeastern Morelos, Mexico. *Acta Zoológica Mexicana* (n. s.) 85:153-168.

- GARDNER, A. L.** 1977. Feeding habits. Pp. 293-350 in *Biology of bats of the New World Family Phyllostomidae. Part II* (Baker, R. J., J. K., Jhones Jr., and D. C. Carter, eds.). Special publications of the Museum, Texas Tech University 13:1-364.
- GASHWILER, J.** 1959. Small mammal study in best-central Oregon. *Journal of mammalogy* 40:128-139.
- HALL, R. E.** 1981. *The mammals of North America*. John Wiley and Sons. New York, EE.UU.
- HALFFTER, G., Y C. MORENO.** 2005. Significado biológico de las Diversidades Alfa, Beta y Gamma. Pp. 5-18 in *Sobre Diversidad Biológica: El Significado de las Diversidades Alfa, Beta y Gamma* (Halffter, G., J. Soberón, P. Koleff, y A. Melic, eds.). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Sociedad Entomológica Aragonesa, Grupo Diversitas-México, Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología. Zaragoza, España.
- HARRIS, S., Y T WOOLARD.** 1990. The dispersal of mammals in agricultural habitats in Britain. Pp. 159-168 in *Species dispersal in agricultural habitats* (Bunce, R. G. H., y D. C. Howard, eds.). Institute of Terrestrial Ecology, Belhaven Press, London, Reino Unido.
- HORVÁTH, A., I. J. MARCH, Y J. H. D. WOLF.** 2001. Rodent diversity and land use in Montebello, Chiapas, Mexico. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 36:169-176.
- HURLBERT, S. H.** 1971. The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. *Ecology* 52: 577-586.
- KOLEFF, P.** 2005. Conceptos y medidas de la diversidad beta. Pp. 19-40 en *Sobre Diversidad Biológica: El Significado de las Diversidades Alfa, Beta y Gamma* (Halffter, G., J. Soberón, P. Koleff, y A. Melic, eds.). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Sociedad Entomológica Aragonesa, Grupo Diversitas-México, Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología. Zaragoza, España.
- LÓPEZ-AREVALO, H., O. MONTENEGRO-DÍAZ, Y A. CADENA.** 1993. Ecología de pequeños mamíferos de la Reserva Biológica Carpanta, en la Cordillera Oriental Colombiana. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 28:193-210.
- LÓPEZ-PORTILLO, J. PRESIDENTE CONSTITUCIONAL DE LOS ESTADOS UNIDOS MEXICANOS. SECRETARÍA DE ASENTAMIENTOS HUMANOS Y OBRAS PÚBLICAS.** 1980. Decreto por el que se declara Parque Nacional, con el nombre de Cañón del Sumidero el área descrita en el considerando quinto, y que se expropia a favor del Gobierno Federal una superficie de 271. 894, 190.00 m², ubicada en el estado de Chiapas. *Diario Oficial de la Federación*. 8 de diciembre.
- LÓPEZ-VIDAL, J. C., Y T. ÁLVAREZ.** 1993. Biología de la Rata Montera, *Neotoma mexicana*, en La Michilia, Durango, México. Pp. 185-195 en *Avances en el estudio de los Mamíferos de México* (Medellín, R. A., y G. Ceballos, eds.). Asociación Mexicana de Mastozoología, A. C. Distrito Federal, México.
- LLORENTE, J. A., M. GARCÉS, T. PULIDO, E I. LUNA.** 1990. *Manual de recolecta y preparación de animales*. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.

- MAGURRAN, A. E.** 1989. Ecological Diversity and its Measurement. Ediciones VEDRA. Caspe, Barcelona, España.
- MARBY, K. E., E. A. DREELIN, Y G. W. BARRET.** 2003. Influence of landscape elements on population densities and habitat use of three small-mammal species. *Journal of Mammalogy* 84: 20-25.
- MEDELLÍN, R. A.** 1993. Estructura y diversidad de una comunidad de murciélagos en el trópico húmedo mexicano. Pp. 333-354 en Avances en el estudio de los mamíferos de México (Medellín, R. A., y G. Ceballos, eds.). Asociación Mexicana de Mastozoología A. C. Ciudad de México, México.
- MEDELLÍN, R. A., H. T. ARITA, Y O. SÁNCHEZ.** 1997. Identificación de los murciélagos de México, Clave de campo. Asociación Mexicana de Mastozoología, A.C. Ciudad de México, México.
- MIRANDA, F.** 1998. La vegetación de Chiapas. Consejo estatal para la cultura y las artes de Chiapas. Tuxtla Gutiérrez, México.
- MIRANDA, F., Y E. HERNÁNDEZ X.** 1963. Los Tipos de Vegetación de México y su Clasificación. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 28:29-179.
- MORENO, C. E.** 2001. Métodos para medir la biodiversidad. Cooperación Iberoamericana Ciencia y Tecnología para el Desarrollo-UNESCO ORCYT-Sociedad Entomológica Aragonesa. Zaragoza, España.
- NARANJO, E. J.** 2000. Estimación de abundancia y densidad en poblaciones de fauna silvestre tropical. Pp. 37-46 in Manejo de Fauna Silvestre en Amazonia y Latinoamérica (Cabrera, E., C. Mercolli, y R. Resquín, eds.). Fundación Moisés Bertoni y CITES-Paraguay. Asunción, Paraguay.
- NARANJO, E. J.** 2002. Population ecology and conservation of ungulates in the Lacandon Forest, Mexico. University of Florida. Gainesville, EE.UU.
- NARANJO, E. J., C. LORENZO, Y A. HORVÁTH.** 2005. La Diversidad de Mamíferos de Chiapas. Pp. 161-193 in Diversidad biológica en Chiapas (González-Espinosa, M., N. Ramírez-Marcial y L. Ruíz-Montoya, coords.). El Colegio de la Frontera Sur-Consejo de Ciencia y Tecnología de Chiapas. Distrito Federal, México.
- NEBEL, B. J., Y R. WRIGTH.** 1999. Ciencias Ambientales. Ecología y desarrollo sostenible. Editorial Prentice Hall. Distrito Federal, México.
- OVANDO-DAMIÁN, L.** 1990. Avifauna del parque nacional cañón del sumidero, Chiapas, México. Tesis de Licenciatura. Escuela de Biología, Instituto de Ciencias y Artes de Chiapas. Tuxtla Gutiérrez, México.
- PARMENTER, R. R., S. L. BRANTLEY, J. H. BROEN, C. S. CRAWFORD, D. C. LIGHTFOTT, Y T. YATES.** 1995. Diversity of animal communities on Southwestern Rangelands: species patterns, habitat relationships and land management. *Natural Resources and Environmental Issues* 4:50-71.
- PIANKA, E. R.** 1966. Latitudinal gradients in species diversity: a review of concepts. *The American Naturalist* 100: 33-46.
- PRIMACK, R. B.** 1998. Essentials of conservation biology. Sinauer, Sunderland, EE.UU.
- PRONATURA-CHIAPAS A. C.** 2002. Programa de manejo del parque nacional Cañón del Sumidero, Chiapas. San Cristóbal de las Casas, Chipas. Documento Interno.

- RACEY, P. A.** 1988. Reproductive assessment in bats. Pp. 31-45 in Ecological and behavioural methods for the study of bats (Kunz, T. H., ed.). Smithsonian Institute, Washington, EE.UU.
- RAMÍREZ-PULIDO, J., C. AGUILAR, Y A. CASTRO-CAMPILLO.** 2005a. *Peromyscus aztecus* (Saussure, 1860). Pp. 721-722 en Los mamíferos silvestres de México (Ceballos, G., y G. Oliva, coords.). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad-Fondo de Cultura Económica. Ciudad de México, México.
- RAMÍREZ-PULIDO, J., J. ARROYO-CABRALES, Y A. CASTRO-CAMPILLO.** 2005b. Estado actual y relación nomenclatural de los mamíferos terrestres de México. Acta Zoológica Mexicana (n. s.) 21:21-82.
- RAMÍREZ-PULIDO, J., Y A. CASTRO-CAMPILLO.** 1994. Bibliografía reciente de los mamíferos de México. 1989/1993. Universidad Autónoma Metropolitana. Ciudad de México, México.
- RAPPOLE, J. H., D. I. KING, Y J. H. VEGA-RIVERA.** 2003. Coffee and conservation. Conservation Biology 17:334-336.
- REID, F. A.** 1997. A field guide to the mammals of Central America and southeast Mexico. Oxford University Press. New York, EE.UU.
- RETANA, O., Y C. LORENZO.** 2002. Lista de los mamíferos terrestres de Chiapas: endemismos y estado de conservación. Acta Zoológica Mexicana (n. s.) 85:25-49.
- RIECHERS, P. A., Y F. Y. DE LA CRUZ.** 2012. Roedores en áreas naturales protegidas de Chiapas depositados en la Colección Zoológica Regional Mammalia. Pp. 47-57 en Estudios sobre la biología de roedores silvestres mexicanos (Cervantes, F. A., y C. Ballesteros-Barrera, eds.). Universidad Nacional Autónoma de México-Universidad Autónoma Metropolitana. Ciudad de México, México.
- RIECHERS, P. A., M. MARTÍNEZ-CORONEL, Y R. VIDAL.** 2003. Consumo de polen de una colonia de maternidad de *Leptonycteris curasoae yerbabuenae* en Tuxtla Gutiérrez, Chiapas. Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Serie Zoología 74:46-66.
- RIECHERS, P. A., Y R. VIDAL.** 2009. Registros de *Choeronycteris mexicana* (Chiroptera: Phyllostomidae) en Chiapas. Revista Mexicana de Biodiversidad 8:879-882.
- SILVA-LÓPEZ, G. F. GARCÍA, Y E. RODRÍGUEZ.** 1987. The present status of *Ateles* and *Alouatta* in non-extensive forest areas of the Sierra de Santa Marta, Veracruz, Mexico. Primate Conservation 9:53-61.
- SOBERÓN, J., Y J. LLORENTE.** 1993. The Use of Species Accumulation Function for the Prediction of Species Richness. Conservation Biology 7:480-488.
- SODHI, M. R., C. POSA, T. M. LEE, Y I. G. WARKENTIN.** 2008. Effects of disturbances or loss of tropical rainforest on birds. Auk 125:511-519.
- SOSA, V. J., E. HERNÁNDEZ-SALAZAR, D. HERNÁNDEZ-CONRIQUE, Y A. CASTRO-LUNA.** 2008. Murciélagos. Pp. 181-191 en Agroecosistemas cafetaleros de Veracruz: Biodiversidad, Manejo y Conservación (Manson, R. H., V. Hernández-Ortiz, S. Gallina, y K. Mehltreter, eds.). Instituto de Ecología A. C., Instituto Nacional de Ecología. Ciudad de México, México.
- SPELLERBERG, I. F.** 1991. Monitoring ecological change. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido.

- UNEP.** 1992. Convention on biological diversity. United Nations Environmental Program, Environmental Law and Institutions Program Activity Centre. Nairobi, Kenia.
- VARGAS, M., F. A. CERVANTES, G. MONTIEL-PARRA, Y S. RUBIO-HERNÁNDEZ.** 2009. Ectosimbiontes de la musaraña *Sorex veraecrucis* (Mammalia: Soricomorpha) del Estado de Veracruz, México. Pp. 265-270 en 60 años de la Colección Nacional de Mamíferos del Instituto de Biología, UNAM Aportaciones al conocimiento y conservación de los mamíferos mexicanos (Cervantes, F. A., Y. Hortelano y J. Vargas, eds.). Instituto de Biología Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.
- VIDAL-LÓPEZ, R.** 1998. Los mamíferos de Coapilla, Chiapas, México. Tesis de Licenciatura. Escuela de Biología, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas. Tuxtla Gutiérrez, México.
- VILLA, B.** 1966. Los Murciélagos de México: su importancia en la economía y la salubridad, su clasificación sistemática. Universidad Autónoma de México, Instituto de Biología. Ciudad de México, México.
- WHITTAKER, R. H.** 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21:213-251.
- WILLIAMS-GUILLÉN, K., Y I. PERFECTO.** 2010. Effects of agricultural intensification on the assemblage of leaf-nosed bats (Phyllosotmidae) in a landscape in Chiapas, Mexico. *Biotropica* 42:605-613.
- ZARZA, H., Y G. CEBALLOS.** 2005. *Neotoma mexicana* Baird, 1855. Pp. 693-695 en Los mamíferos silvestres de México (Ceballos, G., y G. Oliva, coords.). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad-Fondo de Cultura Económica. Ciudad de México, México.

Fe de erratas del manuscrito:

Roedores y murciélagos en la zona cafetalera del Volcán Tacaná, Chiapas, México

Víctor Hugo Mendoza Sáenz^{1*} y Anna Horváth¹

En la **página 419** último párrafo dice:

Tomando en cuenta la estructura arbórea simplificada de los cafetales, la capturabilidad de murciélagos puede verse favorecida en cafetal, ya que el método utilizado cubre un mayor estrato vertical arbóreo en cafetales que en bosque mesófilo, por lo que este método es más adecuado para especies de murciélagos que se desplazan en el interior del bosque y abajo del dosel, por lo tanto, este método de captura es sesgado a especies frugívoras y a algunas especies insectívoras (e. g. familias Phyllostomidae, Mormoopidae y vespertilionidae) pero submuestra a ciertas especies que se desplazan en lo alto del dosel como algunos insectívoros aéreos (*i. e.* familia Molossidae).

Debe decir:

Tomando en cuenta la estructura arbórea simplificada de los cafetales, la capturabilidad de murciélagos puede verse favorecida en el cafetal, ya que el método utilizado cubre una mayor proporción del estrato vertical en cafetales que en bosque mesófilo. Debido a que este método es más adecuado para especies de murciélagos que se desplazan en el interior del bosque y abajo del dosel, la captura tiene un sesgo de capturar más especies frugívoras y a algunas especies insectívoras (*i. e.* familias Phyllostomidae, Mormoopidae y Vespertilionidae) mientras submuestra a ciertos grupos de especies que se desplazan en lo alto del dosel y a los insectívoros aéreos (*i. e.* familia Molossidae).

Se incluyen los siguientes **Agradecimientos:**

Agradecemos a FORDECYT/CONACYT por el financiamiento otorgado al proyecto “Innovación socioambiental para el desarrollo en áreas de alta pobreza y biodiversidad de la frontera sur de México (REDISA)”, así como a ECOSUR, al personal de la CONANP en la RBVT y a las comunidades San José Cerro del Carmen y Benito Juárez El Plan. Expresamos un especial agradecimiento a nuestros colegas del equipo Diversidad Biológica y Cultural del grupo IRFA-GIEZCA del proyecto REDISA: B. Gómez, Antonio Muñoz, C. Junghans, O. Preciado, A. Urbina, C. Parra, R. Bolom y A. Navarro. Finalmente, agradecemos a los revisores por sus comentarios y sugerencias que ayudaron en gran medida a mejorar el manuscrito.

¹ El Colegio de la Frontera Sur, Departamento de Conservación de la Biodiversidad. Carretera Panamericana y Periférico Sur S/N, Barrio María Auxiliadora, San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, 29290, México. E-mail: victorhugo_saenz@hotmail.com (VHMS), ahorvath@ecosur.mx (AH)

*Corresponding autor

