

Therya

Volumen 6

Número 2

Mayo 2015



www.mastozoologiamexicana.org
AMMAC

La Portada

Grupo de hembras de tonina (*Tursiops truncatus*) en las aguas de Bahía de Las Guásimas, Sonora. Las toninas son los cetáceos más estudiados en el mundo y gracias a esto se ha entendido que su comportamiento es muy similar al de los mamíferos terrestres. Las relaciones inter-individuales son guiadas por el parentesco cercano y de identidad de manada. Los diferentes grupos de una manada pueden estar dispersos, con subgrupos cohesionados por categorías de sexo y edad, así como de hembras con crías, de machos adultos y de juveniles. Los subgrupos se unen para realizar tareas del grupo, como son la búsqueda y captura del alimento, la defensa o el descanso. Se conocen dos morfotipos de toninas: la costera que habita en la costa, en deltas de ríos, estuarios y lagunas costeras. La oceánica del mar abierto en zonas profundas, así como sobre la plataforma y talud continental. Estos morfotipos son diferentes en morfología, coloración y craneometría. Los estudios genéticos de estos morfotipos reconocen varios stocks, pero aún se les considerada una unidad genética a nivel mundial (Foto de la portada ©Janitzio Égido).

Nuestro logo "Ozomatli"

El nombre de "Ozomatli" proviene del náhuatl se refiere al símbolo astrológico del mono en el calendario azteca, así como al dios de la danza y del fuego. Se relaciona con la alegría, la danza, el canto, las habilidades. Al signo decimoprimeros en la cosmogonía mexicana. "Ozomatli" es una representación pictórica de los mono arañas (*Ateles geoffroyi*). La especie de primate de más amplia distribución en México. "Es habitante de los bosques, sobre todo de los que están por donde sale el sol en Anáhuac. Tiene el dorso pequeño, es barrigudo y su cola, que a veces se enrosca, es larga. Sus manos y sus pies parecen de hombre; también sus uñas. Los Ozomatin gritan y silban y hacen visajes a la gente. Arrojan piedras y palos. Su cara es casi como la de una persona, pero tienen mucho pelo."

Therya

Volumen 6, número 2

Mayo 2015

Contenido

EDITORIAL

The mammals called cetaceans.

Juan Pablo Gallo _____ 279-282

ARTÍCULOS ESPECIALES

Beyond dichotomy between protection and management of marine mammals in Japan.

Hiroyuki Matsuda, Orio Yamamura, Toshihide Kitakado, Yumi Kobayashi, Mari Kobayashi, Kaoru Hattori y Hidehiro Kato _____ 283-296

Patrones de residencia y movimientos a largo plazo de las toninas *Tursiops truncatus*, en la región sureste del Golfo de México

Alberto Delgado _____ 297-314

Abundancia relativa y estacionalidad de dos poblaciones de toninas (*Tursiops truncatus*) en la región de Guaymas, Sonora, Golfo de California.

Daniel Guevara Aguirre y Juan Pablo Gallo-Reynoso _____ 315-328

First stranding record of a Cuvier beaked whale (*Ziphius cavirostris*) at Isla Guadalupe, Mexico.

Juan Pablo Gallo-Reynoso y Edgar Mauricio Hoyos-Padilla _____ 329-336

Inter-individual association levels correlate to behavioral diversity in coastal bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) from the Southwestern Gulf of Mexico.

Marah García Vital, Eduardo Morteo Ortiz, Ibiza Martínez Serrano, Alberto Delgado Estrella y María del Carmen Bazúa Durán _____ 337-350

Population ecological traits of *Tursiops truncatus* putative morphotypes in the transitional region of the Mexican Pacific Ocean.

Lorena Viloria-Gómora y Luis Medrano González _____ 351-370

Valoración estacional de las amenazas contra la conservación de *Inia geoffrensis humboldtiana* (Cetartiodactyla Iniidae) en la cuenca del Río Meta, Colombia.

Alex Mauricio Jiménez-Ortega, Carlos Parra, Fernando Trujillo, Alex Mauricio Jiménez-Ortega y Hugo Mantilla-Meluk _____ 371-388

Comparación del ritmo de crecimiento de las toninas (*Tursiops truncatus*) pertenecientes a tres localidades distintas

Arturo Romero Tenorio y Alberto Delgado Estrella _____ 389-400

ARTÍCULOS

Conservation genetics of the arizona shrew in the “sky islands” of the southwestern United States.

Jesús Eduardo Maldonado, Sarah Young, Lee H Simmons, Sheridan Stone, Lillian D Parker y Jorge Ortega Reyes

401-420

Distribución potencial de la rata magueyera (*Neotoma leucodon* Merriam 1984) y densidad de madrigueras en el sur del Desierto Chihuahuense.

Jesús Manuel Martínez-Calderas, Jorge Palacio Núñez, Fernando Clemente-Sánchez, Juan Felipe Martínez-Montoya, Gerardo Sánchez-Rojas y Genaro Olmos-Oropeza

421-434

Riqueza y abundancia relativa de mamíferos medianos y grandes en una localidad en la Reserva de la Biosfera Tehuacán-Cuicatlán, Oaxaca, México.

Oscar Cruz-Jácome, Eva López-Tello, Christian Alejandro Delfín Alfonso y Salvador Mandujano

435-448

Connectivity among jaguar populations in the Sierra Madre Oriental, México.

Gmelina Dueñas-López, Octavio Césa Rosas Rosas, Leonardo Chapa-Vargas, Louis C. Bender, Luis Antonio Tarango-Arámbula, Juan Felipe Martínez-Montoya y José Luis Alcántara-Carbajal

449-468

Tamaño, composición y patrones diarios de actividad del pecarí de labios blancos (*Tayassu pecari*) en el Parque Nacional Mirador-Río Azul, Guatemala.

José Fernando Moreira Ramírez

469-482

NOTAS

Primer registro de steno bredanensis (*Cetartiodactyla: delphinidae*) en la costa de Oaxaca, México.

Francisco Villegas-Zurita

483-488

Occasional presence of a California sea lion at Isla Roca Partida, Revillagigedo Archipelago, México.

Juan Pablo Gallo Reynoso y Edgar Mauricio Hoyos Padilla

489-494

Isolation and Identification of Herpesvirus in the Bottlenose Dolphins (*Tursiops truncatus*) of Terminos Lagoon, Campeche, Mexico.

Edgar Guillermo Valdivia Lara, Alberto Delgado, Jesica Ileana Angeles Solís, Eridani Noemí Ortuño de la O, Sofía González Gallardo, Gloria Elena Lara Reyes, Cesar Cuenca Verde y Guillermo Valdivia Anda

495-504

fascículo 17 http://www.mastozoologiamexicana.org/doi/10.12933/therya-6_2

DERECHOS DE AUTOR Y DERECHOS CONEXOS, año 6, No. 2, mayo-agosto de 2015, es una publicación cuatrimestral editada por la Asociación Mexicana de Mastozoología A. C., Moneda 14, Colonia Centro 06060, Delegación Cuauhtémoc. Teléfono (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. 23096. Tel 612 123 8486, fecha de la última modificación 30 mayo 2015.

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.

www.mastozoologiamexicana.org

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 23096, Baja California Sur. México. E-mail: sticul@cibnor.mx.

Guillermo D'Elía. Editor asociado. Instituto de Ciencias Ambientales y Evolutivas, Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile. E-mail: guille.delia@gmail.com.

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

William Z. Lidicker, Jr. Editor asociado. Museum of Vertebrate Zoology. University of California. Berkeley, CA 94720. Estados Unidos de Norte América. E-mail: wlidicker@Berkeley.edu.

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

Cristina MacSwiney González. Editor asociado. Universidad Veracruzana. Casco de la ExHacienda Lucas Martín. Privada de Araucarias. Xalapa 91019, Veracruz. México. E-mail: cmacswiney@uv.mx.

Jesús E. Maldonado. Editor asociado. 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. Estados Unidos de Norte América. E-mail: maldonadoj@si.edu.

Robert D. Owen. Editor asociado. Department of Biology. Texas Tech University. Lubbock, Texas 79409. Estados Unidos de Norte América. Dr. Raúl Casal 2230 (ex Martín Barrios) c/Pizarro. C.P. 1371. Barrio Republicano. Asunción, Paraguay. E-mail: rowen@tigo.com.py

Rafael Reyna Hurtado. Editor asociado. El Colegio de la Frontera Sur, unidad Campeche. Avenida Rancho s/n, Lerma Campeche, 24500. México. E-mail: rafaelcalakmul@gmail.com.

Sergio Solari. Editor asociado. Instituto de Biología. Universidad de Antioquia. Calle 67 No53-108 / AA 1226. Medellín, Colombia. E-mail: solari.udea@gmail.com.

Consejo Editorial

Barbara H. Blake. Universidad del Norte de Carolina, Greenboro. P. O. Box 26170. Biology Department. Greenboro, North Carolina 27412-6170. Estados Unidos de Norte América.

Douglas A. Kelt. Universidad de California, campus Davis. 1 Shields Ave, Davis, California 95616. Estados Unidos de Norte América.

Víctor Sánchez Cordero. Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Biología. Coyoacan, Ciudad de México, México.

Editor de estilo

Cintya Segura Trujillo. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste. Instituto Politécnico Nacional 195. La Paz 23096, Baja California Sur. México. E-mail: c.a.biolvegura@gmail.com.

www.mastozoologiamexicana.org

Los mamíferos llamados cetáceos

Los cetáceos forman una rama de los mamíferos acuáticos, la cual posee gran cantidad de especies. En la actualidad, existen noventa. Se llegó últimamente a dicho número gracias a los estudios de genética de las poblaciones y a las revisiones taxonómicas. Recientes estudios de genética han descrito una nueva especie de delfín jorobado australiano (*Sousa sahalensis* Jefferson y Rosenbaum, 2014), y de delfín de río de Araguaia (*Inia araguaiaensis* Hrbek, Farias, Dutra y da Silva 2014). Hace una década, se descubrió una nueva ballena picuda, el Mesoplodon de Perrin (*Mesoplodon perrini* Dalebout *et al.* 2002). Con base en la revisión taxonómica de los especímenes de museo, varados hace tiempo, esta especie aún no ha sido diferenciada en vivo de otras especies de ballenas picudas. Finalmente, hace poco se redescubrió un misticeto, la ballena de Minke antártica (*Balaenoptera bonaerensis* Burmeister 1867), que se suponía extinta.

Los estudios sobre esta rama de los mamíferos han crecido considerablemente. Primero, a partir de las descripciones de individuos muertos en las grandes cacerías de ballenas de los últimos tres siglos y de sus osamentas. Así se erigieron las diversas especies de manera taxonómica. Después se estudió su distribución mundial de acuerdo con las zonas o campos de cacería, y se comparó a los nuevos ejemplares con los ya descritos. La fusión de ambas disciplinas (la taxonomía y la distribución) produjo nuevas combinaciones dicotómicas de géneros y especies, y en algunos casos fundió especies en una sola, por ejemplo: unas cuantas millas marinas separaban en dos a especies que realmente eran una sola. Ahora, los análisis de taxonomía establecen que se trata de la misma especie. A su vez, la taxonomía y la distribución unificadas en la biogeografía, junto con la paleontología; confirmaban la evolución de los cetáceos a partir de un ancestro común, que quedó separado por barreras oceanográficas, climáticas o geográficas. Muchas veces las hembras y los machos fueron descritos como dos especies diferentes. Al conocerse los sistemas de reproducción de la especie, se establece que hay dimorfismo sexual (por ejemplo, en las orcas), desde entonces se procuró tener series de cráneos y huesos de diferentes edades y sexos, a fin de determinar las diferencias sexuales.

Más adelante la revolución genética, que comprueba y desaprueba las diferentes especies, en ocasiones, funde en una sola a un complejo de especies, y muchas veces establece la diferenciación definitiva entre otras, mediante los Microsatélites nucleares del DNA como en el caso del delfín de río de Araguaia. Una vez que el ensamble de especies se ha establecido como definitivo, se desarrollan los estudios de mayor precisión, de alimentación, de hábitat, de nicho ecológico. Se ha encontrado que una misma especie ocupa diferentes nichos y, aunque no son visibles sus diferencias morfológicas, sí son diferentes su coloración, sus hábitos alimentarios, su preferencia de hábitat y el comportamiento asociado, por lo que se recurre a estudios más enfocados al hábitat que ocupan. De tal modo, se sabe que algunas poblaciones están restringidas en áreas muy pequeñas, por ejemplo: la vaquita marina (*Phocoena sinus*), el cetáceo de menor talla, cuyo hábitat en área es de los más pequeños del mundo (Gallo-Reynoso 1998).

También gracias a técnicas fotográficas como la fotoidentificación, por ejemplo, en las toninas (*Tursiops truncatus*), se conocen las preferencias, incluso de interacción entre individuos de uno y otro sexo, así como la asociación entre individuos del mismo sexo a lo largo del tiempo, los movimientos estacionales, la emigración, la inmigración, las tasas de mortalidad y otras características propias de

la dinámica de poblaciones. Se descubren situaciones en que los individuos de una población son más susceptibles a ciertas enfermedades que otros. La distribución de los parásitos intestinales también nos explica la distribución de ciertas especies gracias a la diversidad o unicidad de dichos parásitos.

Otras técnicas modernas, como el uso de isótopos estables, se utilizan para diferenciar la posición trófica de alguna especie en diferentes partes del mismo océano, y para relacionar su presencia con el tipo de hábitat, oceánico o costero. También se determina cómo cambia la posición trófica con el crecimiento y el cambio de alimentación a lo largo de los años, y cómo la posición trófica de la misma especie varía a lo largo de una misma costa. El seguimiento de los cachalotes (*Physeter macrocephalus*), ya sea mediante técnicas de ecosondeo (Gallo-Reynoso *et al.* 2009) o por medio de la instrumentación con aparatos registradores de tiempo, de profundidad y temperatura, junto con sus vocalizaciones, nos indica la manera en que pueden bajar a profundidades asombrosas en busca de calamares, y cómo esta especie migra de un mar a otro en búsqueda de su presa (Watwood *et al.* 2006).

No cabe duda de que estamos entendiendo lo que sucede en la vida de estos mamíferos de un modo más integral. Ya hemos dejado atrás la actividad de solo contar individuos sobre la superficie del mar, sin saber qué relación mantienen con el mundo submarino. Ahora estamos conociendo su mundo de forma más congruente. Sabemos que se trata de un mundo complejo, en el que intervienen las corrientes, las barreras geográficas (continentes), las glaciaciones y las redistribuciones de especies por efectos climático-oceanográficos y antropocéntricos que condicionan las barreras sónico-auditivas, y la fisiografía del fondo que limita procesos oceanográficos, como las surgencias, muy importantes para los grandes mysticetos. Ahora estamos apenas aprendiendo a mirar lo que ocurre bajo el agua.

En este número de *THERYA*, publicamos algunos estudios que nos muestran las nuevas maneras de conocer a los cetáceos, principalmente a la tonina (*Tursiops truncatus*) y a otras especies que se distribuyen en México y otras regiones del mundo.

Juan Pablo Gallo-Reynoso

Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A. C. Unidad Guaymas, Carretera al Varadero Nacional, km 6.6, Las Playitas 85480, Guaymas, Sonora, México. E-mail: jpgallo@ciad.mx (JPGR)

Literatura citada

- BURMEISTER, H.** 1868. Preliminary description of a new species of finner whale (*Balaenoptera bonaerensis*). Proceedings of the Zoological Society of London 1867:707-713.
- DALEBOUT, M. L., J. G. MEAD, C. SCOTT BAKER, A. N. BAKER, Y A. L. VAN HELDEN.** 2002. A new species of beaked whale *Mesoplodon perrini* sp. n. (Cetacea: Ziphiidae) discovered through phylogenetic analyses of mitochondrial DNA sequences. Marine Mammal Science 18:577-608.
- GALLO-REYNOSO, J. P.** 1998. La vaquita marina y su hábitat crítico en el Alto Golfo de California. Gaceta Ecológica. Instituto Nacional de Ecología, Secretaría del Medio Ambiente Recursos Naturales y Pesca 47:29-44.
- GALLO-REYNOSO, J. P., J. ÉGIDO-VILLARREAL, Y E. M. CORIA-GALINDO.** 2009. Sperm whale distribution and diving behaviour in relation to presence of jumbo squid in Guaymas Basin, Mexico. Marine Biodiversity Records. Marine Biological Association of the United Kingdom 2:e139.

- HRBEK, T., V. M. F. DA SILVA, N. DUTRA, W. GRAVENA, A. R. MARTIN, E I. PIRES FARIAS.** 2014. A New Species of River Dolphin from Brazil or: How Little Do We Know Our Biodiversity. *PLoS ONE* 9(1):e83623.
- JEFFERSON, T. A., Y H. C. ROSENBAUM.** 2014. Taxonomic revision of the humpback dolphins (*Sousa* spp.), and description of a new species from Australia. *Marine Mammal Science* 30:1494–1541.
- WATWOOD, S. L., P. J. O. MILLER, M. JOHNSON, P. T. MADSEN, AND P. L. TYACK.** 2006. Deep-diving foraging behaviour of sperm whales (*Physeter macrocephalus*). *Journal of Animal Ecology* 75:814–825.

Más allá de la dicotomía sobre la protección
y manejo de los mamíferos marinos en Japón

Beyond dichotomy in the protection and management of marine mammals in Japan

Hiroyuki Matsuda^{1*}, Orio Yamamura², Toshihide Kitakado³, Yumi Kobayashi⁴, Mari Kobayashi⁵, Kaoru Hattori⁶, and Hidehiro Kato⁷

¹Faculty of Environment and Information Sciences, Yokohama National University, 79-7 Tokiwadai, Hodogaya, Yokohama 240-8501, Japan. E-mail: matsuda@ynu.ac.jp (HM).

²Hokkaido National Fisheries Research Institute, 116 Kasurakoi, Kushiro, Hokkaido 085-0802, Japan. Email: orioy@affrc.go.jp (OY)

³Department of Marine Biosciences, Tokyo University of Marine Science and Technology, 4-5-7 Konan, Minato, Tokyo108-0075, Japan. E-mail: kitakado@kaiyodai.ac.jp (TK).

⁴Graduate School of Fisheries Sciences, Hokkaido University, Hakodate, Hokkaido 041-8611, Japan. E-mail: kobayumi@fish.hokudai.ac.jp (YK).

⁵Department of Aqua-Bioscience and Industry, Faculty of Bioindustry, Tokyo University of Agriculture, Abashiri, Hokkaido 099-2493, Japan. Email: m3kobaya@bioindustry.nodai.ac.jp (MK).

⁶Hokkaido National Fisheries Research Institute, 116 Kasurakoi, Kushiro, Hokkaido 085-0802, Japan. E-mail: orioy@affrc.go.jp, khattori@affrc.go.jp, kkaji@cc.tuat.ac.jp (KH).

⁷Department of Ocean Sciences, Tokyo University of Marine Science and Technology, 4-5-7 Konan, Minato, Tokyo108-0075, Japan. E-mail: katohide@kaiyodai.ac.jp (HK).

*Corresponding author

Introduction: Marine mammals are natural resources for humans. They are also considered as pests in some fisheries. Damage to fisheries by Steller sea lions in northern Japan has increased since the 1990s. The major factor that drives the relationship between humans and marine mammals has changed from the middle of the 20th century to the early 21st century; this is the result of changes in the extent to which their populations are threatened, the demand for these natural resources, and policies for marine mammal conservation.

Methods: In this paper, we have chosen four major taxa of marine mammals to investigate changes in policies for marine mammals in Japan: Steller sea lions, harbor seals, dugong and cetaceans. Some cetacean species have been overexploited in the past and remain threatened. Their full recovery is still awaited. Other large cetacean species have never been threatened; nevertheless all commercial whaling was placed under a moratorium by the International Whaling Commission in 1982.

Results: Japan still catches small cetaceans in coastal whaling operations and large cetaceans for scientific research. Except for cetaceans, the policy for marine mammals has changed from resource use in the middle of the 20th century, to protection in the late 20th century, and to nuisance control since 2014. Environmental groups played an important role in building consensus for these policy changes.

Discussion and conclusions: We seek a comprehensive policy that achieves a balanced approach to accommodate three different roles of marine mammals: a natural resource, participants in marine ecosystems and agents of damage to fisheries. We also discuss the importance of stakeholder involvement in changing policies for wildlife management, ranging from complete protection to population control.

Key words: Adaptive wildlife management; japanese commercial whaling; dugong, Harbor seals; population control; stakeholder involvement; steller sea lion.

Introduction

Marine mammals are natural resources for humans. Their uses include food, furs and oil (Pompa *et al.* 2011). Marine mammals are an important part of ecosystems. In terrestrial ecosystems, mammals are either herbivores, insectivores, carnivores, omnivores or scavengers. Some mammals also play an important role in seed dispersal and even pollination. In marine ecosystems, marine mammals are either herbivores, planktivores, piscivores or carnivores. Baleen whales often feed on both plankton and small fish. Overall, they consume more fish than are taken by fisheries (Tamura *et al.* 1998). In addition, marine mammals often conflict with fisheries. Japanese traditionally feed on a variety of fish, invertebrates, seaweeds and marine mammals. In Ishigaki Island, Okinawa, Japan, the dugong (*Dugong dugon*) was used for a tax to Ryukyu Dynasty (Ouhama 1971, Hosono *et al.* 2009). Recently, only three individuals were found surrounding Okinawa Main Island and no individuals were reported from other parts of Japanese waters (Okinawa Defense Bureau 2012). The dugong was listed as Critically Endangered in the Japanese Redlist for 2012.

In addition, some marine mammals are considered as pest animals for fisheries (pest referring to a species that may include some animals that are a nuisance). Steller sea lions (*Eumetopias jubatus jubatus*) and harbor seals (*P. vitulina stejnegeri*) have damaged gillnet and set net fisheries in Hokkaido and Aomori Prefectures, northern Japan. The Hokkaido prefectural government has compiled lists of direct and indirect damage caused by Steller sea lions to fisheries since the 1989 fiscal year. Direct damage refers to the damage caused to fishing nets by attacking the fish already caught in the net, whereas indirect damage is the sum of losses of fishing opportunities and of yield due to depredation. Both direct and indirect damage on fisheries by Steller sea lions has increased since the 1990s. The direct damage to fisheries by Steller sea lions in Japan was calculated at *ca.* 270 and 490 million JPY in 1990 and 2012, respectively (as shown in Figure 1). The indirect damage was *ca.* 190 and 1000 million JPY in 1990 those same two years. The indirect damage caused by earlier closing of the fishing season is uncertain as additional catches of fisheries resources may reduce stock abundances in future. Although direct damage to fisheries by cetaceans is not known, an increase in cetacean populations may lead to a decrease in fisheries resources (Tamura *et al.* 1998). This is amongst the reasons why the Japanese Fisheries Agency has argued that it is necessary to restart commercial whaling, based on the premise of fisheries-cetaceans conflict. There is still scientific controversy concerning the interactions of cetaceans and fisheries resources (Yodzis 2001).

The major factor that drives the relationship between humans and marine mammals changed from the middle of the 20th century to the early 21st century as a result of changes in the extent to which their populations are threatened, demand for these natural resources and policies for marine mammal conservation. In this paper, we choose four major taxa of marine mammals to investigate the change in policies for different marine mammals in Japan: Steller sea lions, harbor seals, dugong and cetaceans. Except for cetaceans, the policy for marine mammals has changed from resource use in the middle of the 20th century, to protection in the late 20th century to nuisance control since 2010s. We seek a comprehensive policy that achieves a balanced approach to accommodate three different roles of marine mammals: a natural resource, a component of marine ecosystems and agents of damage to fisheries (Lavigne 2003). The situation regarding large cetaceans is of a different nature, compared to that for seals and sea lions. We also discuss the method of consensus building in changing policies for wildlife management of these marine mammals.

Adaptive management for Steller sea lions in Japanese waters. Steller sea lions (*Eumetopias jubatus*) consist of two subspecies, Western Steller sea lion (*E. jubatus jubatus*) and Loughlin's northern sea lion (*E. jubatus monteriensis*; Phillips *et al.* 2009). Western Steller sea lions are

distributed in the Bering Sea and the Sea of Okhotsk. They are further divided into two genetically distinct populations, the central stock and the Asian stock. The former is distributed along the Aleutian Islands and the Alaskan Peninsula, whereas the latter is distributed along the Kamchatka Peninsula and in the Okhotsk Sea (Phillips *et al.* 2009). Loughlin's northern sea lions are distributed along the west coast of the North American continent. The total population size of the species is still large and the extent of population reduction over three generations has been 28 %, which does not satisfy the IUCN Redlist Criteria (IUCN [International Union for Conservation of Nature] 2014). Therefore this species was down listed from the IUCN Redlist of Threatened Species (hereafter abbreviated by "IUCN Redlist") in 2012. However, the western Steller sea lions are still listed as Endangered because the Bering Sea population of this species has decreased since the 1960s and has not recovered yet (Burkanov and Loughlin 2005).

The Asian population of western Steller sea lions breeds in northern Okhotsk, with Sakhalin and the Kuril Islands as breeding sites. They migrate from their rookeries to waters around the Hokkaido and Aomori Prefectures in northern Japan to over-winter. The Asian population had also experienced a steep decline by the 1970s. Since then, the western component of the population has been recovering at an annual increase rate of 4 %, although the recovery of the eastern component of this population (*i. e.* the Kamchatka, Commander and western Bering rookeries) remains awaited (Burkanov and Loughlin 2005, Hattori *et al.* 2009). Economic status and major fisheries resource differ between these regions. The economic damage caused to fisheries by Steller sea lions increased to *ca.* 600 million JPY (Japanese yen) annually in early 1990s (Figure 1).

Because of such substantial fisheries damage, more than 200 sea lions were culled each year, for the period 1960 - 1993 (Hattori and Yamamura 2014). Because of international movements for protection of endangered marine mammals, the Japanese Fisheries Agency determined that the limit for culling Steller sea lions be reduced to 116 per year. However, there was no specific

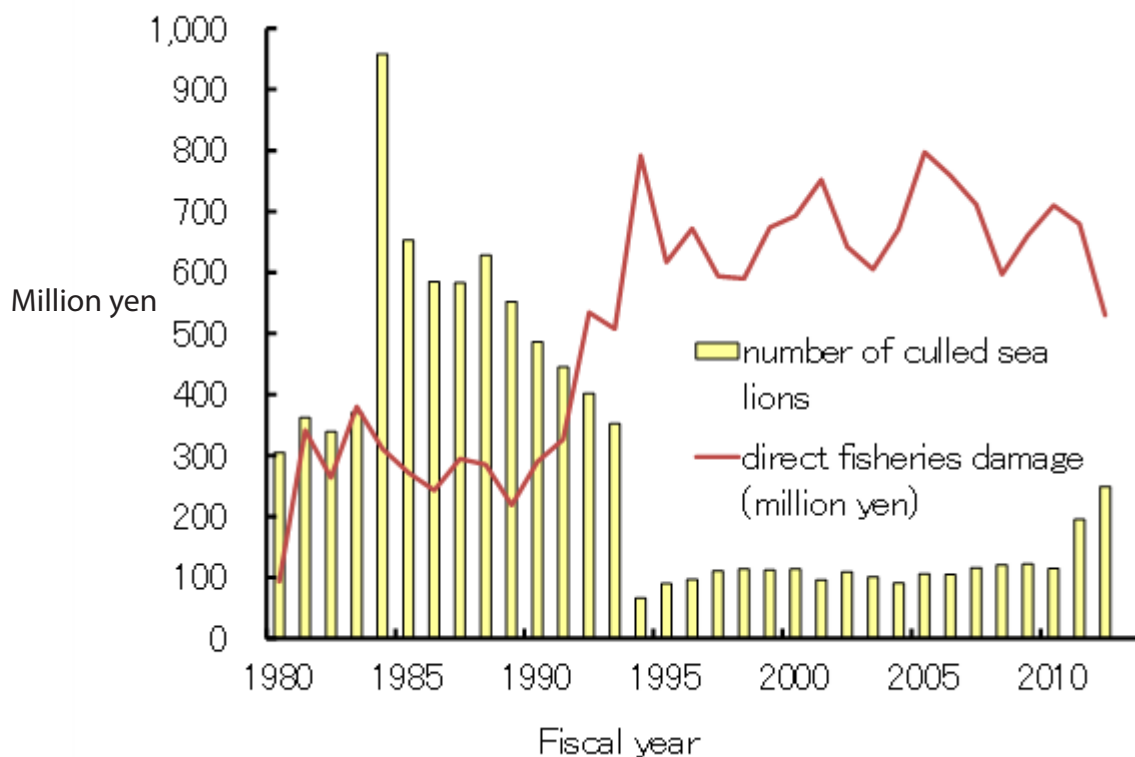


Figure 1. Direct fisheries damage by Steller sea lions in the Hokkaido Prefecture and the number of culled sea lions in Japan (Source: Japanese Fisheries Agency 2014).

scientific basis for this number of 116. To provide a more scientifically based policy for sea lions, the Working Group for Stock Assessment of Steller Sea Lions (hereafter abbreviated by WG-SSL), constituted by the Japanese Fisheries Agency, used the concept of potential biological removal (PBR, Wade 1998). PBR is defined as: $PBR = N_{min} R_{max} F_r / 2$, where N_{min} is a conservative estimate of population size; R_{max} is the maximum population growth rate, and F_r is a recovery factor that is 0.1 for Endangered species, 0.5 for Vulnerable species, and 1 for common species. The WG-SSL used $N_{min} = 5063$ from aerial surveys (Hattori et al., in preparation), $R_{max} = 0.12$ (Wade, 1998), and $F_r = 0.75$ because the sea lions were classified as Vulnerable in the Japanese Redlist and their population was increasing. Therefore PBR was calculated to be 227. It should be noted that PBR needs to incorporate all kinds of anthropological mortality, e. g., bycatch; but the bycatch number was, however, not reported. According to the press release on August 1, 2007 by the Japanese Fisheries Agency (<http://www.jfa.maff.go.jp/j/press/arc/pdf/081001.pdf>), the number of bycatch was between 53 and 107 per year. WG-SSL supposed that the number of bycatch was 107 and advised the culling limit to be set to 120 per year in 2007 (Matsuda et al. 2009).

Damage to fisheries has fluctuated from year to year, so that the need for culling of sea lions varied annually. In 2010, WG-SSL used that $N_{min} = 5,157$, the number of bycatch was 103 and $F_r = 1$ because the population trends consistently increased. To allow for a more flexible policy, the Japanese Fisheries Agency introduced a "block-quota" system for the culling of Steller sea lions in 2010. The block-quota means that the culling limit is regulated within five years. There is a 5-year quota of 1,030 that the number taken each year can vary as long as the total is not exceeded over the five year period, and that the number 206 will be re-evaluated and reset after five years. Consequently the number of sea lions culled has increased since 2011 (Figure 1).

In 2012, the Japanese Ministry of Environment (MoE) revised the Japanese Redlist, and the Japanese sub-population of Steller sea lions was reclassified from Vulnerable to Near Threatened. In 2013, the Japan Fisheries Agency constituted the Committee for Revision of Steller Sea Lions Management (CRSSLM). The members of the CRSSLM include marine biologists and fisheries scientists. In addition, staff from the fisheries organizations and from international environmental organizations are also invited as members. The CRSSLM agreed to start a population control policy for Steller sea lions in 2014. The cull limit was set with the intention to decrease the population size by 40 % within the next 10 years. The CRSSLM used the concept of adaptive management for this management plan. Based on the management evaluation scheme using both production model and age-structured model, the average culling limit is 501 per year (Kitakado et al. unpublished). The CRSSLM will monitor and evaluate the future status of the Steller sea lion population and of fisheries damage. Once the population size is estimated to have decreased by 40 %, the culling limit will be decreased to the value given by PBR with $F_r = 1$. WWF (World Wildlife Fund for Nature) Japan was included, while the government has not invited WWF in the issue of coastal whaling as mentioned below.

Wildlife management plan for harbor seals in Cape Erimo. The Harbor seal (*Phoca vitulina*) is a common species that is found in Hudson Bay, the Eastern Atlantic, the Western Atlantic, the Eastern Pacific and the Western Pacific, with a different subspecies in each of these regions. Western Pacific harbor seals (*P. vitulina stejnegeri*) are found in the Commander Islands, Aleutians, Kamchatka and throughout the Kuril Islands to Hokkaido in the western Pacific (IUCN 2014). The population of the whole subspecies is stable and is classified as Least Concern in the IUCN Redlist (IUCN 2014). However, the Erimo population that is found near Cape Erimo, Hokkaido, Japan, is genetically isolated (Nakagawa et al. 2010). This population, including pups (0 year olds) has decreased, and numbered only ca. 150 in the early 1980s, probably because of commercial harvesting of seals and of human activities including coastal fisheries (Kobayashi et al. 2014). There is another Japanese population of these seals, from Daikoku Island to Habomai Islands as

identified by Mitochondrial DNA analysis (Nakagawa *et al.* 2010) and tagging studies, southeastern Hokkaido, Japan. Its average population growth rate has been approximately 5 %, per annum over the past 30 years, and recently bycatch has been the most important factor affecting this harbor seal population. Moreover, the number of haul-out sites has not increased in Japan, and approximately 50 % of these seals are found in the vicinity of Cape Erimo. The population size, however, has begun to increase since the 1980s (Figure 2). Even so, the harbor seal was listed as Endangered in 1992 on the Japanese Redlist.

Although the body size of a harbor seal is smaller than that of a Steller sea lion, harbor seals are also considered as a pest animal for coastal fisheries (Wickens 1995). Their estimated damage to salmon fisheries at Erimo in the Hokkaido Prefecture was *ca.* 40 million yen in 2013 (MoE 2014). On the other hand, Cape Erimo is a sightseeing spot for harbor seals. Therefore even fishermen do not advocate total eradication of harbor seals. By-caught individuals are usually 0 year olds, while nuisance seals are older.

The abundance of the Erimo population of harbor seals has been increasing since the 1980s; consequently MoE revised the former Japanese Redlist in which the Japanese population of harbor seals was listed as Endangered, and changed its status to Vulnerable after the Redlist was revised in 2012. This revision was widely supported by local fishermen, therefore that Department promised to restart the reduction of the Erimo population by culling in 2013. Following that promise, the Conservation and Management Committee for Harbor Seals, constituted by the MoE, advised that 40 individuals as the cull limit for temporal decrease in the population and in economic damage, and would secure the permanence of this endangered population. However, the MoE later reconsidered their position and decided against restarting the cull of harbor seals in 2013. The fishermen consequently developed a lack of trust in the MoE because MoE did not keep their earlier promise to fishermen.

The MoE revised Japanese Redlist in 2000, 2007 and 2012. Moreover, seals have been protected under the Wildlife Protection, Management and the Hunting Law since 2003, while Steller sea lions are controlled by the Japanese Fisheries Agency.

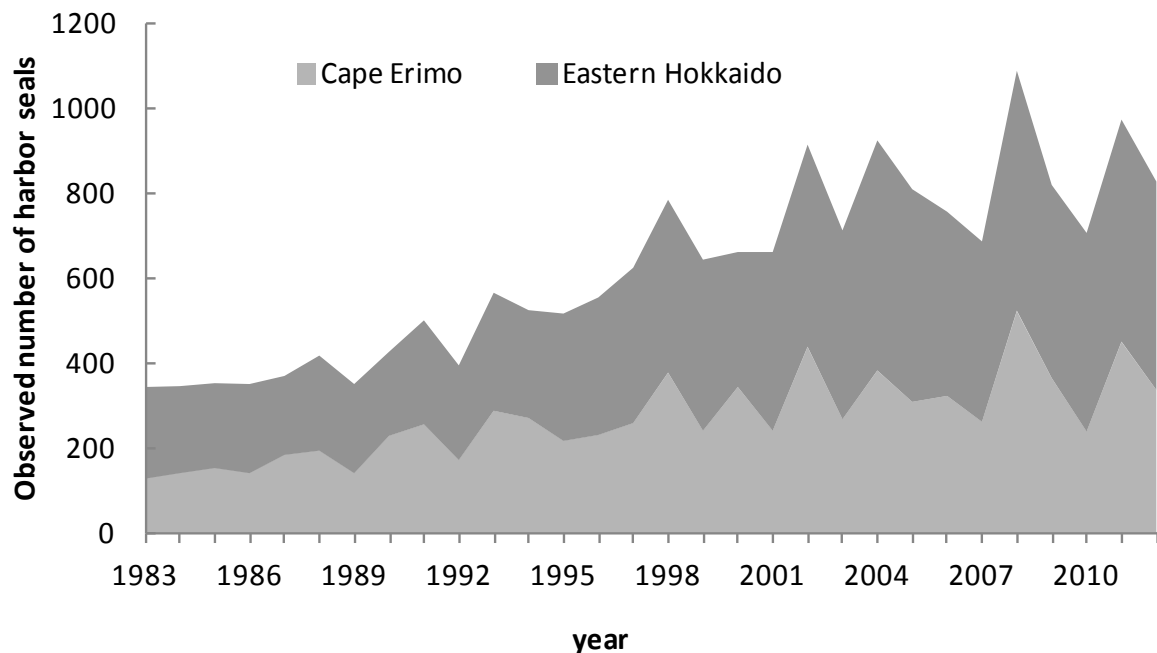


Figure 2. The number of Kuril harbor seals at the 10 haul-out sites in south and eastern Hokkaido during molting periods, as compiled by Kobayashi *et al.* (2014). Data for Cape Erimo during 2011-2012 is given by Kobayashi *et al.* (unpublished).

When the 10th Meeting of the Conference of Parties to the Convention on Biological Diversity was held in Nagoya, Japan in 2010, the MoE released a plan to promote the inclusion of marine fisheries resources including cetaceans in the Japanese Redlist. The Committee for the Marine Redlist determined the evaluation method, according to which a species is not listed if the extinction risk is assessed and it is less than that specified by IUCN's Criterion E, even though that species satisfies other IUCN's criteria. Therefore that species is to be listed. This assessment methodology is therefore weaker than the IUCN's criteria but it is identical to the criteria used for Japanese vascular plants (Yahara *et al.* 1998; Matsuda *et al.* 2003).

Inconsistencies can arise between the application of IUCN's Redlist criterion E referring to extinction risk assessment and of other IUCN's criteria. Since 1996, southern bluefin tuna (*Thunnus maccoyii*), has been listed as Critically Endangered by IUCN because of a more than 80 % reduction in population size within the past three generations (Matsuda *et al.* 1997). However Matsuda *et al.* (1997, 1998) evaluated that the extinction risk of this species does not satisfy Criterion E (> 50 % within the next 10 years or three generations), but would be classified as Vulnerable because of a more than 10 % risk that it fall below the minimum viable population size (500 mature individuals) within the next 100 years.

The MoE constituted the Science Council (SC) for Harbor Seals in 2014. As a first step, the SC evaluated the extinction risk for the various Japanese populations of harbor seals, using population viability analysis. If the extinction risk is definitely less than IUCN's criterion E, the MoE will ask the science committee for Japanese Redlist to reconsider the current classification of harbor seal. MoE sets the endpoint as the extinction of the Erimo population because that population is almost isolated and is the southern limit of the distribution of harbor seals. If the classification of harbor seal is changed from Vulnerable to Near Threatened, MoE will change its policy from conservation to population control plan for harbor seals by March 2016.

Relationships between the population size of pest animals and the damage they cause to fisheries and agriculture are still uncertain. In the case of the Brown Bear Conservation and Management Plan by Hokkaido Prefecture enforced in 2013, two categories of bears are recognized, the non-nuisance and the nuisance individuals based on their behavior. This distinction is reflected in the language of the indigenous Ainu people, who call non-nuisance bears "kimun-kamuy" or "god in the mountain" and nuisance bears "wen-kamuy" or "bad god". Non-nuisance bears either evade or ignore human presence and do not cause any agricultural damage. Nuisance bears are aggressive toward humans or tend to invade crop fields (Ohta *et al.* 2012). Before culling, nuisance bears can be discouraged by their behavior, especially when they encounter people or they approach the neighborhood of farms. After culling, their status can be confirmed by their stomach contents, whether agricultural crops or wild organisms. In addition, the Hokkaido Government monitors the estimated number of nuisance bears based on observations reported by residents.

Such a distinction may be applied to marine pest animals. If so, only nuisance individuals should be culled to decrease damage on fisheries. Culling individuals within or near fishing grounds is probably more effective than culling elsewhere. In Scotland, the conflict between people and seals is controlled by selective removal of so-called "problem" or "rogue" animals (Graham *et al.* 2011), which correspond to what is meant here by "nuisance". A monitoring method need to be established to estimate both the total population size and the number of nuisance seals in the Cape Erimo region and their trends over time.

Extinction Risk Assessment for the Japanese Dugong population. In response to a comment by the Governor of Okinawa Prefecture on the Environmental Impact Statement (EIS) for a US Military Base in the Henoko District (hereafter "Henoko Base"), we here defined the extinction risk

for the Japanese population of dugong as all individual disappear. We evaluated the extinction risk by using an individual-based model under the following assumptions for life history parameters. The reproduction rate of a mature female is 1/3 per year if at least one mature male persists in the population. Females and males mature at nine years old. A female produces at most 1 pup per year. The sex ratio at birth is 1:1. The survival rate from birth to one year of age is 80 %. The annual survival rate of an individual of at least one year of age is 95 %. If the population size is larger than the carrying capacity, there is no reproduction. The calculations consider that the population goes extinct if the population size becomes one because a single individual alone cannot reproduce.

In addition, the following initial conditions were assumed (Table 1). The initial population size is six individuals despite the fact that only three individuals were found during the EIS. The carrying capacity depends on the area of sea grass beds in Ryukyu Islands, which was 6,902 ha (Okinawa Defense Bureau 2012). The carrying capacity before the construction of the Henoko Base was 493 individuals because each individual requires *ca.* 14 ha of sea grass beds for food, as assumed by the Okinawa Defense Bureau (2012). It is assumed that no individual died as a result of the construction of Henoko Base, because the patrol system will be installed so that construction operation stops when individuals approach into the construction site. The carrying capacity is taken to have decreased by 6 individuals (493 to 487) due to the sea grass beds in Oura Bay, the location of the Henoko Base, having decreased by 78 ha (Okinawa Defense Bureau 2012). Life history parameters that are used here are listed in Table 1.

There are many uncertainties in these assumptions. Unlike the assumptions usually made for assessments in conservation biology, these assumptions are probably optimistic except as regards the assumption that the total area is limited to Okinawa Main Island and its vicinity because the purpose of this assessment is to check current presumptions that the extinction risk for the Japanese dugong is very high even under optimistic assumptions.

Figure 3 shows the extinction risk from 1000 trials of an individual-based model (Boyce 1992), in which the assumptions above were used. Because carrying capacity is much larger than the present population size, the reduction of carrying capacity caused by the Henoko Base construction leads

Table 1. Life history parameters for dugong that are assumed.

	Quantity used here	Quantity in literature	Literature cited
Initial population size	6	3	Okinawa Defense Bureau 2012
Area of sea grass beds (ha)	6902	6902	Okinawa Defense Bureau 2012
Area of sea grass beds that an individual dugong requires (ha)	14	14	Okinawa Defense Bureau 2012
Loss of sea grass beds caused by the construction of Henoko Base	78	78	Okinawa Defense Bureau 2012
Carrying capacity in Ryukyu Archipelago before the construction of Henoko Base	493		
Carrying capacity in Ryukyu Archipelago after the construction of Henoko Base	487		
Clutch size per year	1	1	
Inter-birth interval (y.)	3	3-7.	Marsh et al., 1984
Sex ratio at birth	0.50	0.55	Marsh et al., 1984
Fecundity (/y)	0.17		
Age at maturity (y.)	9	<i>ca.</i> 9	Marsh et al., 1984
Survival rate until 1 year old	80 %	81 %	Heinsohn et al., 2004
Annual survival rate after 1 year old	95 %	92 %-97 %	Heinsohn et al., 2004
Maximum age	99	73	Heinsohn et al., 2004

only to an extremely small increase in the extinction risk. Because the initial population size is very small, the extinction risk is very high even under optimistic assumptions concerning survival and reproduction rates. Even though the impact of the Base construction on the increase in the extinction risk of dugong is small, the Okinawa Defense Bureau (2012) has declared its intention to undertake some mitigation measures to maintain the total area of sea grass beds. Other measures such as artificial breeding would probably be difficult for dugongs.

Whales and whaling in Japanese waters. Coastal whaling by spear fishing and drive net fishing has existed in several fisheries locations in Japan since at least the 16th century. Modern whaling in Japan began in the 19th century. Whalers in these historical villages have worked in the Antarctic whaling. American whalers also hunted sperm whales (*Physeter macrocephalus*) in northwestern Pacific in the 19th century until the 1960s.

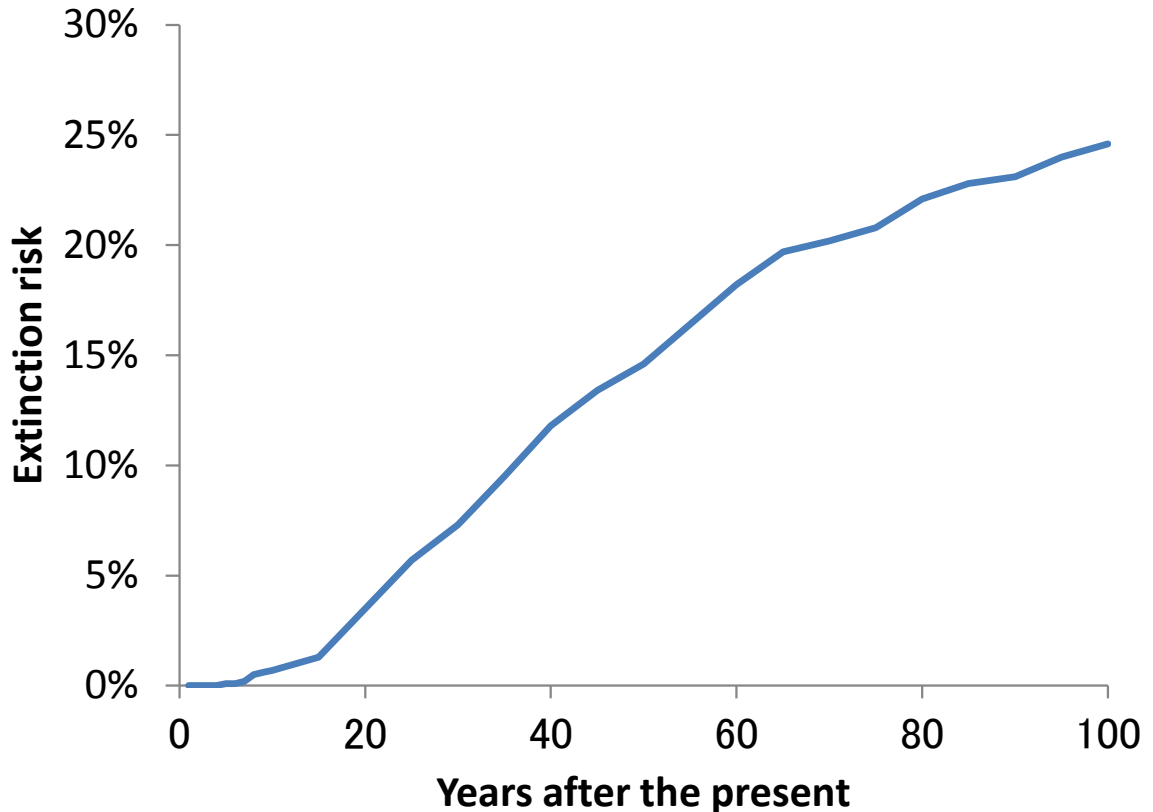


Figure 3. The extinction risk (see main text for definition) for the Japanese dugong population from 1,000 trials of the individual-based model.

Because of overexploitation, hunting of the blue whale (*Balaenoptera musculus*), fin whale (*B. physalus*) and sei whale (*B. borealis*) was banned in 1964, 1975 and 1975, respectively. Hunting of the Bryde's whale (*B. brydei*) and north Pacific minke whale (*B. acutorostrata acutorostrata*) had started in 1964 and 1984, respectively. The abundances of minke whale has never been very low (Hakamada unpublished). Since 1986, commercial whaling of all large cetaceans has ceased to the moratorium enacted by the International Whaling Commission. Whaling of minke whales in north Pacific region under Special Scientific Permit in the North Pacific (JARPN) started in 1994. Similar whaling on sei, Bryde's and sperm whales in north Pacific region started in 2000.

The Revised Management Procedure (RMP) was adopted by the Scientific Committee of IWC in 1993 and adopted by the Commission itself in 1994. The RMP is based on the idea of adaptive management and is robust against uncertainties in measurement and implementation errors (Tanaka 1980). Whale populations that were being harvested at the time the moratorium came into force in 1986 are not listed as threatened species in the IUCN's Redlist (Table 1). Catching

of these species was suspended pending the development of a robust management procedure. However, even though the RMP has been adopted, the IWC has not yet reached agreement on a Revised Management Scheme which includes other aspects such as inspection schemes. Unlike Japan, Norway and Iceland have restarted commercial whaling effectively under the RMP. This concept has also been applied to deer and bear management in the Hokkaido Prefecture (Kaji *et al.* 2010; Ohta *et al.* 2012).

Japanese whalers also harvest small cetaceans and dolphins (Table 2). Short-finned pilot whale and Dall's porpoise appear as two different forms in Japanese waters. The annual catch limits for the small-type whaling operation are organized by Fisheries Agency of Japan in consultation with the scientific advices by experts of National Research Institute of Far Seas Fisheries. Japan Fisheries Research Agency compiles catch amounts and bycatches, assess the stock levels of small whales and dolphins in Japanese coastal regions, and determined catch limits for each species under the RMP. Japanese whalers catch large cetaceans including the minke whale both in Japanese waters and outside of Japanese Exclusive Economic Zone (EEZ) as shown in Figure 4.

Major press and academic societies in Japan do not disagree with commercial whaling if the target species is not threatened. Most of them explicitly support the restart of coastal whaling. Some Japanese environmental groups have disagreed or still disagree with commercial whaling. Greenpeace Japan has campaigned against whaling. WWF (World Wildlife Fund for Nature) Japan campaigned against whaling during the 1970s to the 1990s, but changed their policy in 2002 to

Table 2. Cetacean species and forms that are taken by Japanese whaling or listed as threatened by the Mammal Society of Japan(1997). Catch limits are as determined by JFA in 2001. The ranking in the IUCN's Redlist is as at September 2014 (NE: Not Evaluated, DD: Data Deficient, LC: Least Concern, VU: Vulnerable, EN: Endangered, CR: Critically Endangered).

Common name	Academic name	Catch quota	MSJ*	IUCN**
(Small cetaceans including dolphins)				
North Pacific bottlenose whale	<i>Berardius bairdii</i>	66	Rare	DD
short-finned pilot whale (southern form)	<i>Globicephala macrorhynchus</i>	250		
short-finned pilot whale (northern form)	<i>Globicephala macrorhynchus</i>	36		
Dall's porpoise (Dalli type)	<i>Phocoenoides dalli</i>	7149		LC
Dall's porpoise (Truei type)	<i>Phocoenoides dalli</i>	6916		
striped dolphin	<i>Stenella coeruleoalba</i>	610	VU	LC
bottlenose dolphin	<i>Tursiops truncatus</i>	730		
Risso's dolphin	<i>Grampus griseus</i>	496		
pantropical spotted dolphin	<i>Stenella attenuate</i>	651		
false killer whale	<i>Pseudorca crassidens</i>	120		
Pacific white-sided dolphin	<i>Lagenorhynchus obliquidens</i>	360		LC
finless porpoise	<i>Neophocaena phocaenoides</i>	0	CR	VU
(large cetaceans, catch quota is determined by scientific whaling outside Japanese EEZ)				
Blue whale	<i>Balaenoptera musculus</i>	0	EN	EN
Fin whale	<i>Balaenoptera physalus</i>	0	EN	EN
Sei whale	<i>Balaenoptera borealis</i>	100	VU	EN
Bryde whale	<i>Balaenoptera brydei</i>	50	VU	DD
Minke whale	<i>B. acutorostrata acutorostrata</i>	220		LC
Sperm whale	<i>Physeter macrocephalus</i>	10	Rare	VU
Humpback whale	<i>Megaptera novaeangliae</i>	0	VU	LC
Right whale	<i>Eubalaena japonica</i>	0	EN	NE
Gray whale	<i>Eschrichtius robustus</i>	0	EN	LC

* The Mammalogical Society of Japan (1997); ** International Union of Conservation of Nature (2014).

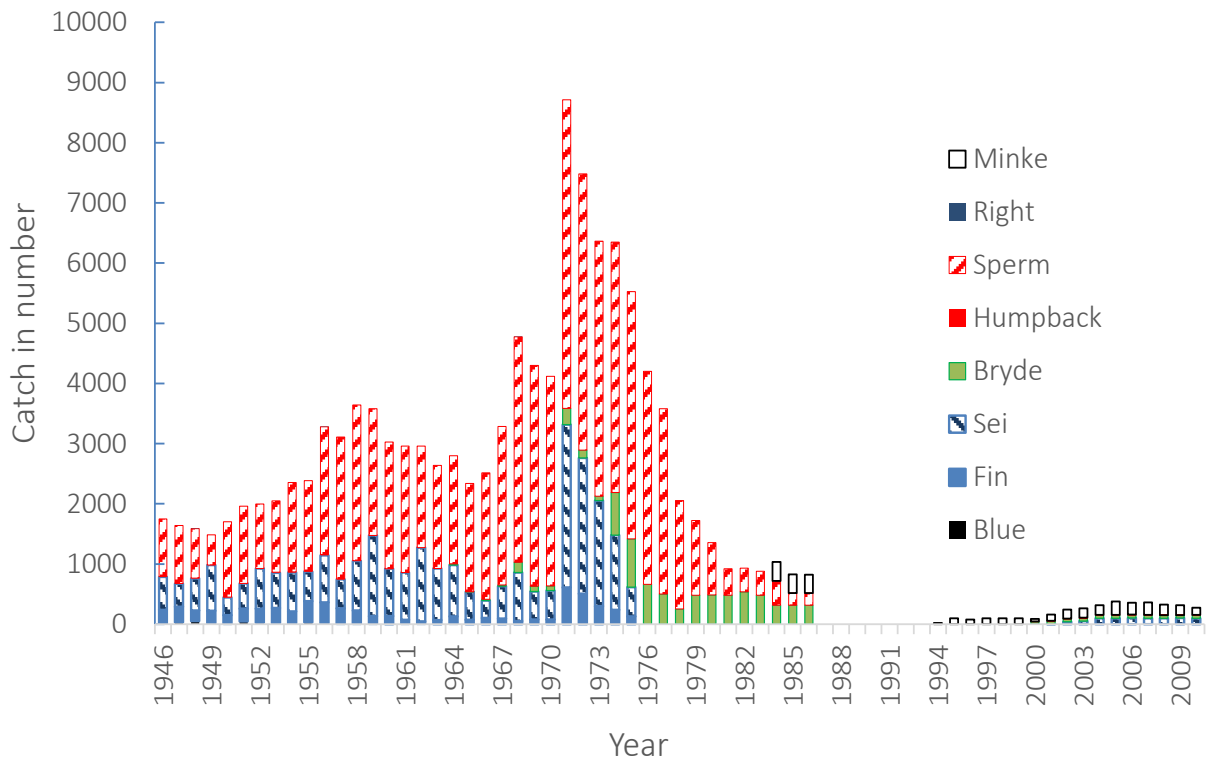


Figure 4. Catch in number of whales of Japan in the north hemisphere of Pacific (International Whaling Commission Database as of August, 2014: <http://luna.pos.to/whale/sta.html>).

support limited whaling. This statement was published in May 2005 (<http://www.wwf.or.jp/activities/2005/05/639501.html> accessed on May 1, 2015), although western journalists criticized this as an “outrage” (e. g. The Guardian, April 2, 2002; <http://www.theguardian.com/world/2002/apr/02/japan.whaling> accessed on May 1, 2015).

One of the reasons behind the international anti-whaling sentiment is probably distrust of whaling nations, including Japan. The management plan for commercial whaling needs to be enforced under a consensus with major environmental groups. Such an arrangement would be similar to that discussed above where the Japanese Fisheries Agency changed its management policy for Steller sea lion in a consensus arrangement which included WWF Japan.

Discussion

There are some similarities in Japanese wildlife management approaches between terrestrial and marine mammals and birds. Similar population trends where the population was once threatened, but has now recovered and causes serious damage to agriculture, forestry and fisheries are found for the Steller sea lion, harbor seal, spotted seal (*Phoca largha*), Japanese serow (*Capricornis crispus*), sika deer (*Cervus nippon*), wild boar (*Sus scrofa*), Japanese monkey (*Macaca fuscata*), brown bear (*Ursus arctos*) and great cormorant (*Phalacrocorax carbo*), although the timing of policy changes has differed amongst these species. For all of these species, Japanese laws, e. g., the Law for the Conservation of Endangered Species of Wild Fauna and Flora (hereafter abbreviated by LCES), the Law for Protection of Cultural Properties (LPCP) and the Wildlife Protection, Management and Hunting Law (WPHL), often discourage population control (e. g. through culling) because these laws were enacted when these wildlife populations were rare or threatened. The MoE periodically revises the Japanese Redlist and has rather less frequently revised the list of species that are protected under LCES. However, consensus building for policy

change from protection to population control usually requires a long time, typically more than 10 years. The consumption of culled animals is often difficult to achieve because the market for meat and fur of wildlife almost disappeared at a time when these animals were threatened. Obtaining a hunting license is often discouraged in Japan. Nevertheless a professional hunter for Steller sea lions remains active, and has an individual catch quota of 60, which is included in the catch limit mentioned above.

The Asian sea otter (*Enhydra lutris lutris*) and northern fur seals (*Callorhinus ursinus*) were once threatened but are now recovering. They have not yet caused appreciable damage to fisheries. However, fisheries damage caused by these species will possibly become serious in the near future.

These situations are considerably different from those for cetaceans in Japanese waters. Direct or indirect damage on fisheries by cetaceans is not known to occur except for a few cases in which whales collide with high speed vessels and fishing boats. The increase of cetacean biomass in Japanese waters may have had negative effects on fisheries resources (Tamura *et al.* 1998). Commercial exploitation might be possible for the non-threatened animals from the viewpoints of sustainability and international law (Stone 2001).

In conclusion, a management policy for each species of marine mammal depends on the current population status, behavioral characteristics and commercial value of the species. In the case of fisheries resources including cetaceans, the Japanese Fisheries Agency assesses the stock abundance to determine the catch limit if this species is not threatened (Table 2). In the case of threatened species that are not considered to be pest animals, the stock recovery plan is determined based on precautionary considerations. The major management measures are by-catch controls (Yatsu *et al.* 1995). In the case of pest species that are not threatened, the population is controlled by culling to decrease the damage to fisheries and to guarantee population persistence. In the case of animals considered pests that are threatened, both bycatch and culling limits are controlled so as to avoid a decrease in the population size. If the nuisance level differs amongst individuals, culling of nuisance individuals is probably an effective approach for both population persistence and decreasing the damage to fisheries. In the case of non-threatened and non-nuisance animals that are not used for consumptive purposes, no management measure are needed.

Furthermore, it is common to change a management policy if the population status and the society need a change in time, although some conflict between stakeholders may occur during changes of policy. At least, there has been a change in management policy that needs to be recognized.

Acknowledgements

We thank the members of the Working Group for Stock Assessment of Steller Sea Lions, F. Liu and S. Nishijima, S. Sasaki, Y. Shibata, K. Shimatani and A. Yamauchi at WWF Japan for valuable comments and information. This work was supported in part by JSPS grant (25550102) to H. M. We express sincere thanks to the reviewers for their extensive revisions that improved our work.

Resumen

Introducción: Los mamíferos marinos son recursos naturales para los humanos; también son considerados plagas para algunas pesquerías, el daño a las pesquerías ocasionado por los lobos marinos de Steller al norte de Japón se ha incrementado desde 1990. El factor más importante que conduce la relación entre los humanos y los mamíferos marinos ha cambiado desde mediados del siglo 20 hasta principios del siglo 21, debido a los cambios en el nivel de amenaza de sus poblaciones, la demanda de estos recursos naturales y los programas para la conservación de los mamíferos marinos.

Material y métodos: En este trabajo hemos escogido cuatro diferentes taxa de mamíferos marinos para investigar los cambios en las políticas hacia los mamíferos marinos en Japón: lobos marinos de Steller, foca común, dugong y cetáceos. Algunos cetáceos han sido previamente sobre-explotados y ahora se encuentran amenazados y se espera

de la recuperación de estas especies. Otros cetáceos de mayor tamaño nunca han estado amenazados, pero su explotación comercial fue prohibida por la Comisión Ballenera Internacional.

Resultados: En Japón todavía se capturan pequeños cetáceos en las pesquerías costeras y cetáceos de mayor tamaño para la investigación científica. Con excepción de los cetáceos, las políticas hacia los mamíferos marinos and cambiado, desde el uso del recurso a mediados del siglo 20, a su protección a finales del siglo 20 y hacia su control como peste desde el 2014. Los grupos ambientalistas han jugado un importante papel en la construcción de consenso en estos cambios de la política.

Discusión y conclusiones: Buscamos una estrategia comprensiva o un punto de vista que pueda balancear entre los tres aspectos de los mamíferos marinos: como un recurso natural, como participantes en el ecosistema marino, y como causantes de daño a las pesquerías. También discutimos la importancia del involucramiento de los interesados en el cambio de los programas para el manejo de la fauna silvestre, los que van desde la protección total hasta el control de las poblaciones.

Palabras clave: Cacería comercial de ballenas Japonesa, control de Poblaciones, dugong, foca Común, involucramiento de los Interesados, lobo marino de Steller, manejo adaptativo de fauna silvestre.

Literature Cited

- BURKANOV, N. V., AND T. R. LOUGHLIN. 2005. Distribution and abundance of Steller sea lions, *Eumetopias jubatus*, on the Asian Coast, 1720's-2005. *Marine Fisheries Review* 67:1-62.
- GRAHAM, I. M., R. N., HARRIS, I. MATEJUSOVÁ, AND S. J. MIDDLEMAS. 2011. Do 'rogue' seals exist? Implications for seal conservation in the UK. *Animal Conservation* 14:587-598.
- HATTORI, K., AND O. YAMAMURA. 2014. Steller Sea Lion. In Fisheries Research Agency "Review of the state of world fishery resources". Pp. 1-7 http://kokushi.job.affrc.go.jp/H23/H23_55.pdf.
- HATTORI, K., AND O. YAMAMURA. 2014. Steller Sea Lion. In Fisheries Research Agency "Review of the state of world fishery resources". Pp. 1-7 http://kokushi.job.affrc.go.jp/H23/H23_55.pdf.
- HATTORI, K., T. ISONO, A. WADA, AND O. YAMAMURA. 2009. The distribution of Steller sea lions (*Eumetopias jubatus*) in the Sea of Japan off Hokkaido, Japan: A preliminary report. *Marine Mammal Science* 25: 949-95.
- HOSON, O., G. OGURA, N. OHTAISHI, AND S. ODA. 2009. Are ancient dugong bones useful for analyses? Proceedings of the 4th International Symposium on SEASTAR 2000 and Asian Bio-logging Science (The 8th SEASTAR2000 workshop). 35-40
- IUCN. 2014. The IUCN Redlist of Threatened Species. IUCN, <http://www.iucnredlist.org/>.
- KAJI, K., H. OKADA, M. YAMANAKA, H. MATSUDA, AND T. YABE. 2005. Irruption of a colonizing sika deer population. *Journal of Wildlife Management* 68: 889-899.
- KAJI, K., T. SAITOH, H. UNO, H. MATSUDA, AND K. YAMAMURA. 2010. Adaptive management of a Sika deer population in Hokkaido, Japan: theory and practice. *Population Ecology* 52:373-387.
- KOBAYASHI, Y., T. KARIYA, J. CHISHIMA, K. FUJII, K. WADA, S. BABA, T. ITOO, T., NAKAOKA, M. KAWASHIMA, S. SAITO, N. AOKI, S. HAYAMA, Y. OSA, H. OSADA, A. NIIZUMA, M. SUZUKI, Y. UEKANE, K. HAYASHI, M. KOBAYASHI, N. OHTAISHI, AND Y. SAKURAI. 2014. Population trends of the Kuril harbour seal *Phoca vitulina stejnegeri* from 1974 to 2010 in southeastern Hokkaido, Japan. *Endangered Species Research* 24:61-72.
- LAVIGNE, D. M. 2003. Marine mammals and fisheries: the role of science in the culling debate. Pp. 31-47 in *Marine mammals: fisheries tourism and management issues* (Gales N, M. Hindell, and R. Kirkwood, eds.) CSIRO publications. Melbourne, Australia.
- MARSH, H., G. E. HEINSOHN, AND L. M. MARSH. 1984. Breeding cycle, life history and population dynamics of the dugong, *Dugong dugon* (Sirenia: Dugongidae). *Australian Journal of Zoology* 32:767-788.
- MATSUDA, H., T. WADA, Y. TAKEUCHI, AND Y. MATSUMIYA. 1991. Alternative models for species replacement of pelagic fishes. *Researches on Population Ecology* 33:41-56.
- MATSUDA, H., T. YAHARA, AND Y. UOZUMI. 1997. Is the tuna critically endangered? Extinction risk of a large and overexploited population. *Ecological Research* 12:345-356.

- MATSUDA, H., Y. TAKENAKA, T. YAHARA, AND Y. UOZUMI.** 1998. Extinction risk assessment of declining wild populations: in the case of the southern bluefin tuna. *Researches on Population Ecology* 40:271-278.
- MATSUDA, H., S. SERIZAWA, K. UEDA, T. KATO, AND T. YAHARA.** 2003. Extinction Risk Assessment of Vascular Plants in the 2005 World Exposition, Japan. *Chemosphere* 53:325-336.
- MATSUDA, H., M. MAKINO, AND Y. SAKURAI.** 2009. Development of adaptive marine ecosystem management and co-management plan in Shiretoko World Natural Heritage Site. *Biological Conservation* 142:1937-1942.
- MAMMALOGICAL SOCIETY OF JAPAN (ED.).** 1997. Red Data of Japanese mammals, Bun-ichi. Tokyo, Japan (in Japanese).
- MINISTRY OF ENVIRONMENT, JAPAN.** 2014. The Conservation and Management Plan for Harbor Seals in Erimo Region, Ministry of Environment, Japan (in Japanese). http://www.env.go.jp/press/file_view.php?serial=24493&hou_id=18131
- NAKAGAWA, E., M. KOBAYASHI, M. SUZUKI, AND T. TSUBOTA.** 2010. Genetic variation in the harbor seal (*Phoca vitulina*) and spotted seal (*Phoca largha*) around Hokkaido, Japan, based on mitochondrial cytochrome b sequences. *Zoological Science* 27:263-268.
- OHTA, U., M. JUSUP, T. MANO, H. TSURUGA, AND H. MATSUDA.** 2012. Adaptive management of the brown bear population in Hokkaido, Japan. *Ecological Modelling* 242:20-27.
- OKINAWA DEFENSE BUREAU.** 2012. Revised Environmental Impact Statement for Futenma Replacement Facility Construction Project Section 6-16 Dugong. Okinawa, Japan. (<http://www.mod.go.jp/rdb/okinawa/07oshirase/chotatsu/hyoukasyohosei/140.pdf> in Japanese, accessed on September 25, 2014).
- OUHAMA, S.** 1971. Taxes of the Yaeyama Islands. San-ichi Syobou, Tokyo (in Japanese)
- PHILLIPS, C. D., J. W. BICKHAM, J. C. PATTON, AND T. S. GELATT.** 2009. Systematics of Steller sea lions (*Eumetopias jubatus*): subspecies recognition based on concordance of genetics and morphometrics. Natural Science Research Laboratory, Museum of Texas Tech University.
- POMPA, S., P. R. EHRLICH, AND G. CEBALLOS.** 2011. Global distribution and conservation of marine mammals. *Proceedings of National Academy Science* 108:13600–13605.
- STONE, C. D.** 2001. Summing Up: Whaling and Its Critics. Pp 269-291 in *Towards a sustainable whaling regime* (Friedheim, R. L, ed.). University of Washington Press. Seattle, EE.UU.
- TAMURA, T., Y. FUJISE, AND K. SHIMAZAKI.** 1998. Diet of minke whales *Balaenoptera acutorostrata* in the northwestern part of the North Pacific the summer, 1994 and 1995. *Fisheries Science* 64:71-76.
- TANAKA, S.** 1980. A theoretical consideration on the management of a stock-fishery system by catch quota and on its dynamical properties. *Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries* 46:1477-1482.
- WADE, P. R.** 1998. Calculating limits to the allowable human-caused mortality of cetaceans and pinnipeds. *Marine Mammal Science* 14: 1–37
- WICKENS, P. A.** 1995. A Review of Operational Interactions between Pinnipeds and Fisheries. *FAO Fisheries Technical Paper* 346:1-86.
- YAHARA, T., T. KATO, K. INOUE, M. YOKOTA, Y. KADONO, S. SERIZAWA, H. TAKAHASHI, N. KAWAKUBO, H. NAGAMASU, K. SUZUKI, K., UEDA, AND Y. KADOTA.** 1998. Redlist of Japanese vascular plants: summary of methods and results. *Proceedings of Japanese Society of Plant Taxonomists* 13: 89-96.
- YATSU, A., K. HIRAMATSU, AND S. HAYASE.** 1995. A Review of the Japanese squid driftnet fishery with notes on the cetacean bycatch. *Report of the International Whaling Commission (Special issue 15):* 365-379.
- YODZIS, P.** 2001. Must top predators be culled for the sake of fisheries? *Trends in Ecology and Evolution* 16:78-84.

Submitted: September 30, 2014

Review: April 20, 2015

Accepted: May 6, 2015

Associated editor: Juan Pablo Gallo

**Residence patterns and long-term movements
of dolphins *Tursiops truncatus*, in the southeastern
Gulf of Mexico**

Patrones de residencia y movimientos a largo plazo de las toninas *Tursiops truncatus*, en la región sureste del Golfo de México

Alberto Delgado-Estrella^{1*}

¹Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Autónoma del Carmen. Calle 56 N° 4, Ciudad del Carmen 24180, Campeche, México.
E-mail. delgadoestrella@gmail.com

*Corresponding author

Introduction: There are scarce information about the movements and patterns of residence of bottlenose dolphins in the southern part of the Gulf of Mexico and the objective of this study is to have information on this subject, Terminos lagoon area is the zone with more effort to study in the region and it is possible that the dolphins move along the coast.

Methods: During 1994 to 1999 systematic surveys were carried out to study the movements and residence patterns of bottlenose dolphin populations in four different localities along the coast of the southern Gulf of Mexico, Holbox Island, Quintana Roo, Celestun in Yucatan, Terminos lagoon in Campeche and oriental Tabasco.

Results: In total, 2,889 dolphins were photo-identified in the four areas, the majority in the Terminos lagoon (1,987); in this same area one dolphin was recorded within 10 years and nine months, thus having a multi-annual residency pattern. Other dolphin was photo-identified during 1997 in Holbox and 247 days later in Tabasco; another four animals moved from Terminos lagoon to Tabasco, travelling on average 270 km.

Discussion and conclusions: These are the first long-term residence patterns and migration records for the species along the southern Gulf of Mexico. Bottlenose dolphins use the coastal lagoons as feeding and shelter areas for calving. The long movements recorded along the Yucatán peninsula between Quintana Roo and Tabasco may evidence a continuous coastal population along the southern Gulf of Mexico.

Key words: Bottlenose dolphins; Gulf of Mexico; movements; residence; *Tursiops truncatus*.

Introducción

En México los estudios poblacionales a largo plazo de mamíferos marinos son muy escasos, ya que la mayor parte de la información se conforma con las observaciones ocasionales de algunas especies en ciertas áreas de la Zona Económica Exclusiva de México. De las toninas o bufeos (*Tursiops truncatus*) se han estudiado algunas poblaciones, en las costas del Pacífico mexicano se han realizado algunos trabajos en Sinaloa (De la Parra-Venegas y Galván-Pastoriza 1985; Ortega-Ortiz y Delgado-Estrella 1996) y Sonora (Ballance 1990), en cuanto a abundancia, distribución y ciclos de actividad estacional y anual. Del Golfo de México existen informes de aspectos poblacionales para Veracruz (Heckel 1992;

Morteo Ortiz *et al.* 2014), Tabasco (Delgado-Estrella y Pérez-Cortés 1993; López 1997) y Campeche (Delgado 2002; Bazúa-Durán y Delgado-Estrella 2014).

Se sabe que las toninas concentran sus actividades en ciertas áreas, conformando una o varias zonas de mayor actividad o áreas núcleo dentro de su ámbito hogareño, estas áreas pueden ser usadas estacionalmente por algunos individuos, o ser tomadas como sitios de residencia permanente por otros. El tamaño del ámbito hogareño puede estar en función de la densidad poblacional y también puede variar a lo largo del año, lo cual puede indicar una calidad ambiental variable (Shane *et al.* 1986).

Con el estudio de diversos grupos de toninas en diferentes regiones del sur de Golfo de México se pretende tener una mejor visión de cómo es su dinámica grupal, de sus movimientos, así como detectar cuáles son los factores que influyen para su congregación en estas zonas. Los objetivos de este trabajo fueron: 1) Utilizando la técnica de la fotoidentificación para detectar los movimientos más comunes en cuatro zonas de estudio en el sur del Golfo de México; 2) Conocer las variaciones en la residencia de las toninas y 3) Detectar movimientos a largo plazo entre las cuatro diferentes zonas de estudio.

Material y métodos

Áreas de estudio. Debido a las características y cercanía de las poblaciones de toninas, se planteó hacer la investigación en cuatro localidades a lo largo de la costa sur del Golfo de México y parte norte de la península de Yucatán (Figura 1). En Tabasco se seleccionó la franja costera comprendida entre la desembocadura del río Grijalva-Usumacinta en el poblado de Frontera, en la parte oriental (18° 37' N, -92° 40' W) y el poblado de Tupilco en la parte occidental (18° 36.30' N, -93° 20' W).

La segunda localidad estudiada fue la laguna de Términos, Campeche, que se localiza entre los meridianos -91° 15' y -92° 00' W y los paralelos 18° 15' y 19° 00' N, la cual tiene una longitud de 70 km y una anchura de 28 km, estando limitada al norte por la isla del Carmen. Es una laguna somera, con una profundidad promedio de entre dos y cuatro metros, con excepción de las lagunas pantanosas de mareas y un canal profundo en la porción oriental de cada boca. La superficie aproximada de la cuenca principal es de 1,700 km², pero incluyendo pantanos y sistemas fluvio-lagunares asociados al área, llega aproximadamente a 2,500 km² (Yáñez-Arancibia *et al.* 1988).

La tercera zona, en el estado de Yucatán, fue las cercanías del poblado de Celestún. Esta laguna o ría, como también se le conoce, se localiza entre los paralelos 20° 48' y 20° 58' N y los meridianos -90° 15' y -90° 25' W. Tiene una extensión aproximada de 3 km². La vegetación de la región es de tipo matorral espinoso, con plantas carnosas y pastizal. Está rodeada de manglar tipo borde, dominado por *Rhizophora mangle*. La vegetación subacuática está constituida principalmente por *Chara fibrosa* y *Bathophora oerstendi* en la porción norte. En la porción centro y sur las especies que sobresalen son: *Diplantera (Halodule) wrightii*, *Syringodium filiforme* y el alga *Chaetomorpha linum*, a las cuales se les encuentra en los márgenes de la laguna, formando densas alfombras (Herrera-Silveira 1990).

La cuarta zona correspondió a la laguna de Yalahau, que se localiza en el estado de Quintana Roo, entre los paralelos 21° 26' y 21° 36' N y los meridianos -87° 08' y -87° 29' W. También se le conoce como laguna Conil y limita al Golfo de México a través de la isla Holbox. Toda esta región sureste del Golfo de México presenta un clima cálido subhúmedo con lluvias en verano (Aw1 (x')(i')). La temperatura promedio anual es de 26.1 ° C, los meses más calientes son de mayo a septiembre. La precipitación promedio anual es de 1,290 mm, siendo los meses más lluviosos de junio a septiembre (García 1973). En la región se presentan tres temporadas climáticas, que

son: secas (febrero a mayo), lluvias (junio a septiembre) y nortes (octubre a enero). Los vientos dominantes son del sureste, de marzo a septiembre. En el verano y en el otoño se presentan las "turbonadas", o tormentas tropicales aisladas y rápidas.

El comportamiento de los nutrientes en el Golfo de México responde, al igual que el oxígeno disuelto, a los distintos eventos de circulación que están influenciados por la estacionalidad y, consecuentemente, al ascenso de aguas del fondo por enfriamiento de masas, giros ciclónicos, surgencias y por hundimientos anticiclónicos (De la Lanza Espino 1991).

En cuanto a las características hidrográficas de esta parte del Golfo de México, el flujo de agua a través del canal de Yucatán, a lo largo del margen noreste del banco de Campeche, forma un verdadero frente: la corriente del Lazo, que corre hacia el norte del Golfo de México sobre aguas profundas. En este punto el flujo es inestable y se presenta un giro anticiclónico en la parte este del Golfo, pasando del banco de Campeche al borde oeste de la península de Florida. La corriente del Lazo penetra hacia el oeste del Golfo cuando se separa del banco de Campeche (Mollinari y Morrison 1988).

En el Golfo de México se presenta una capa superficial de baja salinidad con una capa de mezcla de hasta 50 m en la corriente de Lazo. Durante el verano la capa de mezcla es muy superficial, variando de 10 a 20 m (Longhurst 1998). La clorofila en esta región tiene variaciones características, por la entrada de agua costera a la zona pelágica y la surgencia de nutrientes (Paluskiewicz *et al.* 1983), mientras que los giros anticiclónicos modifican significativamente la distribución de nutrientes en la parte oeste. Los remolinos anticiclónicos y la corriente presentan una topografía de la piconclina en forma de domo, en la que los nitratos suben a la zona fótica alrededor de su perímetro (Walsh *et al.* 1989).

Se realizaron salidas periódicas en cada zona en un periodo de cinco años, abarcando cada una de las temporadas climáticas. La zona mejor estudiada fue la laguna de Términos y la menos

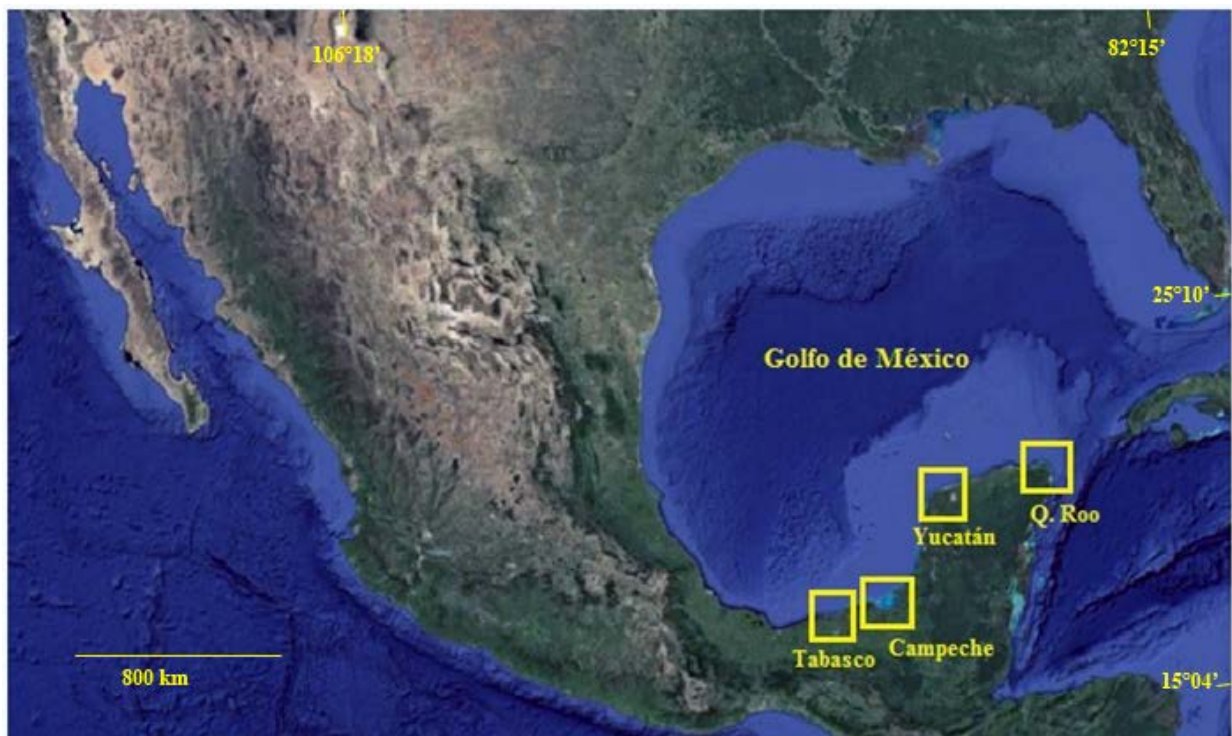


Figura 1. Localización de áreas de estudio en el sureste del Golfo de México (Tomado de Google Earth, 15 abril, 2015, y modificado por el autor).

estudiada la zona de Celestún. Se utilizaron lanchas de fibra de vidrio de siete metros de eslora, con motor fuera de borda de entre 55 y 75 HP.

En cada avistamiento se fotografiaron las aletas dorsales de los animales utilizando al menos dos cámaras tipo "reflex", equipadas con lentes de acercamiento de entre 210 y 300 mm. Se utilizó película blanco y negro (ASA 800).

En cuanto al análisis de fotoidentificación, se realizaron algunas modificaciones al método descrito por Würsig y Jefferson (1990) y Defran *et al.* (1990), debido a que la comparación de las aletas dorsales entre los diferentes individuos fotografiados en cada salida de cada zona estudiada se realizó con base en trazados en hojas de papel. Todas las aletas se imprimieron en un tamaño estándar, para su revisión y comparación (Delgado 2002). Para mantener un control sobre los trazos y evitar sesgos de la persona que trazaba, se comparó cada dibujo con la fotografía original, para hacer las correcciones pertinentes o bien repetir de nuevo el trazo. Para las comparaciones se realizó una selección preliminar de las características en cuanto a la forma y número de muescas de las aletas, estableciendo las siguientes categorías: una muesca, dos muescas, tres muescas, más de tres muescas, muescas en la punta, muescas en el borde anterior de la aleta, aletas con más de tres muescas, incluyendo la punta.

Primero se elaboraron los catálogos fotográficos de cada zona, detectando los individuos con al menos un reavistamiento. Posteriormente se compararon los individuos entre la diferentes zonas de estudio, confirmando los posibles reavistamientos directamente con las fotografías. Solamente se utilizaron imágenes con buena calidad, de tal modo que se pudieran diferenciar las muescas y marcas distintivas en cada ejemplar (Delgado 2002). Para establecer los patrones de residencia se tomaron en cuenta los criterios de Ballance (1990), considerándose como no residentes a las toninas que fueron observadas una sola vez y como residentes a las toninas que se observaron más de tres veces (recapturas), tomando en cuenta también las temporadas en que fueron registradas.

Resultados

La laguna de Términos en Campeche fue la zona en donde se pudo fotoidentificar el mayor número de individuos y la zona con menor número de toninas identificadas fue Celestún, en Yucatán. En la Tabla 1 se muestran los totales de toninas identificadas por zona de estudio y la proporción que representa del número total de ejemplares. En las cuatro zonas de estudio se obtuvieron reavistamientos, algunos con unos cuantos minutos de diferencia y otros más con periodos tan largos como 11 años. También se reavistaron individuos en zonas comunes, y hubo animales que siempre fueron localizados en lugares diferentes y distantes entre sí.

En la costa de Tabasco, 20 de las 521 toninas identificadas pudieron ser reavistadas (3.8 %), la mayoría de ellas durante el mismo año o en años consecutivos, y solo una con más de cuatro años de diferencia entre la captura y la recaptura fotográfica (TTTA-060). Sólo un individuo (TTTA-084) se reavistó dos veces, primero durante el mismo mes y después a casi dos meses. La diferencia más grande en distancia entre un avistamiento y otro, independientemente del tiempo transcurrido, fue de 44.4 km. En individuos reavistados el mismo día se pudo calcular la velocidad de movimiento y desplazamientos diarios. En Tabasco se registraron dos de estos casos 43.6 km/h y 6.4 km/h.

La mayor parte de los reavistamientos se registraron en las entradas a las lagunas costeras y ríos como el González y el Grijalva. En esta parte occidental de la costa de Tabasco fue común encontrar a las toninas asociadas a barcos camaroneros trabajando, entre 30 y 50 % de los avistamientos estuvieron asociados con esta actividad pesquera. De igual manera, los avistamientos registrados en la parte central de la costa de Tabasco estuvieron asociados con

actividades pesqueras, ya sea con redes de cerco o redes agalleras, y con la pesquería de la sierra (*Scomberomorus* spp.) y el bonito (*Sarda sarda*).

En la laguna de Términos, Campeche, se registraron los movimientos más interesantes y se pudo hacer un mejor seguimiento, ya que hubo mayor número de reavistamientos de los individuos identificados. En la Figura 2 se señalan los movimientos diarios más comunes en la boca del Carmen. En esta parte de la laguna se registró la mayoría de las toninas identificadas.

Para fines prácticos solo se describirán los movimientos de los animales identificados considerados más importantes, ya sea por el tiempo transcurrido entre los registros, por las distancias recorridas o bien por la asociación con otros individuos. Se registraron delfines que no se movieron mucho de su zona habitual de acción durante los diferentes registros. El caso más interesante fue el del ejemplar identificado inicialmente con el número TTLT-001 ("Mocho"), que fue registrado de manera regular durante más de 10 años en la zona de la boca del Carmen y parte occidental de la laguna.

Debido al gran número de individuos con reavistamientos en zonas distantes o con mucho tiempo entre capturas (más de 3 años), se elaboraron mapas de localización señalando algunos ejemplos representativos de los individuos en la laguna de Términos. En el interior de la laguna de Términos se registraron movimientos tanto de corta duración y distancia, menos de 10 km en pocos minutos, así como movimientos intermedios de 20 a 45 km. Los recorridos más largos los realizaron las toninas que viajaron de una boca a otra y que, dependiendo de la ruta, recorrieron más de 60 km (Figura 2). En la cuenca de la laguna se observó una gran variedad de movimientos. Seis de las toninas identificadas y con reavistamientos (individuos TTLT-052, 56, 174, 178, 1828 y 1833) se localizaron en ambas bocas de la laguna en tiempos diferentes, promediando una distancia entre puntos de 46.3 ± 2 km.

Otras toninas se movieron principalmente en la parte sur de la laguna, viajando frecuentemente de y hacia la laguna de Panlao, mientras que otros individuos se movieron con frecuencia de la boca del Carmen a lo largo del litoral interno de la isla. Dos individuos (TTLT-470 y 1263) se localizaron por separado en la boca del Carmen en años diferentes, y durante 1998 se vieron juntos en el Golfo de México, frente a la isla del Carmen.

La fidelidad al sitio varió entre los individuos, ya que algunos se movieron mucho mientras que otros siempre se localizaron en la misma zona; por ejemplo, el individuo TTLT-114 de las nueve ocasiones que se observó, en las primeras cuatro se localizó entre cinco y 10 km de la laguna de Panlao y las últimas seis veces siempre se localizó en el interior de Panlao; algo similar sucedió

Tabla 1. Número de toninas *Tursiops truncatus*, totales identificadas en las diferentes localidades de estudio de la región sureste del Golfo de México.

Localidad	Periodo de estudio	Número total de individuos fotoidentificados	Número de individuos recapturados	% de recaptura
Laguna de Términos, Campeche	1989-90; 1995-1998; 1999 (6 años de esfuerzo, 10 años totales)	1987 (68.7 %)	155 (80.8 %)	7.8
Isla Holbox, Q. Roo	1994-1995, 1996-1998 (3 años de esfuerzo, 4 años totales)	344 (11.9 %)	13 (6.7 %)	3.8
Costa de Tabasco	1992, 1996, 1998-1999 (3 años de esfuerzo, 7 años totales)	521 (18.0 %)	20 (10.4 %)	3.65
Celestún, Yucatán	1997-1998 (un año de esfuerzo total)	37 (1.3 %)	4 (2.1 %)	10.8
Totales		2,889	192	6.6

Nota: la primera parte se refiere al esfuerzo de fotoidentificación y el esfuerzo total incluye esfuerzo en el que no se obtuvieron fotos.

con el individuo 314, que al menos en cuatro ocasiones se vio en la misma manada, junto con el individuo 114. Otros ocho individuos únicamente fueron localizados en el interior de Panlao realizando diversas actividades y en sus grupos regularmente se presentaron crías, algunas de ellas recién nacidas.

Se registraron dos movimientos con dos días de diferencia, los cuales se movieron 37 y 45 km respectivamente. Los individuos con número 1673, 1709, 1710 y 1711 formaron un “grupo núcleo” de un día a otro, viajando 32 km desde la laguna de Panlao a la parte noreste de la isla del Carmen, llamándole “grupo núcleo” porque hubieron otros individuos asociados a las manadas que ya no aparecieron integrados en ninguno de los dos días consecutivos de avistamientos.

En la costa de Yucatán únicamente cuatro individuos fueron reavistados, todos ellos muy cercanos entre sí. El individuo TTCE-001 se registró tres días consecutivos y la distancia entre los puntos más distantes fue de 12 km. El único delfín que se registró con tres meses de diferencia fue el individuo TTCE-005, con una diferencia de 18 km entre ambos puntos. Todos los avistamientos se registraron entre la localidad de Celestún y el Palmar. La máxima diferencia registrada en una tonina identificada entre capturas consecutivas fue de 90 días, es decir no hubo ningún individuo que se identificara en salidas consecutivas, por lo cual no se pudo establecer ningún tipo de residencia, y al parecer los animales se mueven a lo largo de la costa en una zona mucho más grande que la estudiada.

La zona de isla Holbox presentó 14 casos de reavistamientos. Seis individuos solo presentaron un reavistamiento, cuatro de ellos en el mismo año y los restantes en años diferentes, pero en zonas muy cercanas, con excepción de un individuo que primero se localizó en la laguna de Yalahau y posteriormente tres años después se observó en el Golfo de México. Seis ejemplares presentaron dos recapturas, la más interesante fue de los individuos TTIH-037 y 044, que se vieron



Figura 2. Movimientos más comunes de las toninas en la laguna de Términos, Campeche (Tomado de Google Earth, 15 abril, 2015, y modificado por el autor).

juntos primero en la laguna de Yalahau y posteriormente se recapturaron en el Golfo de México, formando parte de grupos diferentes.

Solo dos toninas se recapturaron tres veces, TTIH-007 y 089, todas ellas en el interior de la laguna de Yalahau, entre 1994 y 1997; la última vez ambas se encontraron en la misma manada. La distancia recorrida en un solo día fue de 4.5 km, con una diferencia de 74 minutos, dando una velocidad promedio de movimiento de 3.65 km/h. La diferencia más grande en distancia entre avistamientos, sin tomar en cuenta el tiempo transcurrido, la presentó el individuo TTIH-044, con 35.5 km.

Existieron movimientos a largo plazo realizados por algunos de los individuos fotoidentificados en el Golfo de México. Se pudieron diferenciar cinco toninas con reavistamientos muy distantes de la primera localidad registrada, en la Tabla 2 se resumen los datos de cada una. Un individuo (TTIH-232) se movió de la zona de isla Holbox a la costa de Tabasco en menos de un año, recorriendo al menos 800 km (Figura 3). Los otros cuatro individuos se movieron entre la laguna de Términos, Campeche y la costa de Tabasco siempre en este orden, ya que primero fueron catalogados en Campeche y posteriormente en Tabasco (Fig. 4), recorriendo una distancia promedio de 270 km (\pm 36.6 km).

Los resultados tanto de la costa de Tabasco como de Celestún, Yucatán, no aportaron información suficiente para determinar algún tipo de residencia, y tal parece que las toninas se mueven continuamente a lo largo de la costa. En contraste, las zonas de lagunas costeras sí mostraron patrones de residencia bien definidos. Estos patrones se apoyan en los reavistamientos de un estado a otro y con las fluctuaciones en los valores de abundancia estacional.

En la laguna de Yalahau, Quintana Roo, al menos cuatro individuos (TTIH-007, TTIH-043, TTIH-055 y TTIH-089) fueron observados siempre en la laguna entre 1994 y 1997, por lo que pueden considerarse como residentes multianuales. Por otro lado, el individuo TTIH-037 y el TTIH-044 primero se observaron casi frente al poblado de isla Hobox y en el interior de la laguna respectivamente, en julio de 1994 y posteriormente se localizaron en las inmediaciones de Cabo Catoche en el Golfo de México durante 1994 y 1995, por lo que pueden considerarse residentes anuales con mayor área de movimiento. Cinco de los individuos identificados se observaron durante 1994 y posteriormente se recapturaron en julio de 1997, por lo que se podrían considerar como visitantes ocasionales.

En la laguna de Términos se tuvo el caso de la única tonina que se registró en una misma zona durante más de 10 años. Por otra parte, un grupo de toninas que presentaron mutilaciones en la cola y que frecuentaron la boca de Puerto Real durante 1989-1990, se volvieron a recapturar durante 1995, 1996 y 1997, siendo casos de residencia multianual en zonas específicas como las bocas de

Tabla 2. Información de individuos reavistados en localidades diferentes del Golfo de México.

Primer avistamiento			Reavistamiento			Tiempo transcurrido Distancia recorrida
N° Catálogo	Fecha	Localidad	N° Catálogo	Fecha	Localidad	
TTIH-232	15/11/95	Punta Caracol, Quintana Roo	TTTA-142	20/7/96	5.5 E Chiltepec, Tabasco.	247 días 800 km
TTLT-056	17/8/95	7.5 NW Panlao, Campeche	TTTA-460	26/6/99	18° 31.26 N-93° 15.58 W Tabasco	1,404 días 320 km
TTLT-183	23/12/95	10 SW Panlao, Campeche	TTTA-423	16/6/99	18° 28.00 N-93° 13.20 W, Tabasco	1,264 días 250 km
TTLT-428	29/3/96	0.5 S Zacatal, Campeche	TTTA-454	26/6/99	18° 31.26 N-93° 15.58 W, Tabasco	1,176 días 240 km
TTLT-1486	9/10/97	2 NW Balchacah, Campeche	TTTA-297	28/3/99	18° 30.44 N-93° 06.28 W, Tabasco	535 días 270 km

la laguna. Al menos tres individuos fueron localizados en la laguna de Términos, Campeche, y posteriormente en la costa de Tabasco (Figura 4), al parecer esta es una zona con intercambio de individuos por su cercanía.

El promedio general de eficiencia fotográfica (esto es, el número de toninas fotoidentificadas del total de animales observados en cada manada) durante todo el estudio y en todas las zonas fue de alrededor de 50 %. Cabe señalar que la eficiencia tuvo una variación dependiendo de la zona de estudio, de las condiciones ambientales y del comportamiento de las toninas, ya que varió desde 10 hasta 100 % en varios de los grupos. Coincidentemente en todas las zonas, las eficiencias menores se presentaron en la temporada de nortes o bien en días con mucha marejada o lluvia; en este último caso, aunque las toninas estuvieran cerca de la lancha y no se movieran mucho, no se pudieron utilizar las cámaras fotográficas.

Discusión

Los estudios de identificación de individuos pueden ser usados para determinar patrones de movimiento y de asociación entre animales (Delgado 2002). Con base en los reavistamientos de los individuos conocidos, se ha determinado que algunos animales regresan consistentemente a una localidad particular y otros pueden mostrar especificidad temporal, como regresar a ciertas localidades en la misma temporada. Los individuos de diferentes clases de edad y sexo, con frecuencia muestran diferencias en la fidelidad al sitio o pueden presentar diferencias estacionales o temporales (Hammond *et al.* 1990).

No necesariamente debe de existir una relación directa entre los valores de abundancia de toninas en una determinada zona de estudio, con la cantidad de individuos que pueden ser identificados con fotografía, ya que hay factores que afectan la cantidad y calidad de las imágenes obtenidas, por ejemplo: la accesibilidad a los delfines, tipo de conducta que están realizando, condiciones ambientales como el oleaje, viento y corrientes, condiciones de luminosidad, experiencia y destreza del fotógrafo, tipo de película fotográfica y equipo fotográfico utilizado, entre otros.

En este caso, sí hubo correspondencia entre el número de individuos identificados con las abundancias relativas registradas en cada zona (Delgado 2002), aunque hubo zonas como Celestún en donde resultó más fácil obtener las fotografías de las aletas dorsales de las toninas. El segundo lugar más fácil para fotografiar a las toninas fue la laguna de Términos, seguida de los alrededores de isla Holbox y por último la costa de Tabasco, en donde por circunstancias tales como la captura de animales vivos para delfinarios, así como la cacería por parte de los pescadores locales para utilizar su carne, los delfines se ahuyentan fácilmente con la presencia de las lanchas, por lo que no se pudieron obtener buenas fotos en algunas de las manadas observadas.

Otro factor común fue que en determinadas temporadas los incrementos de individuos nuevos son muy grandes, y coinciden también en todas las zonas con el inicio de la temporada de lluvias durante el mes de julio. Esto también se reflejó en una mayor incidencia de avistamientos durante la temporada de lluvias en prácticamente todas las zonas, marcando un periodo de migración local de zonas aledañas, o bien de individuos que se mueven varios cientos de kilómetros.

El gran número de toninas identificadas en la laguna de Términos (casi 2,000) es muy grande como para que todas convivan en la misma zona al mismo tiempo, y más aún que el hábitat resista tal presión ambiental. Esta condición se refuerza la hipótesis de que hay flujos intermitentes de toninas que vienen tanto de zonas costeras cercanas como las que viven mar adentro, y es variable a lo largo del año en intensidad y duración, utilizándose la zona preferentemente por hembras con crías (Delgado 2002). La estimación poblacional para la laguna de Términos en una sola temporada fue de 560 a 940 individuos (Delgado *et al.* 1994), pero podrían superar los

1,000 individuos si tomamos en cuenta los animales que se distribuyen frente a la costa de la isla del Carmen, y el valor de 1,987 debe tomarse como el total de individuos identificados a lo largo de 10 años de trabajo.

Bräger *et al.* (1994), aplicando la técnica de fotoidentificación en la bahía de Galveston, Texas durante 1990-1991, identificaron más de 1,000 individuos; la mayor parte de estos individuos fotoidentificados solo se observaron una vez y se concluyó que la mayoría de los delfines únicamente transitan por la zona y solo un núcleo de cerca de 200 individuos usaron el área durante mucho tiempo. Al respecto en la laguna de Términos, menos de un centenar de toninas se identificaron de forma constante como para considerarlas residentes multianuales.

Hasta donde se sabe, en la costa de Yucatán es la primera vez que se realiza esfuerzo de fotoidentificación. Bearzi (1996) observó en el Palmar 28 avistamientos, mientras que en Ría Lagartos avistaron 47 grupos en 14 y 11 horas de observación, respectivamente.

Con excepción de la laguna de Términos, en donde hubo un individuo que presentó más de 40 recapturas, en las zonas restantes la mayoría de los individuos con reavistamientos tuvieron únicamente dos recapturas y dos individuos en isla Holbox presentaron tres. Dependiendo de la zona, entre 45 y 95 % de los individuos tuvieron solo una captura fotográfica.

Por ejemplo, en la laguna de Términos menos de 8 % de las toninas identificadas presentaron recapturas, pero este valor es elevado comparado con los valores de menos de 4 % registrados tanto en las demás zonas de estudio como lo registrado en otros trabajos en el estado de Quintana Roo (Zacarías y Zárate 1992; Lechuga *et al.* 1995). El valor registrado en Celestún de 10.8 % está sesgado por el número tan reducido de animales identificados. De igual manera, el valor general de 6.6 % de individuos con recapturas es adecuado, tomando en cuenta los antecedentes señalados.

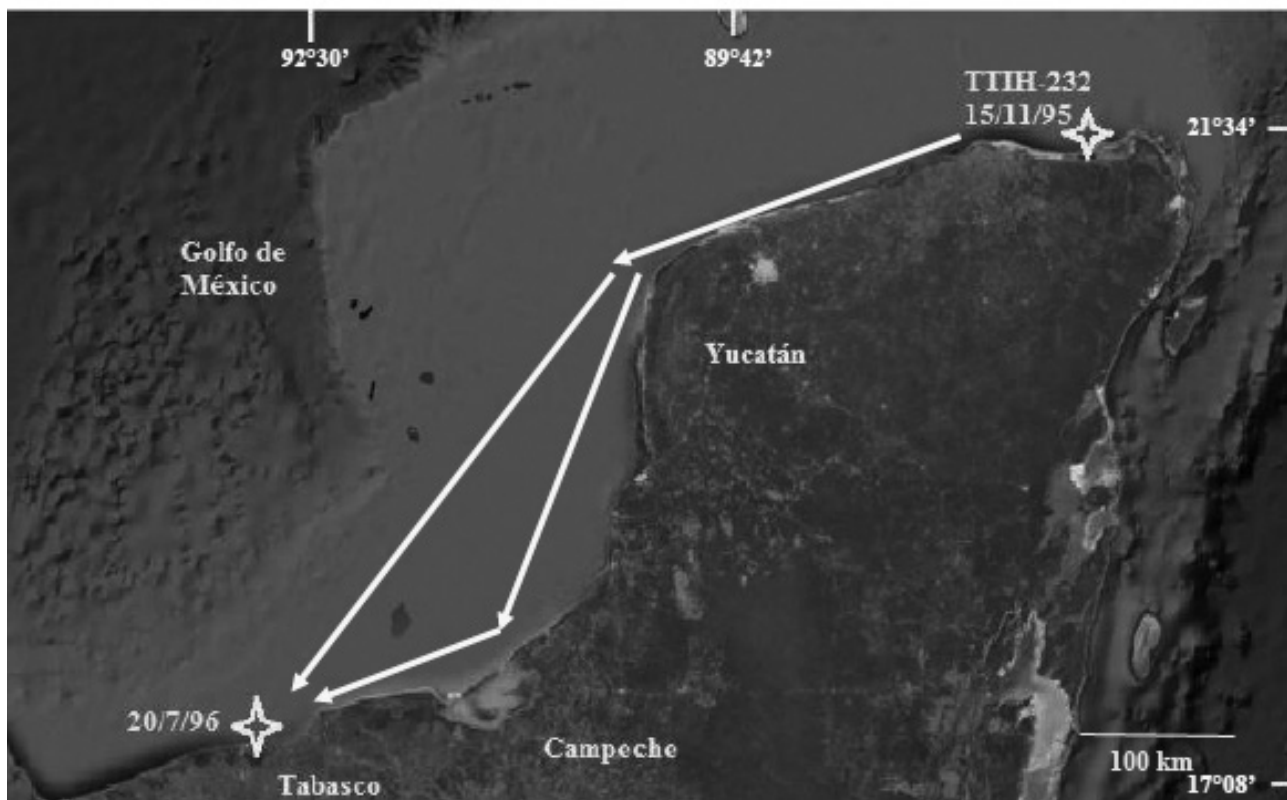


Figura 3. Movimiento realizado por la tonina fotoidentificada por primera vez en la costa de Quintana Roo y posteriormente reavistada en la costa de Tabasco (Tomado de Google Earth, 15 abril, 2015, y modificado por el autor).

Hubo individuos que, gracias a lo conspicuo de sus marcas en las aletas dorsal o caudal, pudieron ser identificados de manera visual aunque no se fotografiaran, mientras que otros individuos solo pudieron diferenciarse al analizar las fotografías, identificando y clasificando pequeñas marcas en sus aletas dorsales; éstos pudieron utilizarse para tener datos de presencia y utilización de las diferentes áreas en la laguna de Términos.

En cuanto al cambio de marcas en la aleta dorsal, en este trabajo únicamente un individuo identificado en la laguna de Términos presentó cambios en su aleta, incrementando con una muesca su contorno original, pero gracias al patrón de marcas y a la posición de las mismas pudo ser identificado. Otros cambios observados involucraron otras partes del cuerpo, sobre todo algunas cicatrices de mordidas de otros individuos, pero estas marcas no fueron permanentes y no son útiles para fines de identificación a largo plazo. Al respecto, Darby *et al.* (1995) señalan que la frecuencia de cambio de las cicatrices en las aletas dorsales de las toninas es mayor en machos subadultos (50 %) y menor en hembras subadultas (11 %). La mayor propensión que tienen los machos adultos para presentar heridas puede estar relacionada con la competencia por las hembras, disputas por territorio, mayor vulnerabilidad hacia los depredadores como consecuencia de tamaños de grupo menores o la combinación de todos los factores (Wells *et al.* 1987). Los cambios en la longitud de la aleta dorsal sugieren que se presentan cuando el animal es joven, ya que cuando es adulto el cambio es mínimo. Las diferencias en las marcas naturales entre los sexos y las clases de edad refuerzan la idea de que pudieran existir diferencias en la estructura social con respecto a la edad y al sexo.

En vida libre las toninas jóvenes están expuestas a un mayor grado de interacción con sus congéneres, lo que representa mayor probabilidad de infringirse heridas en cualquier parte de su cuerpo; también es común la interacción con embarcaciones y redes de pesca, lo cual les ocasiona lesiones diversas. Cuando un delfín se enreda en una línea de pesca puede causarle la muerte, o liberarse con cortaduras que le infringen heridas principalmente en los apéndices, o incluso quedar parcial o totalmente cercenados. Sobre todo en la costa de Tabasco y en Campeche se registraron varios individuos con la aleta dorsal prácticamente cortada a la mitad o sin punta y un individuo en la boca del Carmen presentó prácticamente cercenado el pedúnculo caudal, quedando la columna vertebral desviada, siendo evidente al salir a respirar.

Se registró una gran gama de movimientos entre las toninas identificadas, dependiendo del tipo de hábitat, ya que algunas de las toninas que habitaron zonas de lagunas costeras utilizaron tanto la zona costera como la cuenca lagunar, y algunas otras se observaron predominante o únicamente en el interior de las lagunas.

Casi ninguno de los individuos que presentaron al menos una recaptura estuvieron formando parte del mismo grupo, el común denominador fue que siempre hubo cambio de integrantes en la manada, incluso cuando la diferencia entre el avistamiento fuera de unos pocos minutos. Sólo se presentaron dos casos en que más de dos individuos conservaron su agrupación y en otras dos ocasiones solo parejas se conservaron juntas, esto último en la laguna de Términos, Campeche.

Una de las excepciones encontrada fue en la costa de Tabasco, en donde cuatro individuos identificados dos veces en el mismo día con 11 minutos de diferencia, siguieron juntos a ocho kilómetros de distancia del primer punto de registro. Sin embargo, las asociaciones temporales de este tipo pueden durar horas, días o semanas. La mayoría de los reavistamientos se dieron con pocos meses de diferencia y algunos de un año a otro, sin poderse establecer un patrón de residencia definido, considerándose a las toninas como visitantes ocasionales o estacionales que llegan a la zona para alimentarse cuando hay abundancia de presas, y posteriormente pueden presentar o no actividad social con los otros individuos.

En la laguna de Términos se presentaron muchas variantes en los movimientos de las toninas,

ya que, por ejemplo, en ambas bocas lo más común fue que los animales entraran y salieran de la laguna utilizando el canal que está ubicado en la parte oriental. Esto podría estar relacionado con que los animales utilizan de manera preferencial las diferentes zonas para realizar sus actividades, dependiendo de las temporadas y la hora del día.

El canal de la boca de Puerto Real fue la única zona que se usó como acceso y salida, mientras que en la boca del Carmen se registraron toninas a todo lo ancho de la boca. Ambas bocas presentan puentes en la actualidad, pero hasta antes de 1995 únicamente la boca de Puerto Real tenía esta estructura. Aparentemente la presencia del puente en la boca del Carmen no cambió los patrones y rutas de movimiento en esta zona, ya que comparando los avistamientos registrados antes de 1995 y posteriores a la construcción del puente, tienen una distribución similar. El patrón de movimientos de los delfines para entrar y salir a la laguna son prácticamente los mismos que entre 1989 y 1990 (Delgado 1991).

El caso de residencia más interesante de todo el trabajo fue el primer individuo identificado en la laguna de Términos durante marzo de 1989 (TTLT-001 "Mocho"). El cual permaneció siempre en esta boca y en general en la parte occidental de la laguna, la parte más al este que se le registró fue entre la zona de boca Chica y la desembocadura de la laguna de Balchacah, al sureste de la boca del Carmen, casi a 33 km de distancia en línea recta de este punto.

En la boca de Puerto Real se registró un grupo de cinco toninas que tuvieron diferentes grados de mutilación en la aleta caudal y siempre fueron localizados en esta boca o en sus cercanías, es decir en el delta interno. Todos estos individuos se identificaron por primera vez en 1989 y se fueron registrando a lo largo del estudio de manera irregular. Únicamente uno de ellos presentó



Figura 4. Movimientos realizados por las toninas identificadas por primera vez en la laguna de Términos y reavistadas años después en la costa de Tabasco (Tomado de Google Earth 15 abril, 2015, y modificado por el autor).

además marcas en la aleta dorsal, por medio de las cuales pudo ser identificado de manera más continua. Este es otro ejemplo de las diferencias en la probabilidad de identificación que tienen los individuos, de acuerdo con su comportamiento y el tipo y posición de sus marcas.

Con respecto a catálogos de fotografías de zonas muy amplias como la costa del Atlántico de los Estados Unidos de Norteamérica (Urian *et al.* 1999), de 2,033 individuos identificados no se encontraron reavistamientos entre el norte (New Jersey) y el sur (Florida), indicando escaso movimiento entre estas áreas. El número de delfines en el catálogo del Atlántico medio es ligeramente menor que la estimación poblacional mínima de 2,482 toninas usada como stock para esta zona, sugiriendo que la estimación está sesgada negativamente.

En este estudio del sur del Golfo de México se trabajó en una franja de costa menor, ya que no se realizó esfuerzo en toda la costa sino en cuatro regiones particulares, el número de individuos fotoidentificados fue mayor que el registrado por Urian *et al.* (1999), por lo que quizá sea un indicativo de un tamaño poblacional mayor.

Existió un flujo mayor entre zonas cercanas, ya que cuatro individuos fueron localizados por primera vez en la laguna de Términos, en Campeche, y posteriormente entre 535 y 1,404 días después se registraron en la costa de Tabasco. Al parecer en la costa del Golfo de México la mayor parte de las toninas se están moviendo activamente a lo largo de la costa, o bien entrando y saliendo de ella, y algunos individuos utilizan zonas más restringidas para realizar sus actividades y se dispersan menos.

Quizá el caso más interesante de estas cuatro toninas lo constituye el individuo TTLT-056, quién se observó durante agosto y noviembre de 1995 y julio de 1996 en la laguna de Términos, para después registrarse el 26 de junio de 1999 en la costa de Tabasco (Figura 4), con el máximo registro de movimiento entre localidades de 320 km, en 1,076 días. Durante su estancia en la laguna de Términos ya se había registrado su gran vagilidad, ya que fue localizado en ambas bocas de la laguna, lo cual significa viajes aproximadamente de entre 55 y 70 km.

Es probable que este tipo de viajes los realicen la mayoría de las toninas en su búsqueda de alimento y zonas de reproducción y protección contra depredadores; pero no se había detectado anteriormente debido a la carencia de información y esfuerzo fotográfico, además de la escasa o nula coordinación e intercambio de información entre investigadores. No sería nada raro que si se revisaran los registros fotográficos de aletas dorsales de toninas de zonas como Veracruz, se llegaran a encontrar individuos previamente identificados en regiones sureñas del Golfo de México.

Con respecto a los movimientos realizados por las toninas, los datos más confiables han sido los obtenidos cuando por diversos motivos se instrumentan individuos con aparatos de emisión y recepción de satélite, los cuales proporcionan información prácticamente instantánea o en intervalos de tiempo muy cortos, de tal forma que prácticamente se puede seguir a un individuo hora a hora. Por ejemplo, la zona que más oportunidades han brindado para realizar este tipo de estudios es la costa de Florida en los Estados Unidos, ya que se han instrumentado toninas rehabilitadas después de haber varado, o bien proyectos específicos de marcaje para obtener este tipo de información.

Entre los primeros estudios realizados con toninas colocándoles aparatos de satélite está el de Tanaka (1987), el cual instrumentó seis machos y ocho hembras de toninas en aguas de Japón registrando que el animal que más viajó fue una hembra, la cual recorrió 603.9 km, a una velocidad promedio de 1.4 km/h; en segundo lugar estuvo un macho que se movió 419.1 km, a una velocidad promedio de 2.7 km/h, mientras que otra hembra recorrió 298 km a una velocidad de 2.1 km/h.

Mate *et al.* (1995) instrumentaron a una hembra de tonina, acompañada por su cría de cinco años de edad. Se siguieron sus movimientos durante 25 días. Los dos primeros días después de

la captura y marcaje, el animal se movió en la “vieja” Tampa Bay. La tonina se localizó en la misma área entre el 7 y el 10 de julio de 1990 y no se volvió a ver hasta el 20 de noviembre del mismo año, 114 días después de que se recibió la última transmisión. Durante 25 días de registro la tonina viajó al menos 581 km, con una velocidad mínima de 1.2 ± 0.1 km/h. La máxima velocidad registrada fue de 4.9 km/h durante 1.6 horas. La máxima distancia recorrida en un solo día fue de 50.2 km. En promedio la tonina se movió 23.7 ± 2.4 km/día; este registro se puede considerar típico de una tonina residente de un sistema costero.

El registro más interesante y que proporcionó información de gran valor para el conocimiento de la especie fue el logrado por Wells *et al.* (1998), en el cual se obtuvieron datos de toninas pelágicas rehabilitadas después de haber varado y que posteriormente fueron liberadas con aparatos de satélite para registrar sus movimientos. Un macho de 270 cm de longitud total varado en la costa de Florida se liberó y poco más de un mes después se dejó de recibir su señal, indicando que se movió al menos 2,050 km, desde la punta sur de Florida hasta la parte norte de Cabo Hatteras en Carolina del Norte. Por otro lado, se instrumentó otro macho de 289 cm de longitud varado también en Florida, se liberó en ese mismo estado y se tuvo una recepción continua durante 40 días, localizándose por última vez 590 km al noreste de las islas Vírgenes, indicando que viajó más de 3,860 km desde su liberación. Después de la liberación se movió a lo largo de la costa en aguas de 20 a 30 m de profundidad; en su viaje a las islas caribeñas atravesó aguas de más de 5,000 m de profundidad, moviéndose contra la corriente ecuatorial.

Los resultados de movimientos obtenidos en este trabajo, son los primeros registros de movimientos desde la parte noreste de la península de Yucatán hasta la costa de Tabasco, es el más largo registrado hasta ahora en México, aunque como ya se señaló, quizá más adelante y bajo un esquema interinstitucional, o bien realizando esfuerzo de fotoidentificación en otros estados, se puedan encontrar movimientos aún más largos en todo el Golfo de México.

Con respecto a los movimientos de Campeche a Tabasco, al parecer son distancias que fácilmente pueden recorrer las toninas en búsqueda de condiciones más favorables pero, sobre todo, se ha observado que los machos son los que tienden a realizar estos viajes con el fin de encontrar grupos de hembras con las cuales puedan interactuar, conformando de este modo un vector muy importante para el flujo genético (Caballero *et al.* 2011). Al respecto, Wells *et al.* (1987) señalan que aparentemente los machos maduros desarrollan dos patrones diferentes de relaciones con las hembras adultas. Los machos residentes permanecen en áreas frecuentadas por gran número de hembras y se asocian con muchas de ellas, y hay grupos de machos “vagabundos” que tienden a moverse en grandes áreas y se asocian con grupos pequeños de hembras adultas en cualquier momento.

Würsig *et al.* (2000) señalan que se ha demostrado que algunas especies de cetáceos de aguas templadas (por ejemplo las toninas de la costa este de Estados Unidos), pueden tener una migración parcial, ya que algunos miembros se mueven a diferentes áreas durante una temporada y otros permanecen confinados toda su vida cerca de la costa. Los factores que determinan las migraciones parciales no son conocidos, se ha observado que pueden involucrar varias poblaciones parcialmente solapadas, explotando diferentes presas.

De acuerdo con la evidencia fotográfica, en la costa de Tabasco y en la zona de Celestún, Yucatán, no se han establecido patrones de residencia permanente y, al parecer, las toninas en Tabasco se mueven mucho a lo largo de la costa, por lo que pueden considerarse como visitantes estacionales u ocasionales, o bien la otra opción es que sean residentes pero en una zona mucho más amplia de la que abarcaron las zonas de estudio. Un factor en común entre estas dos áreas es que los sistemas costeros asociados no presentan condiciones favorables para el establecimiento de grupos de forma permanente.

Otra evidencia de que las condiciones óptimas para el mantenimiento de un gran número de individuos son muy puntuales en espacio y tiempo, es la presencia de grupos de delfines de dientes rugosos (*Steno bredanensis*) cerca de la costa en Tabasco, entre 1992 y 1999. De manera invariable, estas numerosas manadas de estenos siempre han estado asociadas en eventos de alimentación, mezcladas con grupos de toninas en los meses de secas y lluvias (Delgado 1994; López y Delgado 2000).

Por otro lado, sucede lo contrario en las lagunas de Términos y Yalahau, en donde las condiciones son propicias para que se establezcan de manera permanente grupos de toninas a lo largo del año y durante varios años. Las características del hábitat lagunar, entre las que se cuentan la alta productividad y protección contra condiciones atmosféricas adversas como huracanes y marejadas, permiten que las toninas puedan cubrir todos sus requerimientos a lo largo del año, por lo que prácticamente no tendrían motivos para moverse a otras zonas, ya que la variedad de microhábitats les proporciona alimento durante todo el año.

De acuerdo con las características de cada laguna en cuanto a dimensiones y valores de productividad, se tiene que en la laguna de Términos, Campeche, hay mayores opciones para mantener a una población residente más numerosa, mientras que en Yalahau el número de toninas que pueden permanecer durante largos periodos es mucho menor, y esto se refleja en el número de toninas registradas. Por estas mismas características, estas lagunas son frecuentadas de manera estacional por cientos de toninas que permanecen poco tiempo en sus alrededores, por lo que se presentan todas las posibles variedades de residencia, es decir: anual, multinual, temporal y ocasional. Cabe señalar el caso particular del "Mocho" (TTLT-001), siendo el animal que tiene un registro más largo en la laguna de Términos, con 10 años nueve meses de permanencia, aunque no se descarta la posibilidad de que este individuo haya salido de la laguna al Golfo de México.

En el caso de los residentes temporales, llegan a finales de la temporada de secas y permanecen durante las lluvias en ambas lagunas, sacando provecho de la abundancia de alimento. Por otro lado, hay hembras preñadas que comienzan a llegar a la laguna de Términos en el mes de febrero y permanecen allí durante dos o tres meses. Muchos de estos animales se quedan de manera permanente una vez que se familiarizan con el hábitat y aprenden a sacarle provecho a lo largo del año.

Podría decirse desde, otro punto de vista, que quizá en la laguna de Términos se presentan residentes anuales, pero que utilizan estacionalmente las diferentes zonas de la laguna según sus necesidades, realizando pequeñas migraciones locales, además siempre existe la opción de salir hacia el Golfo de México en caso de que en el interior de la laguna se presente algún problema como la presencia excesiva de actividad humana.

Conclusiones

La distribución de avistamientos en las zonas costeras de Tabasco y Yucatán estuvo asociada con la presencia de desembocaduras de sistemas fluviales, mientras que en las lagunas costeras las toninas prefirieron estar en el interior de las cuencas, sobre todo en la laguna de Términos, ya que en Yalahau la distribución fue similar dentro y fuera de la laguna; esto también tiene relación con las ventajas que ofrece cada sistema, como la protección contra eventos climáticos adversos y contra depredadores, abundancia de alimento así como áreas de crianza.

En la costa de Tabasco y en la costa frente a isla Holbox se registraron movimientos latitudinales con más de 40 km de diferencia. Al parecer los movimientos locales más largos se presentan en la laguna de Términos, 70 km para moverse de un extremo a otro. En general las toninas se pueden mover de 5 a 40 km en un solo día, dependiendo de las actividades que realicen.

Se registraron cinco movimientos de individuos a largo plazo, tanto en espacio como en tiempo, siendo el más largo de 247 días, al menos 800 km. Estos movimientos pueden ser indicio de un continuo poblacional en las toninas costeras del sur del Golfo de México.

Los datos mostraron diferentes grados de fidelidad al sitio, siendo la laguna de Términos, Campeche, la que presenta mayores grados de residencia. Además de presentarse patrones de residencia anual y multianual, en la mayoría de las zonas las toninas tienden a pasar periodos cortos y medios en las diferentes localidades, conformando residencias estacionales, o bien son visitantes ocasionales. Puede ser que el ámbito hogareño de los grupos registrados sea mayor al definido como zona de estudio.

Agradecimientos

A lo largo de los años de trabajo de campo siempre se contó con el apoyo de varios compañeros y colegas; se agradece su valiosa ayuda a: J. G. Ortega Ortiz, L. E. Vázquez Maldonado, I. López Hernández, A. Romero Tenorio, V. Islas Villanueva, I. Reza García, I. Segura, así como a otros estudiantes de biología. A los pescadores de los poblados de isla Aguada, Campeche, isla Holbox, Quintana Roo, Chiltepec y Puerto Ceiba, Tabasco y Celestún, Yucatán, principalmente a S. García por guiarme en los recorridos en la laguna de Términos. A la empresa Via Delphi, que brindó su apoyo durante la realización de los trabajos de campo. Al CONACyT y a la Dirección General de Estudios de Posgrado de la UNAM, por el apoyo otorgado.

Se contó con permisos de investigación para la realización de este estudio, otorgados por diversas instituciones: Permiso 2775 de la Secretaría de Pesca (1994), 408/94 Secretaría de Marina, 2652 SEMARNAP (1995), 364 INE (1995), D00700(2)3614 INE, 1356 SEMARNAP (1996), 1356 SEMARNAP (1997), 1104 SEMARNAP (1998) y 1089 SEMARNAP (1999).

Resumen

Introducción: Se sabe poco de los movimientos y patrones de residencia de las toninas en la parte sur del Golfo de México. El objetivo de este estudio es tener información sobre este tema, debido a que la laguna de Términos es la zona con mayor esfuerzo de estudio en la región, y es posible que las toninas se muevan a lo largo de la costa.

Material y métodos: Entre 1994 y 1999 se realizaron recorridos en el sureste del Golfo de México (isla Holbox, Quintana Roo, Celestún, Yucatán, laguna de Términos, Campeche y la costa de Tabasco), con el fin de registrar los movimientos y residencia de poblaciones de toninas.

Resultados: Utilizando la técnica de fotoidentificación se diferenciaron 2,889 individuos, siendo la laguna de Términos la que presentó la mayor cantidad (1,987), registrando un individuo con una residencia multianual de 10.9 años. Otro individuo se observó durante 1997 en isla Holbox y 247 días después se le identificó en Tabasco. Otros cuatro individuos se movieron de la laguna de Términos, Campeche, a Tabasco, viajando en promedio 270 km, constituyendo cronológicamente los primeros registros de residencia a largo plazo y de migración en el sur del Golfo de México.

Discusión y conclusiones: Se encontró que las toninas tienen áreas de uso preferencial como las lagunas costeras, en donde encuentran alimento y refugio para sus crías. El registro de los movimientos en zonas tan distantes como Quintana Roo y Tabasco puede ser un indicio de un continuo poblacional en las toninas costeras del sur del Golfo de México.

Palabras clave: Golfo de México; movimientos; residencia; Toninas; *Tursiops truncatus*.

Literatura Citada

BALLANCE, L. 1990. Residence patterns, group organization, and surfacing association of bottlenose dolphins in Kino Bay, Gulf of California, Mexico. Pp. 267-283 en *The bottlenose dolphin* (Leatherwood, S., y R. R. Reeves, eds.). Academic Press. San Diego, EE.UU.

- BAZÚA DURÁN, M.C. Y A. DELGADO-ESTRELLA.** 2014. Los tursiones, delfines de la laguna de Términos. Revista FOMIX-Campeche 19:20-26.
- BEARZI, M.** 1996. Bottlenose dolphins in El Palmar and Rio Lagartos reserves (Yucatan, Mexico): A preliminary study. Proceedings ACS. 8-11 November, San Pedro CA, EE. UU.
- BRÄGER, S. B. WÜRSIG, A. ACEVEDO AND T. HENNINGSSEN.** 1994. Association patterns of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in Galveston Bay, Texas. Journal of Mammalogy 75:431-437.
- CABALLERO, S., V. ISLAS-VILLANUEVA, G. TEZANOS-PINTO, S. DUCHENE, A. DELGADO-ESTRELLA, R. SÁNCHEZ-OKRUCKY AND A. A. MIGNUCCI-GIANNONI.** 2011. Phylogeography, genetic diversity and population structure of common Bottlenose Dolphins in the Wider Caribbean inferred from analyses of mitochondrial DNA control region sequences and microsatellite loci: conservation and management implications. Animal Conservation **COMPLETAR**
- DARBY, F. L., K. W. URIAN AND R. S. WELLS.** 1995. Sex and age differences in dorsal fin natural markings of the bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus*, from Sarasota Bay, FL. Pp. 28 en XI Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals. Orlando, EE. UU.
- DEFRAN, R. H., G. M. SHULTZ, AND D. W. WELLER.** 1990. A technique for the photographic identification and cataloging of dorsal fin of the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*). Report International Whaling Commission (Hammond, P. S., S. A. Mizroch, and G. P. Donovan). Special Issue 12. Cambridge, EE. UU.
- DE LA LANZA ESPINO, G.** 1991. Oceanografía de los mares mexicanos. AGT. Editores. Ciudad de México, México.
- DE LA PARRA VENEGAS, R. Y B. E. GALVÁN PASTORIZA.** 1985. Observación del tursión costero del Pacífico en el sistema Topolobampo-Ohuria, Sinaloa (con notas acerca del comportamiento, ritmo respiratorio e identificación individual). Pp:137-160 en X Reunión Internacional sobre Mamíferos Marinos. La Paz, México.
- DELGADO ESTRELLA, A.** 1991. Algunos aspectos de la ecología de poblaciones de las toninas *Tursiops truncatus*, Montagü 1821, en la laguna de Términos y Sonda de Campeche, México. Tesis de Licenciatura, Biología. ENEP Iztacala, UNAM. Ciudad de México, México..
- DELGADO-ESTRELLA, A.** 1994. Presencia del delfín de dientes rugosos o esteno (*Steno bredanensis*, Lesson 1828), en el estado de Tabasco, México. Anales Instituto de Biología Universidad Nacional Autónoma de México, Serie Zoología 65:303-305.
- DELGADO-ESTRELLA, A., J. G. ORTEGA ORTIZ, Y A. SÁNCHEZ RÍOS.** 1994. Prospección poblacional de toninas *Tursiops truncatus*, en la laguna de Términos, Campeche, México. Informe no publicado para Via Delphi S.A. de C. V.
- DELGADO-ESTRELLA, A., Y H. PÉREZ-CORTÉS M.** 1993. Abundancia y distribución temporal de toninas (*Tursiops truncatus*) en la costa del sur del Golfo de México. XVIII Reunión Internacional para el Estudio de los Mamíferos Marinos. La Paz, México.
- DELGADO ESTRELLA, A.** 2002. Comparación de parámetros poblaciones de las toninas, *Tursiops truncatus*, en las región sureste del Golfo de México (Estados de Tabasco, Campeche, Yucatán y Quintana Roo). Tesis doctorado en ciencias (Biología), Facultad de Ciencias, UNAM, México. Ciudad de México, México.
- GARCÍA, E.** 1973. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. Instituto de Geografía, UNAM. Ciudad de México, México.
- HAMMOND, P. S., S. A. MIZROCH, AND G. P. DONOVAN.** 1990. Report of the workshop on individual identification and the estimation of cetacean population parameters. Individual recognition of cetaceans: Use of photo-identification and other techniques to estimate population parameters. Pp. 3-17 en Report International Whaling Commission (Special Issue 12). Cambridge, Reyno Unido.
- HECKEL, D. G.** 1992. Fotoidentificación de tursiones, *Tursiops truncatus* (Montagü, 1821), en la boca de Cazonas de la laguna de Tamiahua, Veracruz, México (Cetacea: Delphinidae). Tesis Profesional. Facultad de Ciencias, UNAM. Ciudad de México, México.

- HERRERA-SILVEIRA, J. A.** 1990. Productividad primaria fitoplanctónica de la laguna de Celestúm. Pp. 91 en II Congreso Ciencias del Mar.
- LECHUGA-M. A., A. SALINAS-Z., D. CASTILLO-L., AND C. ÁLVAREZ.** 1995. Bottlenose dolphin group structure and habitat use around Holbox island, Q. Roo, Mexico. Pp. 67 en XI Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals. 14-18 December. Orlando EE.UU.
- LONGHURST, A.** 1998. Ecological geography of the sea. Academic Press. San Diego, EE.UU.
- LÓPEZ HERNÁNDEZ, I.** 1997. Ecología poblacional de las toninas *Tursiops truncatus* en la costa de Tabasco, México. Tesis Licenciatura Biología, Facultad de Ciencias, UNAM. Ciudad de México, México.
- LÓPEZ-HERNÁNDEZ, I., Y A. DELGADO-ESTRELLA.** 2000. Observaciones sobre grupos de delfines de dientes rugosos, *Steno bredanensis*, en la costa de Tabasco, México. Pp. 47 en XXV Reunión Internacional para el Estudio de los Mamíferos Marinos. La Paz, México.
- MATE, B. R., K. A. ROSSBACH, S. L. NIEUKIRK, R. S. WELLS, A. B. IRVINE, M. D. SCOTT, AND A. J. READ.** 1995. Satellite-monitored movements and dive behavior of a bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in Tampa Bay, Florida. *Marine Mammal Science* 11:452-463.
- MOLLINARI, R. L., AND J. MORRISON.** 1988. The separation of Yucatan current from the Campeche Bank and the penetration of the Loop current into the Gulf of Mexico. *Journal Geophysical Research* 93:10645-10654.
- MORTEO, E., A. ROCHA-OLIVARES, AND L. G. ABARCA-ARENAS.** 2014. Sexual segregation in coastal bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the south-western Gulf of Mexico. *Aquatic Mammals* 40:375-385.
- ORTEGA-ORTIZ, J. G., Y A. DELGADO-ESTRELLA.** 1996. Abundancia de toninas *Tursiops truncatus* en la Bahía de Agiabampo (Sonora-Sinaloa) durante julio de 1995. Resúmenes de la XXI Reunión Internacional para el Estudio de los Mamíferos Marinos SOMEMMA. Chetumal, México.
- PALUSKIEWICZ, T., L. P. ATKINSON, E. S. POSMENTIER, AND C. R. McCLAIN.** 1983. Observation of a loop current frontal eddy intrusion onto the west Florida continental shelf. *Journal Geophysics Research* 88:9639-9651.
- SHANE, S. H., R. S. WELLS, AND B. WÜRSIG.** 1986. Ecology, behavior and social organization of the Bottlenose Dolphin: A review. *Marine Mammal Science* 2:34-63.
- TANAKA, S.** 1987. Satellite radio tracking of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*. *Nippon Suisan Gakkaishi* 53:1327-1338.
- URIAN, K., S. BAKER, S. BARCO, N. BOWLES, M. CALDWELL, C. GUBBINS, L. HANSEN, A. HOHN, R. MALLON-DAY, T. MURPHY, R. PETRICIG, A. READ, K. RITTMASER, G. ROUNTREE, W. RYAN, L. SAYIGH, D. SCHOFIELD, J. TAPIA, V. THAYER, AND E. ZOLMAN.** 1999. The Mid-Atlantic bottlenose dolphin photo-id catalog: A cooperative approach to examine stock structure. Pp. 191 en Proceedings of 13th Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals. Wailea, EE. UU.
- WALSH, J. J., D. A. DIETERLE, M. B. MEYERS, AND F. E. MÜLLER-KARGER.** 1989. Nitrogen exchange at the continental margin: A numerical study of the Gulf of Mexico. *Prog. Oceaogr.* 23, 245-301.
- WELLS, R. S., M. D. SCOTT, AND A. B. IRVINE.** 1987. The social structure of free-ranging bottlenose dolphins. Pp. 247-305 en *Current Mammalogy* (Genoways, H. H. ed.), Vol. I. Plenum Press. New York, EE. UU.
- WELLS, R. S., L. J. HANSEN, A. L. BALDRICH, T. P. DOHL, D. L. KELLY, AND R. H. DEFRAN.** 1990. Northward extension of the range of bottlenose dolphins along the California coast. Pp. 421-431 en *The bottlenose dolphin* (Leatherwood S., and R. R. Reeves, eds.). Academic Press. San Diego, EE. UU.
- WELLS, R. S., A. J. WESTGATE, H. L. RHINEHART, P. CUNNINGHAM, J. WHALEY, D. P. COSTA, A. J. READ, T. HEMPURN, M. BARAN, C. KOBERNA, AND T. COX.** 1998. Gulliver's travels: First record of long distance movements of offshore bottlenose dolphins. Pp. 147 en *The World Marine Mammal Science Conference*. Monaco, Monaco.
- WÜRSIG, B., AND T. A. JEFFERSON.** 1990. Methods of photo-identification for small cetaceans. Pp. 43-52 en *Report International Whale Commission* (Hammond, P. S., S. A. Mizroch, and G. P. Donovan, eds). Special Issue 12. Cambridge, EE. UU.
- WÜRSIG, B., T. A. JEFFERSON, AND D. J. SCHIDLY.** 2000. *The marine mammals of the Gulf of Mexico*. Texas A & M University Press. College Station, EE. UU.

- YÁÑEZ-ARANCIBIA, A., A. L. LARA-DOMÍNGUEZ, P. SÁNCHEZ-GIL, Y H. ÁLVAREZ-GUILLÉN.** 1988. Evaluación ecológica de las comunidades de peces en la Laguna de Términos y Sonda de Campeche. Contribución 556 del ICMYL, UNAM. Pp. 323-355 en *Ecología de los ecosistemas costeros en el sur del Golfo de México: La región de la Laguna de Términos*. 1988. UNAM & FAO. Distrito Federal, México
- ZACARÍAS A, J., Y E. ZÁRATE B.** 1992. Primeras contribuciones a la ecología de *Tursiops truncatus* en las costas de Quintana Roo, México, durante 1986 a 1989. Resúmenes XVII Reunión Internacional para el Estudio de los Mamíferos Marinos, 22-25 abril 1992. La Paz, México.

Submitted: February 5, 2014

Review: March 25, 2015

Accepted: April 12, 2015

Associated editor: Juan Pablo Gallo

Relative abundance and seasonality of two populations of Bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Guaymas, Sonora region, Gulf of California

Abundancia relativa y estacionalidad de dos poblaciones de toninas (*Tursiops truncatus*) en la región de Guaymas, Sonora, Golfo de California

Daniel Guevara-Aguirre^{1*}, Juan Pablo Gallo-Reynoso²

¹Posgrado de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México. Circuito Exterior s/n. Ciudad Universitaria 04510, Distrito federal, México. E mail: danyguevara47@hotmail.com (DGA)

²Laboratorio de Ecofisiología, Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo Guaymas. Carretera al Varadero Nacional km 6.6, Sonora, 85480, México. E mail: jpgallo@ciad.mx (JPG)

*Corresponding author

*Corresponding author

Introduction: The study of the ecology of the bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Gulf of California has been based on the distribution and abundance of the coastal ecotype; therefore there are no comparative studies of the ecology and seasonality of coastal and oceanic ecotypes in the central coast of Sonora. The aim of this study is to determine if seasonal changes have an effect on the relative abundance of the number of herds and the number of individuals of the two ecotypes (coastal and ocean) that inhabit the Guaymas Basin in the Gulf of California.

Methods: 13 trips to the coast and 16 to the ocean area where the number of herds and individuals were registered during one year to determine their seasonality. Seasonal relative abundance was obtained by the number of dolphins/hour, and the number of herds/hour. To determine the seasonality of dolphins, first we obtained the seasonal abundance by dividing the number of herds and the number of individuals, and second we made a hypothesis tests, with the number of herds and number of individuals and obtained a likelihood ratio for each ecotype.

Results: The greater abundance of coastal dolphins was during spring (18.52 dolphins/hour) and for the oceanic ones it was in winter (51.43 dolphins/hour; Tables 1 and 3). The seasonal analysis determined that the expected herd counts could be similar while the individuals count will be different for each season (Coastal: herds $D = 4.92$ ($P = 0.1781$); individuals $D = 61.50$ ($P < 0.001$); and for Oceanic: herds $D = 7.78$ ($P = 0.0501$); individuals $D = 547.42$ ($P < 0.001$; Tables 2 and 4). Seasonally coastal dolphins present a greater number of herds and fewer individuals than the oceanic dolphins with the exception of spring season in both cases (Tables 5 and 6).

Discussion and conclusions: Areas of high primary productivity are of great importance to marine mammals and due to that, their distribution and overall relative abundance obtained for coastal dolphins/hour is one of the highest that we have found reported for other coastal regions (Baumgartner *et al.* 2001; Bazúa and Delgado 2014). These results agree with the characteristics of both ecotypes of dolphins, the oceanic dolphins presenting larger groups; and the coastal dolphins having a larger number of herds, except in spring, this is probably due to the movement of the oceanic dolphin's prey towards the continental shelf.

Key words: Bottlenose dolphins; ecotypes; relative abundance; seasonality.

Introducción

Los delfines de la especie *Tursiops truncatus*, comúnmente llamados tursiones, toninas o bufeos (Gallo-Reynoso y Rojas-Bracho 1985), son uno de los mamíferos marinos mejor estudiados en el mundo debido a su distribución cercana a la costa. Esta condición permite su relación con diversas actividades humanas de importancia comercial, como las pesquerías; presentan una distribución casi cosmopolita y se distribuyen en casi todos los océanos, con excepción de los polos (Rice 1998; Wells y Scott 2002).

En el Golfo de California se ha observado que la distribución de los mamíferos marinos se relaciona con los movimientos de grandes masas de aguas oceánicas que otorgan un sinnúmero de características oceanográficas y provocan una alta productividad planctónica, que a su vez favorece la presencia de estos organismos. Se sabe que su distribución se vincula principalmente con la distribución de sus presas (Gallo-Reynoso y Figueroa-Carranza 1998; Jaquet y Gendron 2002).

Se han descrito dos ecotipos para esta especie en el Golfo de California y en otras partes del mundo: un ecotipo costero y otro pelágico (Hersh y Duffield 1990; Segura *et al.* 2006; Vázquez-Castán *et al.* 2009). La distribución del ecotipo costero se relaciona con lugares de alta productividad primaria, como las desembocaduras de los ríos, las lagunas costeras y las zonas de surgencia, y presentan patrones de movimientos limitados (Connor *et al.* 2000; Quintana-Rizzo y Wells 2001; Gallo-Reynoso *et al.* 2006). En cambio, el ecotipo oceánico presenta movimientos menos restringidos y puede ser encontrado en muchas áreas productivas, pero también se ha observado que algunas poblaciones pueden residir en los alrededores de las islas oceánicas (Reyes 1991; Gallo-Reynoso y Figueroa-Carranza 1998; 2005); por ello, al parecer, sus movimientos se vinculan directamente con la disponibilidad de sus presas y pueden desplazarse grandes distancias en aguas oceánicas en busca de alimento o aprovechar las poblaciones de presas locales costeras, como la lisa (*Mugil cephalus*) y la macarela (*Scomberomorus maculatus*; Mead y Potter 1990; Hoelzel 1994; Martín *et al.* 2000).

El tamaño del grupo es otra diferencia de estos ecotipos; el costero presenta manadas pequeñas (de 3 a 14 individuos) en la mayoría de las regiones costeras (Vázquez-Castán *et al.* 2007; Vázquez-Castán *et al.* 2009), mientras que el ecotipo oceánico presenta manadas de mayor tamaño (de 30 a 500 individuos; Ballance 1992; Defran y Weller 1999).

En México, la mayoría de los estudios de abundancia y estacionalidad de las toninas se han llevado a cabo en la zona costera. Lo anterior se debe a la dificultad de trabajar con organismos pelágicos, ya que al habitar en espacios abiertos carentes de una fisiografía como la presencia de la costa, no permite un fácil encuentro con estos organismos. Por ello, a pesar de que se han realizado estudios sobre poblaciones silvestres en el Golfo de California, en el Océano Pacífico, en el Golfo de México y en el Mar Caribe, se conoce muy poco sobre la situación poblacional de estos delfines oceánicos (Ortega-Ortiz *et al.* 2004).

En el Golfo de México se ha realizado la mayor cantidad de estudios acerca de la ecología de las toninas, principalmente en los estados de Campeche, Quintana Roo, Tabasco, Veracruz y Yucatán (Gallo-Reynoso 1988; Heckel 1992; Escatel 1997; Delgado 2002; Bazúa y Delgado 2014). La Laguna de Términos, en Campeche, es la zona con más estudios acerca de la ecología de las toninas. Allí se ha registrado la mayor abundancia relativa en el Golfo de México (13.6 toninas/hora; Bazúa y Delgado 2014). En estos estudios, se ha determinado que las manadas de toninas presentan una marcada estacionalidad. En la temporada climática de "lluvias", se ha registrado una mayor abundancia relativa (toninas/hora), y ha disminuido durante las temporadas climáticas de "sequía" y de "nortes". Dichos resultados son similares a los obtenidos en las costas de Sinaloa,

donde se encontró menor número de avistamientos de manadas en la temporada de sequía que en la de lluvias. Sin embargo, durante la sequía, el número de individuos fue mayor que en la temporada de lluvias (Reza 2001). El dato anterior difiere de lo reportado por Ruíz (1995), quien determinó que la mayor densidad de toninas en Bahía Banderas se dio durante el invierno.

El objetivo de este trabajo es determinar la estacionalidad y la abundancia relativa de dos ecotipos de toninas: costeras y oceánicas. Ambas habitan en la Cuenca de Guaymas, en el Golfo de California.

Metodología

Zona de estudio. El muestreo de los dos ecotipos de toninas se realizó en dos zonas del Golfo de California (GC). Para las toninas costeras, el estudio se llevó a cabo en la Bahía de las Guásimas, localizada en los $27^{\circ} 50'$ norte y $-110^{\circ} 35'$ oeste (Figura 1). Se trata de una zona somera que habitualmente presenta gradientes hipersalinos, aunque en época de lluvias extremas pueden encontrarse gradientes hiposalinos (Gallo-Reynoso *et al.* 2006). La Bahía de las Guásimas y sus sistemas lagunares adyacentes se originan en la llanura deltaica del Río Yaqui.

La batimetría y la forma son variables. Geomorfológicamente, corresponde a un valle inundado y ocupa planicies costeras anchas y de bajo relieve (Chávez y Álvarez 2006). Esta área es una importante zona pesquera, donde se pesca intensiva y extensivamente los camarones (*Litopenaeus stylirostris* y *L. vannamei*), las jaibas (*Callinectes bellicosus* y *C. arcuatus*), la medusa bola de cañón (*Stomolophus meleagris*) y diversos peces costeros y de laguna (Aragón y García 2002; Carvalho-Saucedo *et al.* 2011).

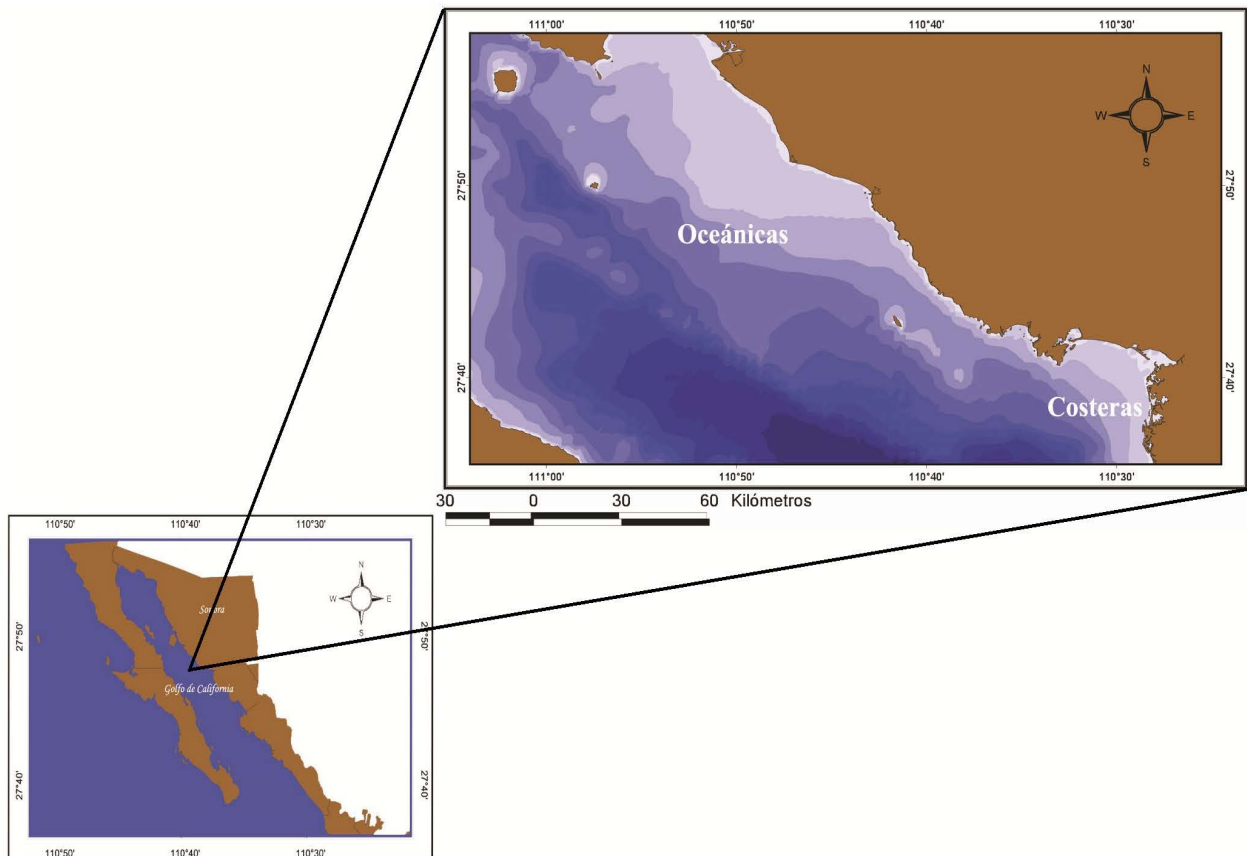


Figura 1. Área de estudio de los dos ecotipos de toninas (costeras y oceánicas).

En cuanto a las toninas oceánicas, se muestreó la porción oeste de la costa central de Sonora, principalmente en el área de la Cuenca de Guaymas, en los alrededores de la Isla San Pedro Nolasco y en el espacio marítimo que va de la Isla San Pedro Nolasco a la Isla San Esteban. En esta área predomina un patrón estacional de vientos que influye en las corrientes superficiales. Durante el invierno, los vientos del noroeste producen surgencias muy fuertes en la zona costera continental, mientras que en el verano, los vientos que soplan del suroeste producen surgencias más débiles en la región costera peninsular (Roden 1964; Santamaría-Del-Ángel y Álvarez-Borrego 1994). La batimetría de la zona corresponde a una gran porción de la Plataforma Costera, del Talud Continental y de los fondos asociados a las islas San Pedro Nolasco, San Pedro Mártir y San Esteban. En la zona de la Isla San Pedro Nolasco, se encuentra un bajo profundo (de 98 a 300 m) que hace las veces de dique de contención de las surgencias estacionales en el área. Por ello resulta un área de alta productividad en el invierno-primavera (Pérez y Sosa 2014).

Esfuerzo de búsqueda. Se realizaron 13 salidas de campo desde el poblado costero de Las Guásimas para muestrear a las toninas costeras. La primera salida fue en el otoño de 2012; la última, en el verano de 2013 (tres salidas en otoño de 2012, cuatro en invierno de 2013, tres en primavera de 2013 y tres en verano de 2013). Para estudiar a las toninas oceánicas, se realizaron 16 salidas de campo desde el poblado de La Manga, o desde San Carlos, hacia la Cuenca de Guaymas. La primera salida fue en la primavera de 2013; la última, en el invierno de 2014 (cuatro en primavera de 2013, cinco en verano de 2013, cuatro en otoño de 2013 y tres en invierno de 2014). Se cubrieron las cuatro estaciones climáticas que prevalecen en la zona. Los recorridos y la búsqueda de toninas en ambas zonas de estudio se realizaron en pangas de fibra de vidrio de 20-22 pies de eslora con motor fuera de borda de 60-75 HP. Durante las salidas de campo de mayo, julio y septiembre (cuatro salidas), el recorrido se llevó a cabo en una embarcación tipo yate de 50 pies (15 m) de eslora.

Las embarcaciones fueron guiadas mediante un geo-posicionador y se controló la velocidad de desplazamiento. El objetivo primordial de las navegaciones fue la búsqueda específica de las manadas de toninas. No se usaron transectos lineales debido a la necesidad de obtener la localización geográfica precisa para caracterizar sus hábitats (*i. e.* la batimetría específica del avistamiento). Dos o tres personas equipadas con binoculares con potencia de 10 x 50 realizaron las observaciones a una altura aproximada de dos a cuatro metros.

Una vez localizadas las toninas, se determinó un grupo focal, definido como un grupo de toninas en aparente asociación, que se mueve en una misma dirección y realiza la misma actividad (Shane 1990). El fenómeno anterior se registró en tablas previamente diseñadas y se añadió la posición geográfica de la embarcación (con un GPS), el número de avistamiento, la hora de inicio, la hora final del avistamiento y la hora a la que se interrumpía y reanudaba la búsqueda de manadas de toninas. La finalidad fue tomar en cuenta el tiempo real de búsqueda de toninas, a fin de considerar el esfuerzo realizado.

Abundancia relativa general. Para determinar la abundancia relativa general de los dos ecotipos de toninas, se realizó una estandarización de la abundancia al considerar al esfuerzo realizado, como el número de horas navegadas durante la búsqueda de toninas. Dicha ponderación del esfuerzo utilizó solamente el tiempo efectivo de navegación en actividad de búsqueda. Por ello, se eliminó el tiempo ocupado durante el seguimiento de las manadas y conteo de los individuos de toninas, así como de cualquier otra actividad no relacionada con la búsqueda de manadas. Para obtener el índice de la abundancia relativa general tanto de los individuos como de las manadas, se utilizaron las siguientes ecuaciones: índice de abundancia relativa = número de individuos de cada ecotipo / horas de esfuerzo y el índice de abundancia relativa = número de manadas de cada ecotipo / horas de esfuerzo. Dichas ecuaciones toman en cuenta la cantidad total de individuos y de manadas observadas durante el estudio para cada ecotipo de tonina.

Adicionalmente se generaron mapas, con la distribución Kernel (en Arc-View 3.2) de ambos ecotipos de toninas para mostrar la densidad de uso, y de esta manera conocer las áreas más utilizadas por las toninas.

Estacionalidad. Con objeto de determinar la estacionalidad en las dos poblaciones de toninas, primero se obtuvo la abundancia relativa por estación climática para el número de manadas y de individuos; posteriormente, se realizó una prueba de hipótesis y se les aplicó una prueba de razón de verosimilitud (Casella y Berger 2001) con el paquete estadístico R, con el fin de determinar diferencias en el número de manadas y de individuos durante las cuatro estaciones climáticas de las zonas de estudio. A fin de determinar las diferencias estacionales entre ecotipos en el número de manadas y de individuos, se utilizaron los intervalos de confianza de 95 % obtenidos por la prueba de razón de verosimilitud. Es importante mencionar que, si al comparar los intervalos de confianza, los valores no se interceptan, entonces podrá rechazarse que el conteo esperado de las manadas y de los individuos de ambos ecotipos sea el mismo. Por el contrario, si los intervalos de confianza se interceptan, entonces lo anterior indicaría que el conteo de manadas y de individuos de las toninas de ambos ecotipos son iguales.

Resultados

Esfuerzo de búsqueda. Durante las 13 salidas de campo para encontrar a las toninas costeras, se realizó un esfuerzo de búsqueda efectiva de 63.98 horas, en las que se observaron 74 manadas con 452 toninas. En cambio, en las 16 salidas de campo para encontrar a las toninas oceánicas, se registraron 95.37 horas efectivas de búsqueda de toninas, en las que se observaron 2,183 individuos agrupados en 45 manadas.

Distribución. La mayor densidad Kernel de los 74 avistamientos de manadas de toninas costeras se da en dos zonas: una ubicada en la boca de la Bahía de las Guásimas; la otra, en la boca del estero Los Algodones. En esta última zona, la densidad de avistamientos de manadas de toninas es mucho mayor que en la boca de la Bahía (Figura 2a). En contraste, respecto de las toninas oceánicas, pueden observarse dos zonas de mayor densidad kernel de avistamientos: una se encuentra entre la isla San Pedro Mártir y la isla San Esteban; la otra, alrededor de la isla San Pedro Nolasco. La máxima densidad se da hacia la parte sur de la isla, donde se halla una zona conocida como “el bajo”, que es un bajo profundo (98 a 300 m; Figura 2b).

Abundancia relativa. La abundancia relativa general para los dos ecotipos de toninas nos indica que existe una mayor abundancia de toninas para el ecotipo oceánico (22.89 toninas/hora) que para el costero (12.27 toninas/hora). Sin embargo, el costero presenta una mayor abundancia relativa de manadas (2.00 manadas/hora) que el oceánico (0.47 manadas/hora).

Estacionalidad de las toninas costeras. Al determinar la estacionalidad como abundancia relativa (individuos/hora y manadas/hora), en el caso de las toninas costeras, la primavera fue la temporada climática con mayor abundancia relativa, seguida del otoño y del invierno. El verano fue la temporada climática con menor abundancia relativa. En relación con el número de manadas, se observó que los valores de otoño y de primavera fueron los más altos, seguidos del invierno. El verano fue también la temporada con menor número de manadas por hora. El esfuerzo de búsqueda fue muy similar para todas las estaciones climáticas. El invierno de 2013 fue la temporada en que se realizó un mayor esfuerzo de búsqueda. Lo anterior se debió a que en esta temporada se realizaron cuatro salidas de campo (Tabla1).

Se realizó una prueba de hipótesis sobre la igualdad del número esperado de conteos de manadas y de individuos por estación climática. En el caso de las manadas costeras, la estadística de prueba de la razón de verosimilitud fue $D = 4.92$ ($P = 0.1781$). En otras palabras, no es posible rechazar con 95 % de confianza que el conteo esperado de manadas sea el mismo para cada estación climática.

En el caso del número de individuos, la estadística de prueba fue $D = 61.50$ ($P \leq 0.001$), *i. e.* Se rechaza con 95 % de confianza que el conteo esperado de individuos en la zona costera sea el mismo para cada estación climática; se encontró un menor número de individuos durante el verano (Tabla 2). *Estacionalidad de las toninas oceánicas.* La abundancia relativa de las toninas oceánicas indica que la temporada climática que mayor abundancia de individuos presentó fue el invierno, seguido del otoño y el verano. La primavera fue la estación con la abundancia más baja. En relación con el número de manadas, el otoño fue la estación con mayor abundancia; le siguen el invierno y el verano. Finalmente, la primavera fue la estación en que se realizó el mayor esfuerzo de búsqueda (34.83 h), y el invierno la estación con menor esfuerzo de búsqueda (13.24 h). A pesar de que el verano tuvo la mayor cantidad de individuos observados (723), no fue la estación con mayor índice de abundancia relativa (Tabla 3).

Tabla 1. Número de individuos, número de mandas, I.A.R. o índice de abundancia relativa (toninas/hora) y horas de esfuerzo de las toninas costeras en la Bahía de las Guásimas, Sonora. Los valores en negritas cursivas corresponden a los valores más altos.

Abundancia relativa de toninas costeras					
Estación	# Individuos	# manadas	I.A.R. (individuos)	I.A.R. (manadas)	Esfuerzo(horas)
Otoño 2012	130	23	15.00	2.65	8:40
Invierno 2013	108	19	10.56	1.85	10:13
Primavera 2013	163	21	18.52	2.38	8:48
Verano 2013	51	11	5.59	1.20	9:08

Se realizó una prueba de hipótesis sobre la igualdad del número esperado de conteos de manadas y de individuos por estación climática (Tabla 4). En el caso de las manadas oceánicas, la estadística de prueba de la razón de verosimilitud fue $D = 7.78$ ($P = 0.0501$) *i. e.* No es posible rechazar con 95 % de confianza que el conteo esperado de manadas sea el mismo para cada estación climática.

En cuanto al número de individuos, la estadística de prueba de la razón de verosimilitud fue de $D = 547.42$ ($P \leq 0.001$), *i. e.* Se rechaza con 95 % de confianza que el conteo esperado de individuos en la zona oceánica sea el mismo para cada estación climática. La primavera fue la estación con un menor número de individuos respecto de las otras tres estaciones climáticas (verano, otoño e invierno).

Comparación de las toninas costeras con las toninas oceánicas. Para realizar la comparación en la igualdad del número esperado de conteos de manadas durante las cuatro estaciones climáticas entre las toninas costeras y las oceánicas, se realizó una prueba de hipótesis. La estadística de prueba de la razón de verosimilitud fue $D = 7.14$ ($P = 0.0075$), *i. e.* Se rechaza con 95 % de confianza que el conteo esperado de manadas en la zona costera sea el mismo que en la zona oceánica. De hecho, se espera un menor conteo de manadas oceánicas durante las cuatro estaciones climáticas. En la Tabla 5 se observa que en casi todas las estaciones climáticas, los intervalos se interceptan, excepto en la primavera, por lo que para esta estación se rechaza con una confianza de 95 % que el conteo esperado de manadas en primavera sea el mismo para los ecotipos costeros y oceánicos; de tal forma, se espera un menor número de manadas oceánicas.

En relación con la comparación en la igualdad del número esperado de conteos de individuos costeros y oceánicos durante las cuatro estaciones climáticas, la prueba de hipótesis rechaza contundentemente ($P \leq 0.001$) que el conteo esperado de individuos en la zona costera sea el

mismo que en la zona oceánica. Asimismo, se espera un mayor conteo de individuos en la zona oceánica durante las cuatro estaciones climáticas. Solo en tres de las cuatro estaciones climáticas, los intervalos no se interceptan, excepto para la estación de primavera. Con una confianza de 95 %, se rechaza que el conteo esperado de individuos para las estaciones de otoño, invierno y verano sea el mismo para los ecotipos costero y oceánico; de tal forma, se espera un mayor conteo de individuos en la zona oceánica (Tabla 6). Por el contrario, en la primavera se espera que el conteo de individuos sea el mismo para ambos ecotipos.

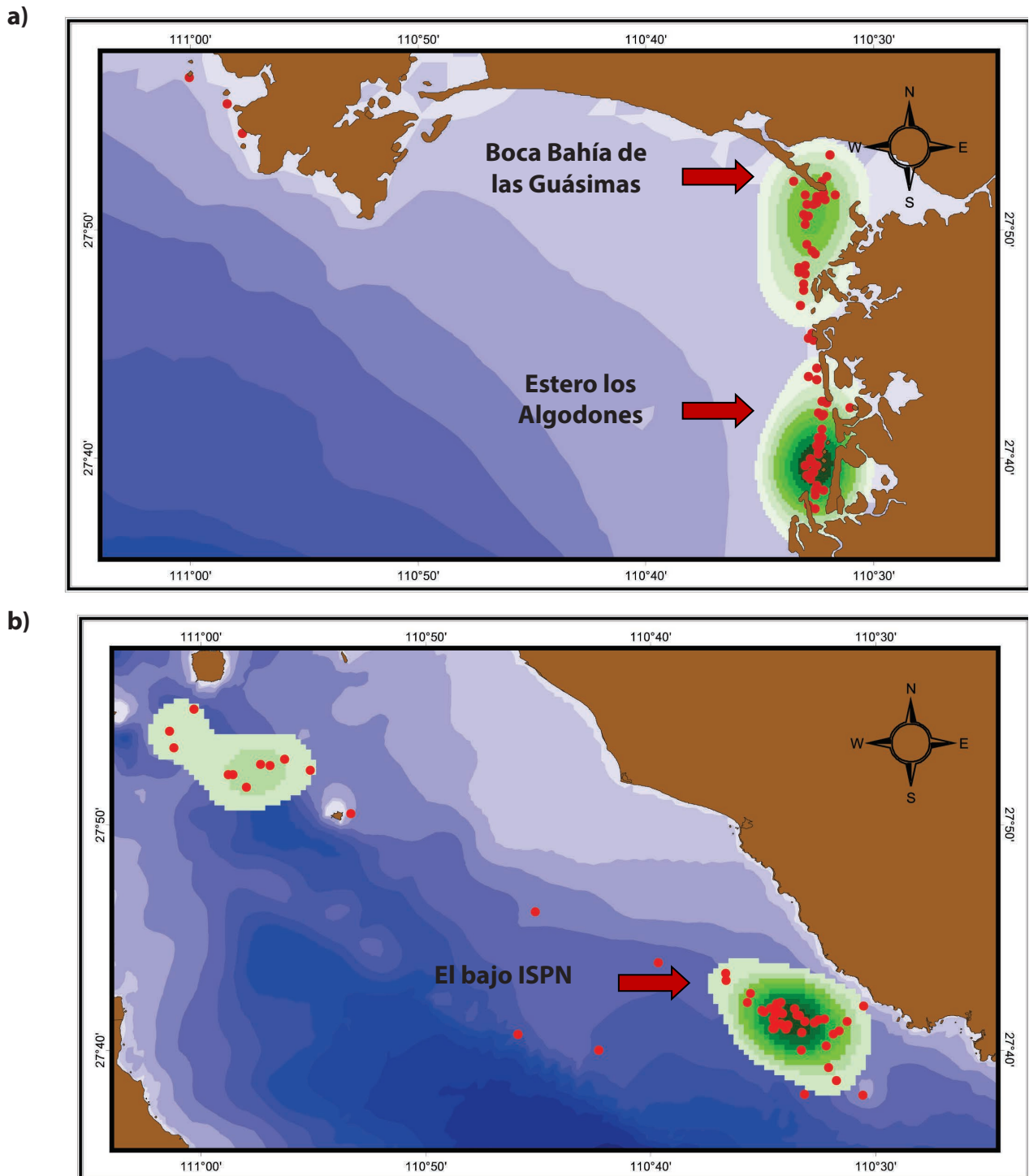


Figura 2. Mapas con la distribución Kernel de las dos poblaciones de toninas costeras y oceánicas de la región de Sonora.

Tabla 2. Intervalos de confianza de 95 % para el conteo esperado de manadas y de individuos de toninas costeras para las cuatro estaciones climáticas. En negritas cursivas, se muestra la estación que fue diferente a las demás, *i. e.* el verano.

Estación climática	Manadas		Individuos	
	Límite Inferior	Límite Superior	Límite Inferior	Límite Superior
Otoño	14.84098	33.71072	108.9323	153.6233
Invierno	11.69175	28.85900	88.90716	129.64826
Primavera	13.25633	31.29493	139.2606	189.2952
Verano	5.715521	18.831063	38.2634	66.2909

Discusión

El Golfo de California es uno de los ecosistemas más biodiversos, dinámicos y productivos del planeta, ya que presenta tres mecanismos principales de fertilización: las surgencias inducidas por la batimetría y por el viento, la mezcla producida por los cambios semidiurnos de las mareas y la circulación termohalina. Lo anterior hace de este golfo una región de gran complejidad ecológica (Álvarez-Borrego 2002). Las zonas de alta productividad primaria tienen gran importancia para los mamíferos marinos. Se sabe que la mayoría de sus movimientos se relacionan con la presencia y distribución de sus presas y con los lugares de alta actividad biológica, como las descargas de ríos, las zonas estuarinas y las surgencias (Baumgartner *et al.* 2001).

Debido a dicha productividad, la abundancia relativa general obtenida en este estudio para el número de toninas costeras/hora es una de las más altas en comparación con las que se han encontrado en otras regiones costeras del Golfo de México. Incluso resultan muy similares a los de la Laguna de Términos (Bazúa y Delgado 2014), considerado como un lugar de alta actividad, gran diversidad y alta abundancia biológica (Ayala-Pérez 2003).

Distribución. El análisis de densidad Kernel nos indica que la densidad de manadas de toninas costeras se observó tanto en la boca de la Bahía de las Guásimas como en la boca del estero Los Algodones. Este último fue el de mayor densidad, posiblemente debido a que en dicha zona se encuentra la desembocadura de un ramal del Río Yaqui. Al mezclarse con el agua salada del golfo, genera un ecosistema con una elevada productividad biológica, como se ha observado en algunos estudios en el Golfo de México (Vázquez-Castán *et al.* 2009; Valdes-Arellanes *et al.* 2011).

En contraste, la mayor densidad de toninas oceánicas se presentó en la parte sur de la isla San Pedro Nolasco, donde se encuentra el bajo profundo que posiblemente, junto con la isla, sean causantes de una surgencia física que lleva agua rica en nutrientes a toda la columna de agua, y que es aprovechada por las potenciales presas de las toninas (De la Lanza 2004; COBI 2014; Gallo-Reynoso *com. pers.*). El fenómeno anterior influye de manera indirecta en la distribución potencial de las toninas, ya que algunos autores (Jaquet y Gendron 2002; Guevara-Aguirre 2011) han observado que la distribución de las toninas se relaciona directamente con la distribución de sus presas y con la fisiografía de la zona (tipo de fondo y de relieves).

Abundancia relativa. El ecotipo oceánico presentó una mayor abundancia relativa general en el número de individuos, pero una menor abundancia relativa en el número de manadas en comparación con el ecotipo costero. Esto puede explicarse por el tipo de asociación de ambos ecotipos. Encontramos que las manadas de toninas costeras son más pequeñas en promedio (6.1 toninas/manada) que las manadas de toninas oceánicas, (48.5 toninas/manada). El dato anterior es similar a lo que se ha encontrado en otros estudios (Ballance 1992; Defran y Weller 1999; Segura *et al.* 2006).

Tabla 3. Índice de Abundancia Relativa (I.A.R. toninas/hora) de las toninas oceánicas. Los datos en negritas cursivas indican los valores más altos encontrados.

Abundancia relativa de toninas oceánicas					
Estación	# individuos	# manadas	I.A.R (individuos)	I.A.R (manadas)	Esfuerzo (horas)
Primavera 2013	134	5	3.84	0.14	34:50
Verano 2013	723	16	28.05	0.62	25:46
Otoño 2013	645	15	30.39	0.71	21:22
Invierno 2014	681	9	51.43	0.70	13:24

En cuanto al encuentro del ecotipo oceánico, se requirió realizar un mayor esfuerzo de búsqueda (en una proporción de 3:1; oceánicas= 95:22 h, costeras = 36.49 h), debido a que las toninas oceánicas no se asocian a estructuras geomorfológicas o son residentes de algún área en específico. De tal modo, se incrementa el área donde se distribuyen; por lo tanto, se incrementa el tiempo de esfuerzo de su búsqueda.

Estacionalidad. En este estudio se observó una estacionalidad para ambos ecotipos, pero solo si se tomaba en cuenta el número de individuos y no el número de manadas. Lo anterior significa que durante todo el año de muestreo el número de manadas en las dos áreas de estudio se mantiene relativamente constante. Los resultados indican una estacionalidad en el número de individuos costeros. Allí se observa una similitud entre las estaciones climáticas de primavera, otoño e invierno. En cambio, el verano presenta la abundancia relativa más baja.

Estos resultados son diferentes de los reportados por Escatel (1997), Delgado (2002) y Bazúa y Delgado (2014), quienes encontraron una mayor abundancia relativa en la temporada de lluvias (verano). Lo anterior posiblemente se deba a que la laguna costera de las Guásimas recibe escasos aportes de agua dulce, lo que produce gradientes muy altos de salinidad que actúa principalmente como un anti-estuario (Gallo-Reynoso *et al.* 2006). Todo esto contrasta con lo observado en los estados del sur de México, donde en la temporada de lluvias, los numerosos ríos aportan cantidades importantes de nutrientes que causan alta productividad primaria en los sistemas lagunares.

Asimismo, durante el verano los vientos que soplan en el Golfo de California provienen del sureste y generan la entrada de una masa de agua del Pacífico nororiental, que es oligotrófica y de mayor temperatura (Bray y Robles 1991). Dicho fenómeno produce un decremento en la productividad primaria con aguas más claras, a diferencia de la primavera y el invierno, cuando se presentan las surgencias más fuertes en el lado continental y un incremento de la productividad primaria (Lara-Lara *et al.* 2008).

Tabla 4. Intervalos de confianza de 95% para el conteo esperado de manadas y de individuos de toninas oceánicas para las cuatro estaciones climáticas. En negritas cursivas se observa la estación climática que fue diferente a las demás, *i. e.* la primavera.

Estación climática	Manadas		Individuos	
	Límite Inferior	Límite Superior	Límite Inferior	Límite Superior
Otoño	8.636459	23.912732	596.5372	696.0191
Invierno	4.327783	16.216664	631.1683	733.3879
Primavera	1.794911	10.739997	112.5917	157.9639
Verano	9.389673	25.159949	671.6163	776.9399

En el caso de las toninas oceánicas, es posible que la menor abundancia relativa registrada durante la primavera, a pesar de ser la estación con mayor esfuerzo de búsqueda, se deba a que durante dicha estación climática las toninas oceánicas no se encuentran en los alrededores de la Isla San Pedro Nolasco, sino que se acercan a la plataforma continental, lo que probablemente se deba a que el ecotipo oceánico tiene un nivel trófico muy similar al de los cachalotes (Díaz-Gamboa 2003) y durante el mes de primavera (marzo y abril) los calamares gigantes (*Dosidicus gigas*) se mueven del centro del golfo hacia las zonas costeras, en donde durante mayo alcanzan tallas de entre 35 y 60 cm (Ehrhardt *et al.* 1986), por lo que las toninas posiblemente siguen los movimientos de los cachalotes y de la concentración de calamares.

Tabla 5. Intervalos de confianza de 95% para el conteo esperado de manadas por estación climática. Los valores en negritas cursivas indican diferencia en la comparación de las manadas costeras y oceánicas.

Estación climática	Manadas costeras		Manadas oceánicas	
	Límite Inferior	Límite Superior	Límite Inferior	Límite Superior
Otoño	14.84098	33.71072	8.636459	23.912732
Invierno	11.69175	28.85900	4.327783	16.216664
Primavera	13.25633	31.29493	1.794911	10.739997
Verano	5.715521	18.831063	9.389673	25.159949

Al comparar los valores de número de manadas y número de individuos de los dos ecotipos por estación climática, observamos que en la primavera el número esperado de conteos de manadas costeras fue mayor que el de las oceánicas. No obstante, en términos de individuos, no existe diferencia estadística significativa. Por otro lado, en las otras estaciones climáticas (otoño, invierno y verano), no hay diferencias estadísticas en el número esperado de conteos de manadas en zonas costeras y oceánicas. Sin embargo, existe diferencia estadística en el número de individuos, que siempre fue mayor en oceánicas.

La estación climática de primavera se comporta de manera atípica. Se ha reportado (Ballance 1992; Defran y Weller 1999) que las manadas oceánicas son más grandes que las costeras, como sucedió en otoño, invierno y verano, debido quizá a las diferencias en el tipo de alimentación y a la manera de captura de sus presas. Las toninas oceánicas, al no contar con un sustrato para acorralar a sus presas, necesitan un mayor número de individuos que permitan encerrarlas. Por consiguiente, estas manadas han desarrollado una forma de captura cooperativa: acorralan a las presas en la superficie. De tal modo, el número de individuos que se necesitan es mucho mayor. Así disminuye el esfuerzo realizado y se incrementa la posibilidad de captura (Würsig y Würsig 1979).

Tabla 6. Intervalos de confianza de 95% para el conteo esperado de individuos por estación climática. Los valores en negritas cursivas indican las diferencias en la comparación estacional de los individuos de toninas costeras y oceánicas.

Estación climática	Individuos costeros		Individuos oceánicos	
	Límite Inferior	Límite Superior	Límite Inferior	Límite Superior
Otoño	108.9323	153.6233	596.5372	696.0191
Invierno	88.9071	129.6482	631.1683	733.3879
Primavera	139.2606	189.2952	112.5917	157.9639
Verano	38.2634	66.2909	671.6163	776.9399

Conclusiones

La distribución de los ecotipos de toninas (costeras y oceánicas) que habitan en la Cuenca de Guaymas se da en lugares que permiten alta productividad primaria; por ejemplo: la boca de la laguna de Guásimas y el estero Los Algodones, para las toninas costeras, y el sur de la isla San Pedro Nolasco sobre el bajo profundo. En relación con la estacionalidad, se observaron cambios temporales en ambos ecotipos, pero solo en el número de individuos y no en el de manadas. Las estaciones con menor número de individuos fueron el verano, para las toninas costeras, y la primavera, para las oceánicas.

Comparando estacionalmente ambos ecotipos en el número de manadas y en el número de toninas observadas durante la primavera, encontramos que esta se comportó de manera diferente de las otras tres estaciones climáticas. Presentó más manadas oceánicas que costeras y el mismo número de individuos en toninas costeras y en toninas oceánicas. En contraste, las otras estaciones (verano, otoño e invierno) presentaron más manadas en costeras que en oceánicas y menor número de individuos en toninas costeras que en toninas oceánicas.

Agradecimientos

Agradecemos al Posgrado de Ciencias del Mar y Limnología de la UNAM y al Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo A. C. por el espacio otorgado para trabajar los datos. A Comunidad y Biodiversidad (COBI) por el apoyo económico para la realización de este trabajo, al CONACYT por la beca otorgada a DGA; a J. Montoya por su valiosa ayuda en el análisis de los datos; a todos los integrantes del laboratorio de Ecofisiología del CIAD, por su valioso aporte en las salidas de campo y a J. L. Higuera de las Guásimas y a J. L. Ramírez de la Manga por su valioso apoyo y compañía.

Resumen

Introducción: El estudio de la ecología de las toninas (*Tursiops truncatus*) del Golfo de California se ha basado principalmente en la distribución y abundancia del ecotipo costero. No existen estudios comparativos sobre la ecología de los ecotipos costero y oceánico de la costa central de Sonora. El presente estudio pretende determinar la estacionalidad y la abundancia relativa de las manadas de los dos ecotipos de toninas que habitan en la Cuenca de Guaymas, en el Golfo de California.

Metodos: Se realizaron 13 salidas a la zona costera y 16 a la zona oceánica, y se utilizó un índice de abundancia relativa estacional.

Resultados: En el caso del ecotipo costero, la estación con mayor abundancia fue la primavera (18.52 toninas/hora), y para el ecotipo oceánico fue el invierno (51.43 toninas/hora). Usando la estadística de prueba de la razón de verosimilitud, el análisis estacional por ecotipo determinó que no existen diferencias significativas en el conteo esperado de manadas para cada estación en ambos ecotipos; en cambio, el conteo de individuos será diferente para cada estación (Costeras: manadas: $D = 4.92$ ($P = 0.1781$); individuos: $D = 61.50$ ($P < 0.001$)), (Oceánicas: manadas $D = 7.78$ ($P = 0.0501$); individuos: $D = 547.42$ ($P < 0.001$)).

Discusión y conclusiones: Al comparar estacionalmente a ambos ecotipos en el número de manadas y en el número de toninas observadas durante la primavera, encontramos que esta se comportó de manera diferente a las otras tres estaciones climáticas; presentó más manadas oceánicas que costeras y el mismo número de individuos en toninas costeras y en toninas oceánicas. Las otras estaciones (verano, otoño e invierno) presentaron más manadas en costeras que en oceánicas y menor número de individuos en toninas costeras que en toninas oceánicas.

Palabras clave: Abundancia relativa; ecotipos; estacionalidad, toninas.

Literatura citada

ÁLVAREZ-BORREGO, S. 2002. Physical oceanography. Pp. 41-59 en New Island Biogeography of the Sea of Cortés (Case, T. J., M. L. Cody., y E. Ezcurra, eds.) Oxford University Press. Oxford, EE. UU.

- ARAGÓN, N. E., y J. A. GARCÍA.** 2002. Incidencia de postlarvas de camarón (Crustacea: Penaidae) en el canal de llamada de una granja camaronera del estado de Sonora. Contribuciones al estudio de los crustáceos del Pacífico Este 1:145-154.
- AYALA-PÉREZ, L. A., J. RAMOS MIRANDA., y B. GÓMEZ-MONTES.** 2003. La comunidad de peces de la Laguna de Términos: estructura actual comparada. Revista de Biología Tropical 51:783-794.
- BALLANCE, L. T.** 1992. Habitat use patterns and ranges of the bottlenose dolphin in the Gulf of California, Mexico. Marine Mammal Science 8:262-274.
- BAUMGARTNER, M. F., K. D. MULLIN., L. N. MAY., y T. D. LEMING.** 2001. Cetacean habitats in the northern Gulf of Mexico. Fishery Bulletin 99:219-239.
- BAZÚA, D. C., y E. A. DELGADO.** 2014. Los tursiones, delfines de la laguna de Términos. México. Fomix Campeche 19:20-27.
- BRAY, N. A., y J. M. ROBLES.** 1991. Physical oceanography of the Gulf of California. Pp. 511-553 en The Gulf and Peninsular Province of the California (Dolphin, J. P., y B. R. Simoneit, eds.). No. 47 American Association of Petroleum. Oklahoma. EE. UU.
- CARVALHO-SAUCEDO, L. J. LÓPEZ-MARTÍNEZ, y F. GARCÍA-DOMÍNGUEZ.** 2011. Biología reproductiva de la medusa bola de cañón *Stomolophus meleagris* (Agassiz 1862) en la laguna Las Guásimas, Sonora, México. Hidrobiológica 21:77-88.
- CHÁVEZ-LÓPEZ, S., y A. D. ÁLVAREZ-ARELLANO.** 2006. Batimetría, sedimentos y ambientes de depósito en la laguna costera de Las Guásimas Sonora, México. Investigaciones Geográficas. UNAM. Boletín del Instituto de Geografía 60:7-21.
- COBI.** 2014. La reserva de la Biosfera Isla San Pedro Mártir. [en línea]: documento de fuente electrónica en internet. 2014 [fecha de consulta: 27 Abril 2014]. Disponible en: http://cobi.org.mx/wp-content/uploads/2012/08/2007-d-0702_Folleto_ISPM_esp.pdf
- CONNOR, R. C., R. S. WELLS., J. MANN., y A. J. READ.** 2000. The bottlenose dolphin. Social relationships in a fission-fusion society. Pp. 91-126 en Cetacean Societies. Field Studies of Dolphins and Whales (Mann, J. R. C. Connor, P. L. Tyack, y H. Whitehead, eds.). University of Chicago Press. Chicago, EE. UU.
- DE LA LANZA-ESPINO, G.** 2004. Gran escenario de la zona costera y oceánica de México. Ciencias 76:4-13.
- DEFRAN, R. H., y D. W. WELLER.** 1999. Occurrence, distribution, site fidelity, and school size of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) off San Diego, California. Marine Mammal Science 15:366-380.
- DELGADO, E. A.** 2002. Comparación de parámetros poblacionales de las toninas, *Tursiops truncatus*, en la región sureste del Golfo de México (Estados Tabasco, Campeche, Yucatán y Quintana Roo). Tesis doctoral. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.
- DÍAZ-GAMBOA, R. E.** 2003. Diferenciación entre tursiones *Tursiops truncatus* costeros y oceánicos en el Golfo de California por medio de isótopos estables de carbono y Nitrógeno. Tesis de Maestría en Ciencias, CICIMAR. La Paz, México.
- EHRHARDT, N. M., N. A. SOLIS, P. S. JACQUEMIN, C. J. ORTÍZ, R. P. ULLOA, D. G. GONZÁLEZ, y B. F. GARCÍA.** 1986. Análisis de la biología y condiciones del stock del calamar gigante *Dosidicus gigas* en el Golfo de California, México, Durante 1980. Ciencia Pesquera 5:63-76.
- ESCATEL LUNA, R. E.** 1997. Biología poblacional de las toninas *Tursiops truncatus*, en la Laguna de Términos, Campeche, México. Tesis de Maestría en Ciencias del Mar. Unidad Académica de los Ciclos profesionales y de Posgrado del Colegio de Ciencias y Humanidades, Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.
- GALLO-REYNOSO, J. P., y L. ROJAS BRACHO.** 1985. Nombres científicos y comunes de los mamíferos marinos de México. Anales del Instituto de Biología UNAM Serie Zoológica 56:1043-1056.
- GALLO-REYNOSO, J. P., y A. L. FIGUEROA-CARRANZA.** 1998. Cetaceans of Isla de Guadalupe. Bulletin Southern California Academy of Sciences 97:33-38.

- GALLO REYNOSO, J. P., Y A. L. FIGUEROA CARRANZA.** 2005. Los cetáceos de Isla Guadalupe. Pp. 202-217 en Isla Guadalupe: Restauración y Conservación (Santos del Prado, K., y E. Peters, eds.). Instituto Nacional de Ecología. Ciudad de México, México.
- GALLO-REYNOSO, J. P., J. ÉGIDO, E. CORIA, Y J. SALDAÑA.** 2006. Distribución, Área de acción y población de toninas (*Tursiops truncatus*) en el área de la Bahía de las Guásimas, Sonora, México. Reporte interno del Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A.C., Unidad Guaymas. 45. Disponible en (available at) jpgallo@ciad.mx del autor por correspondencia.
- GUEVARA-AGUIRRE, D.** 2011. Relación de la presencia de toninas (*Tursiops truncatus*) en la Laguna de Términos, Campeche, México con los factores ambientales. Tesis de Maestría, Universidad Nacional Autónoma de México, PCMyL. Ciudad de México, México.
- HECKEL, G.** 1992. Foto-identificación de tursiones *Tursiops truncatus* (Montagu, 1821) en la Boca de Corazones de la Laguna de Tamiahua, Veracruz, México (Cetacea: Delphinidae). Tesis de Licenciatura en Biología, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.
- HERSH, S. L. Y D. A. DUFFIELD.** 1990. Distinction between northwest Atlantic offshore and coastal bottlenose dolphins based on hemoglobin profile and morphometry. Pp. 129-139 en The Bottlenose Dolphin (Leatherwood, S., y R. R. Reeves, eds.) Academic Press. San Diego, EE. UU.
- HOELZEL, A. R.** 1994. Genetics and Ecology of whales and dolphins. Annual Review of Ecological Systems 25:377-399.
- JAQUET, N., Y D. GENDRON.** 2002. Distribution and relative abundance of sperm whales in relation to key environmental features, squid landings and the distribution of other cetacean species in the Gulf of California, México. Marine Biology 141:591-601.
- LARA LARA, J. R., V. ARENAS FUENTES, M. D. C. BAZÁN, M. DE LA CRUZ GARCÍA, V. M. DÍAZ, E. ESCOBAR, G. GAXIOLA, E. G. ROBLES, R. SOSA, L. A. SOTO, M. TAPIA Y J. E. VALDEZ.** 2008. Los ecosistemas marinos. Pp.135-159 en Capital Natural de México (Soberón, J., G. Halffter., y J. Llorente, eds.) Vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Ciudad de México, México.
- MARTÍN, V., M. CARRILLO, Y L. F. LÓPEZ JURADO.** 2000. The Bottlenose Dolphin in the Canary Islands. Gobierno de Canarias. Canarias, España.
- MEAD, J. G., Y CH. W. POTTER.** 1990. Natural history of bottlenose dolphins along the central Atlantic coast of the United States. Pp. 165-195 en The Bottlenose Dolphin (Leatherwood. S., y R. Reeves, eds.). Academic Press. San Diego, EE. UU.
- ORTEGA-ORTIZ, J. G., A. DELGADO-ESTRELLA, Y A. ORTEGA-ARGUETA.** 2004. Mamíferos marinos del Golfo de México, estado actual del conocimiento y recomendaciones para su conservación. Pp. 137-162 en Diagnóstico ambiental del Golfo de México (Caso, M., I. Pisanty, y E. Exequiel, eds.). Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales/ Instituto Nacional de Ecología/ Instituto de Ecología/Harte Research Institute for Gulf of Mexico Studies. Ciudad de México, México.
- QUINTANA-RIZZO, E., Y R. S. WELLS.** 2001. Resighting and association patterns of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Cedar Keys, Florida: Insights into social organization. Canadian Journal of Zoology 79:447-456.
- PÉREZ Y SOSA, M. C.** 2014. Distribución espacial de mamíferos marinos asociada a la geomorfología del fondo marino alrededor de la Isla San Pedro Nolasco en el Golfo de California. Tesis de maestría, Universidad Nacional Autónoma de México, PCMyL. Ciudad de México, México.
- REYES, J. C.** 1991. The conservation of small cetaceans: a review. Report prepared for the Secretariat of the Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals. UNEP / CMS Secretariat. Bonn, Alemania.
- REZA, N. I.** 2001. Distribución y abundancia de *Tursiops truncatus* en la Bahía de Santa María, Sinaloa, México. Tesis profesional, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.

- RICE, D. W.** 1998. Marine mammals of the world. Systematics and distribution. Special Publication No. 4. The Society for Marine Mammalogy. Allen Press. Lawrence, EE. UU.
- RODEN, G. I.** 1964. Oceanographic aspects of the Gulf of California. Pp. 30–58 en Marine Geology in the Gulf California (Van Andel., Tj. H., y G. G. Shor, eds.) No. 3 American Association of Petrology Geologists. EE.UU.
- RUIZ BOIJESEAU, B. I.** 1995. Distribución y abundancia de *Tursiops truncatus* Montagu, 1821 (Cetacea: Delphinidae) en la bahía de Banderas y aguas adyacentes de México. Tesis profesional, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.
- SANTAMARÍA-DEL-ÁNGEL, E., y S. ÁLVAREZ-BORREGO.** 1994. Gulf of California biogeographic regions based on coastal zone color scanner imagery. Journal of Geophysical Research 99:7411-7421.
- SEGURA, I. H., A. ROCHA, S. FLORES, y L. ROJAS.** 2006. Conservation implications of the genetic and ecological distinction of *Tursiops truncatus* ecotypes in the Gulf of California. Biological Conservation 133:336-346.
- SHANE, S. H.** 1990. Behavior and ecology of the bottlenose dolphin at Sanibel Island, Florida. Pp. 245-265 en The bottlenose dolphin (Leatherwood, S., y R. R. Reeves, eds). Academic Press. San Diego.
- VALDÉZ-ARELLANES, M. P., A. SERRANO, G. HECKEL, Y. SCHRAMM, E I. MARTÍNEZ-SERRANO.** 2011. Abundancia de dos poblaciones de toninas (*Tursiops truncatus*) en el norte de Veracruz, México. Revista Mexicana de Biodiversidad 82:227-235.
- VÁZQUEZ-CASTÁN, L., A. SERRANO, M. LÓPEZ-ORTEGA, J. A. GALINDO, M. P. VALDÉZ-ARELLANES, y C. NAVAL-ÁVILA.** 2007. Caracterización del hábitat de dos poblaciones de toninas (*Tursiops truncatus*, Montagu 1821) en la costa norte del estado de Veracruz, México. Revista Científica UDO Agrícola 7:285-292.
- VÁZQUEZ-CASTÁN, L., A. SERRANO, y J. A. GALINDO.** 2009. Estudio preliminar sobre la biodiversidad y abundancia de cetáceos en aguas profundas del Golfo de México. Revista UDO Agrícola 9:992-997.
- WÜRSIG, B., WÜRSIG, M.** 1979. Behavior and ecology of the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in the south Atlantic. Fishery Bulletin 77:399–412.
- WELLS, R. y M. SCOTT.** 2002. Bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* and *T. aduncus*. Pp. 122-128 en Encyclopedia of Marine Mammals (Perrin, W., B. Würsig, y J. Thewissen, eds.). Academic Press. San Diego, EE. UU.

Summited: February 23, 2015

Review: March 2, 2015

Accepted: March 26, 2015

Associated editor: Sergio Solari

**Primer registro de varamiento del
Zifio de Cuvier (*Ziphius cavirostris*) en
Isla Guadalupe, México**

First stranding record of a Cuvier beaked whale (*Ziphius cavirostris*) at Isla Guadalupe, Mexico

Juan Pablo Gallo-Reynoso^{1*} and Edgar Mauricio Hoyos-Padilla²

¹Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A. C. Unidad Guaymas, Carretera al Varadero Nacional, km 6.6, Las Playitas, Guaymas, 85480, Sonora, México. E-mail: jpgallo@ciad.mx (JPGR).

²Pelagios-Kakunjá A.C. Sinaloa 1540, 23070, La Paz, Baja California Sur, México. E-mail: amuakua@gmail.com (EMHP).

*Corresponding author.

Introduction: A calf of a Cuvier beaked whale, *Ziphius cavirostris*, was found stranded at Isla Guadalupe, Mexico where this species have been observed before.

Methods: A detailed necropsy was conducted to report the plausible stranding causes. The individual was measured.

Results: The female calf was apparently a month old individual and was still suckling. Body temperature was still warm, with no pupillary reaction or artery pulse at the inner blowhole and at the fluke major arteries. The stomachs contained milk in different degradation stages (fresh to semi-digested).

Discussion: Necropsy of the calf did not show any plausible indication about its death, such as major wounds that indicate predation, trauma, ulcers or infections, only the presence of a small bubbling blood effusion together with some epithelial and muscle tissue masses extruding from the urogenital opening. No gas related trauma such as decompression could be confirmed due that we did not have the means to measure gas presence on epithelial tissues. The probable cause of dead was hypoxia.

Key words: Calf stranding; cuvier beaked whale; Isla Guadalupe; *Ziphius cavirostris*.

Introduction

Cuvier's beaked whale (*Ziphius cavirostris* G. Cuvier 1823) is observed around oceanic islands such as Isla Guadalupe, México (Gallo-Reynoso and Figueroa-Carranza 1995; 1998; 2005; Cárdenas-Hinojosa *et al.* 2012; Schorr *et al.* 2014). This species was first described by G. Cuvier, based on a partial skull collected in 1804 near *Fos-sur-Mer*, in the Mediterranean coast of France (Cuvier 1823 in Podesta *et al.* 2006). Beaked whales live in open waters and are associated with high relief bottoms, deep canyons and steep slopes (Heyning 1989), characteristics that are found at Isla Guadalupe.

Isla Guadalupe (29° 00' N, -118° 15' 30" W) is located 240 km west of Baja California, Mexico. The island lies within the California Current with an average sea surface temperature of 18 °C (range: 16 °C spring, 20 °C summer; Lynn and Simpson 1987). Depths of 3,600 m or more surround the island. The coastline physiography is composed of loose basaltic rocks and boulders bounded by towering

cliffs, with numerous crevices and caves (Pierson 1987). The orientation of the island (N – S) and its elongated shape (35 km long and 6.5 - 9.5 km wide) act as a barrier against the flow of the current that produces a series of swirls at different depths (Berdegué 1957).

The presence of female - calf pairs of Cuvier's beaked whales at Isla Guadalupe have been observed by us, we have recorded on video three different females with calves on September 3rd, October 13th and 26th 2009 and by Cardenas-Hinojosa *et al.* (2009). The aim of this paper is to report the stranding, measurements and cause of death of one calf at Playa Dos Arroyos (Twin Canyons) (29.10208° N, -118.27486° W). Based on the diagnostic characteristics described by Leatherwood *et al.* (1983), such as the comparison of the shape of the head with a bulky melon that descends toward the tip of the beak, the concave form of the mouth, the presence of two throat creases (Figure 1) and the position of the dorsal fin, found at two thirds of the total length (measured from the tip of the beak to the median notch in the flukes), we determined the species as a *Ziphius cavirostris* female calf. There were no other beaked whales observed that day.



Figure 1. Female calf *Ziphius cavirostris*, stranded at Playa Dos Arroyos (Twin Canyons), Isla Guadalupe, Mexico. Note the presence of two throat creases and fetal folding marks. March 2, 2010 (Photo J.P. Gallo-Reynoso).

This calf probably died minutes before our arrival, the body temperature was warm (felt with the fingers through the latex glove inside the blowhole), therefore we tried to reanimate the individual with cardio-pulmonary massage, with pressure over the thoracic area, after five minutes there was no response and no expulsion of air or water from the lungs through the blowhole, although there was a small bloody-foamy efflux via the anus, which we did not expect. It was also surprising to find that the lungs were apparently collapsed and that the animal's core temperature was apparently normal but with no pulse that could be felt by placing pressure on the major arteries of the flukes. The inside of the blowhole was pressured again to see if there was any pulse, afterward it was completely obstructed with a fist to see if there was any muscle reaction or breathing spasm - which was negative. Finally we also observed the gums (which are pink if there is any blood circulation, and pale if blood circulation is absent) we found the

gums were pale; the tongue was dark-blue which presumed a cyanotic state. All these findings corroborated the death of the calf.

Further inspection, revealed that the eyes were open, humid, still and with no apparent pupillary reaction. The body did not present with *rigor mortis* and was still flaccid. Skin coloration was creamy-white in the ventral area from the tip of the lower beak under the eyes and to the flanks, ending at the medial area of the caudal peduncle before the insertion of the flukes. The melon dorsal area was dark grayish – copper and in some portions bluish gray, darker around the eyes. The dorsal fin was of a gray – copper color and not tall, but very falcated. Flukes were dark gray, while pectoral flippers were gray in their distal part of the dorsal surface and creamy–white on the ventral surface (Figure 1). The blowhole was wide and crescentic. There were no erupted teeth. The surface of the body presented scarring with some linear scars that were shallower than others, presumably made by an adult male of the same species (Figure 1), these scars are common and are produced by the interspecific interaction between the individuals of a pod (Heyning 1989).

A weight of around 200 kg was estimated for the calf. The total length of the calf was 2.64 m (Table 1), according to Leatherwood *et al.* (1983) and Heyning and Mead (2009) corresponds to a newborn calf. Fetal folds were still somewhat perceptible (these are evident in newborns; Figure 1). Both body sides were carefully reviewed, there were no injuries that could link the death to a white shark (*Carcharodon carcharias*) attack; individuals of this shark species are numerous in this area of the island, there are about 200 known individuals (Hoyos-Padilla 2009). However, we noted the presence of a healing round wound on the left flank suggestive of a cookie cutter shark *Isistius brasiliensis* (Figure 2); a species that commonly attacks three species of pinnipeds and several species of cetaceans near the island (Gallo-Reynoso and Figueroa-Carranza 1992, 2005; Gallo-Reynoso *et al.* 2005a, and 2005b) and that have been reported to attack this species elsewhere (Jones 1971; Pérez-Zayas *et al.* 2002). The wound was more than a week old, suggesting that the calf should be older than a week. Therefore, we estimate that this calf was close to a month of being born. A detailed observation of the body surface did not show any cause of apparent death; there were no evident signs of trauma or infection (such as foul smell, ulcers or suppuration that might be present in the blowhole, mouth, throat, anus or the urogenital opening). The unusual finding that was noted, was the presence of a small bloody effusion together with some epithelial and muscle tissue masses that were extruding from the urogenital opening, showing probable signs of acute decompression.

A necropsy was performed with an initial incision along the abdominal axis, from the solar plexus to the urogenital opening, the second one from the solar plexus to the dorsal portion near the pectoral flipper, and the third one from the mid-ventral area (at sternum) to the dorsal portion before the dorsal flipper to open the abdominal cavity. We removed the cutaneous, sub-cutaneous tissues and the fat layer to get access to the thoracic and abdominal cavities. There were no evident anomalies, such as internal lacerations, broken bones, ruptured viscera, ulcers, bruises, parasites or damaged blood vessels, additionally there was no foul smell noted.

We conducted a thorough review of the following organs:

Lungs. Both were collapsed, there was no presence of air or water inside of them, there was a certain bubbling probably produced by the surfactant that lubricates and prevents alveolar collapse while diving. There was no suppuration that could indicate an infection, swelling, blood or any other liquid present; there were no lesions on the pleura or alveoli, or foreign bodies present.

Heart. The cardiac muscle was normal in appearance and size, no blood leaking from the surrounding vessels or the coelom that covers it.

Liver. No gross alterations, parasites or cists noted.

Kidneys. Normal in size, multilobed, no apparent hemorrhages, parasites, kidney stones or any signs of malformations were found.

Stomachs. No presence of ulcers, hemorrhages, bruises or lacerations; they were filled with milk, which allowed to determine that the calf had recently suckled before stranding. There was no indication that the calf had ingested solid food; there were no rests of squids (beaks), fishes (bones, vertebrae, scales or otholits, etc.), crustaceans (exoskeleton), or any other parts that make up the food for this species (*sensu* Podesta and Meotti 1991).

Table 1. Measurements of the Cuvier's beaked whale female calf.

Measurement	Centimeters
Total Length	264.2
Length from the mouth junction to the anterior insertion of the right pectoral flipper	157.5
Length of the anterior insertion of the dorsal fin to the fluke's notch	111.8
Farthest length of the right pectoral flipper (apical) from the anterior insertion	35.6
Length of the right pectoral flipper, posterior border	28.5
Length from the center of the eye to the mouth junction	16.5
Width of the ocular opening (eye)	1.78
Length of the ocular opening	3.05
Length from the tip of the beak to the right side mouth junction	20.3
Length of the right throat crease	15.2
Length from the center of the eye to the anterior insertion of the dorsal fin	34.3
Length from the mouth to the anterior insertion of the pectoral flipper	157.5
Length of dorsal fin	94
Height of dorsal fin	14
Width of dorsal fin	175.3
Length from tip of the beak to the urogenital opening	170.2
Width of fluke	74.9
Length of the left fluke	33
Height of the caudal peduncle	25.4
Length from the center of the blowhole to the beak point	32.4
Width of the blubber layer in the left flank	2.5
Width of the blubber layer above the right pectoral flipper	3.05
Width of the blubber layer at the head	3.6
Length of the cookiecutter shark bite	5.7
Height of the cookiecutter shark bite	4.3
Axilar circumference	137.2
Circumference at umbilicus	146.1
Circumference at the blowhole	97.8
Circumference anterior to the right fluke	43.8
Circumference at the center of the anus	119.4

Intestines (from pylorus to anal opening). Milk was found in several stages of digestion, there were no obstructions, or foul smell, or ulcers of any type. We noted that at the end of the intestine the presence of a small bloody and bubbling effusion together with some epithelial and muscle tissue masses that were extruding from the urogenital opening indicating a probable rupture due to gas embolism, showing probable signs of acute decompression.

Samples were taken from the above mentioned organs, and additionally of skin, blubber, muscle, bone, brain and milk (fresher milk found in the first stomach). These samples are deposited at CICIMAR-IPN (La Paz, Mexico) for their study. The head was sectioned and separated from the rest of the body, and it was buried to be retrieved later to inspect the skull and to observe if tympanic bullae or the mandibles were fractured, due to decompression while quickly ascending to the surface. The head is now at the same institution (CICIMAR).

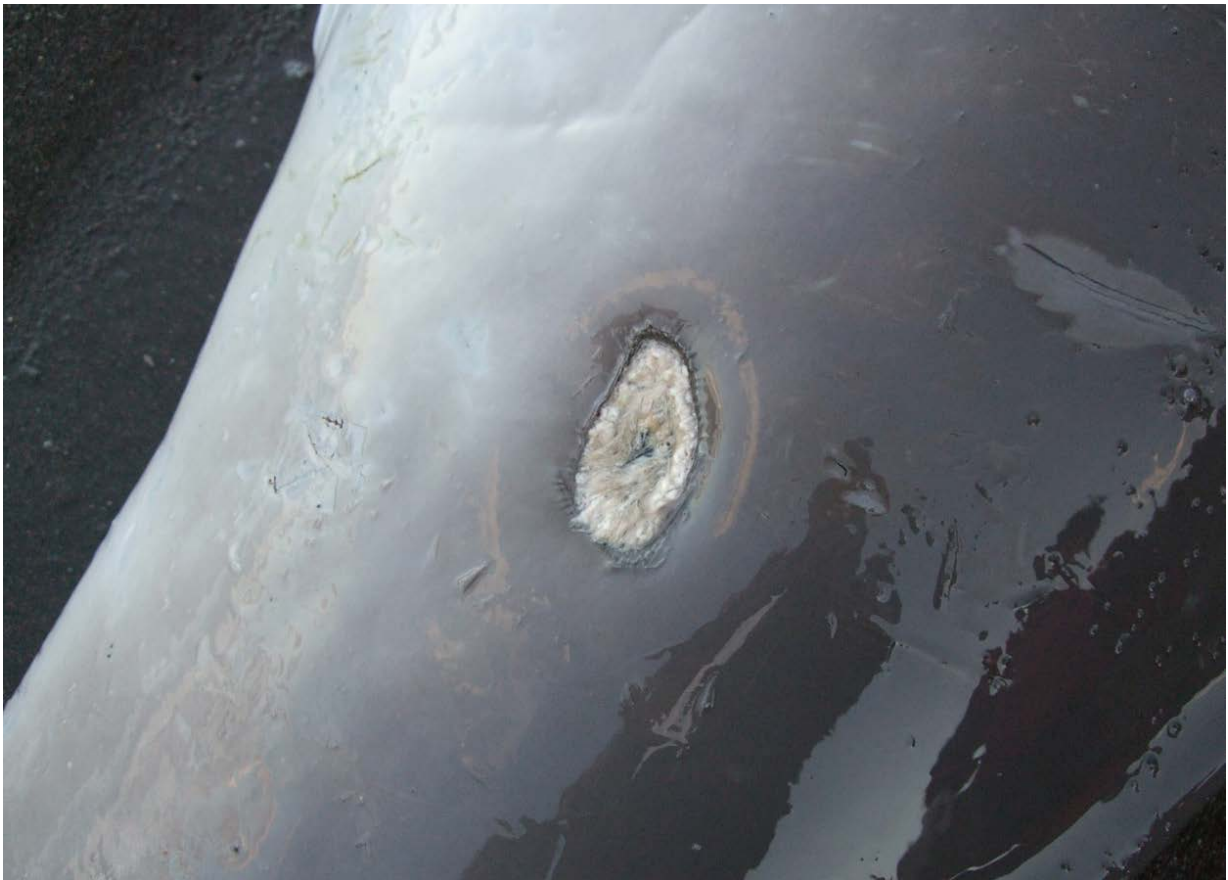


Figure 2. Healing wound of a large cookie cutter shark (*I. brasiliensis*) bite (Photo M. Sakata).

Given that in the Marine Protected Area around Isla Guadalupe the fishing with gill nets is forbidden, and that there is no commercial vessel route close by that could cause death by intense sounds, we discarded the likelihood that the individual was incidentally killed by any of these situations. Also, the area where the stranding took place in the northeastern coast of Isla Guadalupe, is also where this species is often observed with 67 sightings by Cardenas-Hinojosa *et al.* (2009) and 28 by us (Gallo-Reynoso unpublished), and consists of a series of deep canyons that descend to the ocean floor. To know if the calf's death might be related to gas trauma, we found that adults of this species perform deep (863 to 2992 m) and long (33 to 137.5 min) dives (Tyack *et al.* 2006; Schorr *et al.* 2014), our data of measured dive times for adult Cuvier beaked whales at Isla Guadalupe, present a mean of 45.3 ± 14 min (range: 30 – 59 min, $n = 28$; Gallo-Reynoso unpublished) well within the range mentioned above. No gas related trauma such as decompression could be confirmed due that we

did not have the means to measure gas presence on epithelial tissues. Therefore a possible cause of the calf's death, which their lungs were found collapsed (in a probable apnea state), might be that the calf exceeded its aerobic diving limit during the ascent to the surface, which is slow in the species (Tyack *et al.* 2006; Schorr *et al.* 2014), the calf probably died by hypoxia.

Strandings of lone Cuvier's beaked whales have taken place in coastal areas of California and northeastern México (Bachara and Norman 2013). Massive strandings of this species are unusual (Heyning 1989). Over the last 20 years, several authors have suggested that some mass strandings of beaked whales are associated with naval military activities (Frantzis 2004; Martín *et al.* 2004, Rommel *et al.* 2006) or intense ship noise (Aguilar-Soto *et al.* 2006). According to Cox *et al.* (2006) the clarification of stranding causes is hampered by the lack of scientific knowledge on beaked whales, their physiology, behavior, distribution and habitat use.

Acknowledgements

We thank the crew of M / V Horizon (license 626408, San Diego, California) which helped us in all activities at Isla Guadalupe. We thank Japan Underwater Films that funded the expedition. Special thanks to M. Sakata for lending his photograph for the manuscript. We thank C. G. Zuno who helped us with the translation of the manuscript. This study was done with permits SGPA/DGVS/01122/10 SEMARNAT (México) February 2010, and SGPA/DGVS/08330/10 SEMARNAT (México) October, 2010. Finally we thank W. Bachara, G. D'Elía and an anonymous reviewer for comments that significantly improved the manuscript.

Resumen

Introducción: Se encontró una cría varada de Zifio de Cuvier, *Ziphius cavirostris*, en la Isla Guadalupe, México, en donde esta especie ha sido observada con anterioridad.

Metodología: Se realizó una detallada necropsia para averiguar las posibles causas del varamiento. El individuo fue medido.

Resultados: La cría, una hembra, tenía una edad aproximada de un mes y se encontraba lactando. La temperatura corporal era aún normal, pero carecía de reacción pupilar y sin presencia de pulso arterial tomado en la parte interior del espiráculo y en las arterias mayores de los lóbulos caudales. Los estómagos contenían leche en diferentes estadios de degradación (desde fresca hasta semi-digerida).

Discusión: La necropsia de la cría no mostró una indicación probable de su muerte, tal como heridas mayores por depredación, trauma, úlceras o infecciones aparentes, solo se notó la presencia de una efusión sanguínea burbujeante junto con algunos tejidos epiteliales y musculares extruidas por la apertura urogenital. No se pudo confirmar algún trauma relacionado con gases como la descompresión dado que no teníamos los medios para medir la presencia de gas en los diferentes tejidos. La probable cause de muerte fue por hipoxia.

Palabras clave: Isla Guadalupe, varamiento de cría; Zifio de Cuvier; *Ziphius cavirostris*.

Literature cited

- AGUILAR-SOTO, N., JOHNSON M., MADSEN P. T., TYACK P. L., BOCCONCELLI A., AND BORSANI J. F. 2006. Does intense ship noise disrupt foraging in deep-diving Cuvier's beaked whales (*Ziphius cavirostris*). *Marine Mammal Science* 22:690-699.
- BACHARA W., AND S. A. NORMAN. 2013. *Ziphius cavirostris* strandings-a short review. Reports of the International Whaling Commission SC65/SM1.
- BERDEGUÉ J. 1957. La Isla de Guadalupe, México. Contribución al conocimiento de sus recursos naturales renovables. Secretaría de Marina, Dirección General de Pesca e Industrias Conexas. Ciudad de México, México.

- COX T. M., RAGEN T. J., READ A. J., VOS E., BAIRD R. W., BALCOMB K., BARLOW J., CALDWELL J., CRANFORD T., CRUM L., D'AMICO A., D'SPAIN G., FERNÁNDEZ A., FINNERAN J., GENTRY R., GERTH W., GULLAND F., HILDEBRAND J., HOUSER D., HULLAR T., JEPSON P. D., KETTEN D., MACLEOD C. D., MILLER P., MOORE S., MOUNTAIN D., PALKA D., PONGANIS P., ROMMEL S., ROWLES T., TAYLOR B., TYACK P., WARTZOK D., GISINER R., MEAD J., AND BENNER L.** 2006. Understanding the impacts of anthropogenic sound on beaked whales. *Journal of Cetacean Research and Management* 7:177-187.
- CÁRDENAS-HINOJOSA G., HOYOS-PADILLA M., AND ROJAS-BRACHO L.** 2012. Occurrence of Cuvier's Beaked Whales (*Ziphius cavirostris*) in Guadalupe Island, Baja California, México. *International Whaling Commission SC/64/SM18*.
- FRANTZIS A.** 2004. The first mass stranding that was associated with the use of active sonar (Kyparissiakos Gulf, Greece, 1996). Pp 14-20 in *Proceedings of the Workshop on Active Sonar and Cetaceans held at the European Cetacean Society's 17th Annual Conference* (Evans P. G. H., and L. A. Miller, eds). *ECS Newsletter* 42 (Special Issue).
- GALLO-REYNOSO J. P., AND A. L. FIGUEROA-CARRANZA.** 1992. A cookiecutter shark wound on a Guadalupe fur seal male. *Marine Mammal Science* 8:428-430.
- GALLO-REYNOSO J. P., AND A. L. FIGUEROA-CARRANZA.** 1995. Occurrence of bottlenose whales in the waters of Isla Guadalupe, Mexico. *Marine Mammal Science* 11:573-575.
- GALLO-REYNOSO J. P. AND A. L. FIGUEROA-CARRANZA.** 1998. Cetaceans of Isla de Guadalupe, Baja California, Mexico. *Bulletin of the Southern California Academy of Sciences* 97:33-38.
- GALLO-REYNOSO J. P., AND A. L. FIGUEROA-CARRANZA.** 2005a. Los Cetáceos de Isla Guadalupe. Pp 203-217 in *Isla Guadalupe, restauración y conservación* (Santos K., and E. Peters, comps.). Instituto Nacional de Ecología - SEMARNAT. Ciudad de México, México.
- GALLO-REYNOSO J. P., A. L. FIGUEROA-CARRANZA, AND M. P. BLANCO-PARRA.** 2005b. Los Tiburones de Isla Guadalupe. Pp 143-169 in *Isla Guadalupe, restauración y conservación* (Santos K., and E. Peters, comps.). Instituto Nacional de Ecología - SEMARNAT. Ciudad de México, México, .
- GALLO-REYNOSO J. P., B. J. LE BOEUF A. L. FIGUEROA-CARRANZA, AND M. O. MARAVILLA-CHÁVEZ.** 2005c. Los Pinnípedos de Isla Guadalupe. Pp 171-201 in *Isla Guadalupe, restauración y conservación* (Santos K., and E. Peters, comps.). Instituto Nacional de Ecología - SEMARNAT. Ciudad de México, México.
- HEYNING J. E.** 1989. Curvier's beaked whales, *Ziphius cavirostris* G. Cuvier 1823. Pp 289-308 In *Handbook of Marine Mammals, Volume 4: River dolphins and the larger toothed whales* (Ridgway S. H., and R. Harrison, eds.). Academic Press. San Diego, USA.
- HEYNING J. E., AND J. G. MEAD.** 2009. Cuvier's beaked whale, *Ziphius cavirostris*. Pp 294-295 in *Encyclopedia of Marine Mammals* (Perrin W. F., B. Würsig, and J. G. M. Thewissen, eds.). Academic Press. San Diego, USA.
- HOYOS-PADILLA M. E.** 2009. Patrones de movimiento del tiburón blanco (*Carcharodon carcharias*) en Isla Guadalupe, México. PhD. thesis. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (CICIMAR). Instituto Politécnico Nacional. La Paz, Mexico.
- JONES E. C.** 1971. *Isistius brasiliensis*, a squaloid shark, the probable cause of crater wounds on fishes and cetaceans. *Fishery Bulletin* 69:791-798.
- LEATHERWOOD S., R. R. REEVES, AND L. FOSTER.** 1983. *The Sierra Club Handbook of whales and dolphins*. Sierra Club Books. San Francisco, USA.
- LYNN R. J., AND J. J. SIMPSON.** 1987. The California Current system: the seasonal variability of its physical characteristics. *Journal of Geophysical Research* 92(c12):12,947-12,966.
- MARTÍN V., SERVIDIO A. AND S. GARCIA.** 2004. Mass strandings of beaked whales in the Canary Islands. Pp 33-36 in *Proceedings of the Workshop on Active Sonar and Cetaceans held at the European Cetacean Society's 17th Annual Conference* (Evans P. G. H., and L. A. Miller, eds). *ECS Newsletter* 42 (Special Issue).
- PÉREZ-ZAYAS J. J., A. A. MIGNUCCI-GIANNONI G. M. TOYOS-GONZÁLEZ R. J. ROSARIO-DELESTRE, AND E. H. WILLIAMS.** 2002. Incidental predation by a largetooth cookiecutter shark on a Cuvier's beaked whale in Puerto Rico. *Aquatic Mammals* 28:308-311.

- PIERSON M. O.** 1987. Breeding behavior of the Guadalupe fur seal, *Arctocephalus townsendi*. Pp 83-94 in Status, Biology, and Ecology of fur seals (Croxall J. P., and R. L. Gentry, eds.). NOAA Technical Report NMFS 51.
- PODESTA M., AND C. MEOTTI.** 1991. The stomach contents of a Cuvier's Beaked whale *Ziphius cavirostris*, and a Risso's dolphin *Grampus griseus*, stranded in Italy. European Research on Cetaceans (Abstracts) 5:58-61.
- PODESTA M., A. D'AMICO G. PAVAN A. DROUGAS A. KOMNENOU, AND N. PORTUNATO.** 2006. A review of Cuvier's beaked whale strandings in the Mediterranean Sea. Journal of Cetacean Research and Management 7:251-261.
- ROMMEL S. A., COSTIDIS A. M., FERNÁNDEZ A., JEPSON P. D., PABST D. A., MCLELLAN W. A., HOUSER D. S., CRANFORD T. W., VAN HELDEN A. L., ALLEN D. M., AND N. B. BARROS.** 2006. Elements of beaked whale anatomy and diving physiology and some hypothetical causes of sonar-related stranding. Journal of Cetacean Research and Management 7:189-209.
- SCHORR G. S., FALCONE E. A., MORETTI D. J., AND R. D. ANDREWS.** 2014. First Long-Term Behavioral Records from Cuvier's Beaked Whales (*Ziphius cavirostris*) Reveal Record-Breaking Dives. PLoS ONE 9,e92633.
- TYACK P. L., JOHNSON M., SOTO N. A., STURLESE A., AND P. T. MADSEN.** 2006. Extreme diving of beaked whales. Journal of Experimental Biology 209:4238-4253.

Submitted: February 20, 2014

Review: April 24, 2015

Accepted: May 11, 2015

Associated editor: Guillermo D'Elía

Las asociaciones entre individuos se correlacionan con la diversidad de las conductas en delfines costeros (*Tursiops truncatus*) del Sureste del Golfo de México

Inter-individual association levels correlate to behavioral diversity in coastal bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) from the Southwestern Gulf of Mexico

Marah García-Vital¹, Eduardo Morteo^{1,2*}, Ibiza Martínez-Serrano³, Alberto Delgado-Estrella⁴ y Carmen Bazúa-Durán⁵

¹Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías, Universidad Veracruzana. Calle Hidalgo Núm. 617, Col. Río Jamapa, CP 94290, Boca del Río, Veracruz, México. E-mail: maravital@gmail.com (MGV).

²Instituto de Investigaciones Biológicas, Universidad Veracruzana. Calle Dr. Luis Castelazo Ayala s/n, km 2.5 Carr. Xalapa-Veracruz, Col. Industrial Ánimas, CP 91190, Xalapa, Veracruz, México. E-mail: eduardo.morteo@gmail.com (EM).

³Facultad de Biología, Universidad Veracruzana. Museo de Zoología. Facultad de Biología, Universidad Veracruzana. Circ. Gonzalo Aguirre Beltran s/n Zona Universitaria. CP 91090. Xalapa, Veracruz, México. E-mail: ibimartinez@uv.mx (IMS).

⁴Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Autónoma del Carmen. Calle 56 Núm. 4, Esq. Av. Concordia, Col. Benito Juárez, 24180, Cd. del Carmen, Campeche, México. E-mail: delgadoestrella@gmail.com (ADE).

⁵Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Circuito exterior s/n, Ciudad Universitaria, 04510 México, D. F., México. E-mail: bazua@unam.mx (CBD).

*Corresponding author

Introduction: Societies in mammal species are influenced by intrinsic and extrinsic factors that affect the temporality of the associations among individuals. Coastal bottlenose dolphins generally live in small fluid aggregations variable in composition, but the nature of their associations is commonly unknown. Our goal was to determine if school size was influenced by dolphins' behavior, and if individuals associated to develop particular activities within the coastal waters of Alvarado, Mexico.

Methods: In total, 80 boat-based surveys were conducted (2002 - 2003 and 2006 - 2009), where group size, behavior, and photo-identification data were collected. From 237 sightings and 2,021 dolphins the mean school size was 8.5 animals (s. d. = 8.6), but individuals and pairs were observed more frequently (33 %).

Results: Temporal differences in school sizes and behavior conveyed with habitat seasonality ($P < 0.05$), but were inconsistent across years; thus short-term factors such as marine traffic and fisheries intensity were deemed important. Dolphins were commonly feeding (29 %) corresponding to groups of 4 - 6 animals, whereas solitary individuals typically showed evasion ($P < 0.01$).

Discussion and Conclusions: Association coefficients computed for 89 of the 232 identifiable dolphins proved not random only in 6 % of the 3,915 combinations ($P < 0.05$), and these coefficients were positively correlated to the diversity of activities developed by each dyad ($P < 0.01$), thus the nature of their associations in most cases (93 %) became richer with time. The community is likely formed by very small units that frequently exchange members; this may be due to large food availability and low predator abundance in the area, but also to avoid detection and threats posed by local artisanal fisheries.

Key words: Avoidance; behavior; group size; membership; socialization; fisheries.

Introduction

Societies in mammal species are dynamic and complex (*e. g.* carnivores, primates, cetaceans), in which many of their members may interact and associate with other known or unknown individuals, forming distinctive assemblages (Goodall 1986). The structure of such social units is often affected by age, sex, reproductive status, hierarchy and kin selection (Beddia 2007); all these aspects may modify the behavior of individuals (Bräger 1993) and determine how the animals spend their time in certain areas, thus producing different patterns of residency, seasonality or migration that change their associations and the social structure of the population (Scott and Chivers 1990).

Dolphin societies or communities (*sensu* Wells *et al.* 1987) are generally composed by individuals that inhabit the same general area and have frequent interactions with each other (Goodall 1986); thus marine mammalogists often use this term to describe assemblages of individuals of the same species, instead of assemblages of different species as referred in texts of classic ecological theory (Roughgarden 1989). Such aggregations are loose and fluent, where individual and genetic exchange may occur over time within the limits of the community (Wells *et al.* 1987).

Individual interactions are influenced by intrinsic factors such as the presence of recurrent associations (Connor *et al.* 2001), which in turn may be determined by extrinsic factors such as habitat variability (*e. g.* food abundance and availability, as well as natural and human-related threats (Lusseau *et al.* 2006; Quintana-Rizo 2006; Morteo and Hernández 2007; Morteo *et al.* 2012). Social and ecological pressures may dictate the temporality of the associations at different scales (McDonald and Carr 1989; Quintana-Rizzo 2006; Morteo *et al.* 2014). For instance, some species are known to maintain strong permanent and even multilevel associations such as killer whales (*Orcinus orca*) and sperm whales (*Physeter microcephalus*; Bräger *et al.* 1994; Whitehead *et al.* 2012), whereas other like the spinner dolphin (*Stenella longirostris*) are very loose (Chilvers and Corkeron 2002).

The social structure of coastal bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) has been characterized as fission-fusion, involving small groups that constantly exchange individuals forming a wide range of social bonds (Goodall 1986; Wells *et al.* 1987; Connor *et al.* 1992). Several communities of the coastal form of this species are known to present segregation related to sex, age and reproductive status, thus the nature of their associations is highly variable (Wells *et al.* 1987; Wells 1991; Connor *et al.* 1992; Smolker *et al.* 1992; Connor *et al.* 2000; Quintana-Rizzo and Wells 2001; Morteo *et al.* 2014).

Living in social groups facilitates feeding, protecting against harassment, predation, enhances reproductive output, and promotes communication and learning (Bräger *et al.* 1994). Individuals may join or leave a group in response to the gains or losses of participating with the partners involved within a given social unit (Wrangham *et al.* 1993). Thus recording the activities of animal groups is useful to establish behavioral patterns in a specific habitat (Bräger 1993; Steiner 2011), but also to determine the current state of individuals within a community (Beddia 2007).

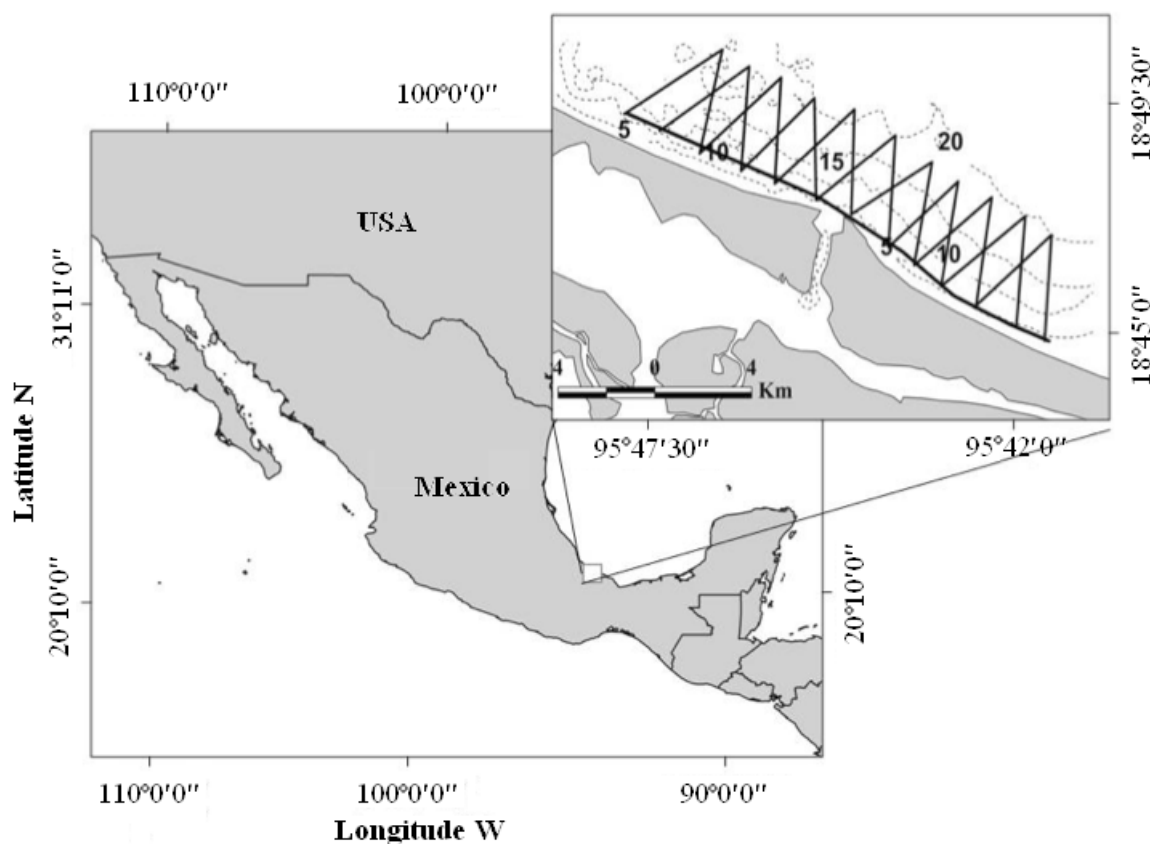
Coastal bottlenose dolphins inhabiting the waters off Alvarado in the state of Veracruz have been studied intermittently since 1993 (García 1995) and reliable data on individual identities has been collected since 2002 (Del Castillo 2010; Morteo *et al.* 2014). Many of these dolphins are known to associate and develop a range of activities, but little is known on how these animals interact and form groups, and if they do it with different purposes (Morteo 2011; García-Vital 2012). The goal of this study is to establish if school size is determined by the activities of the dolphins, and if individuals associate with specific partners to develop particular sets of activities.

Materials and methods

Study area. The Alvarado region is a shallow (< 20 m depth) open coastal habitat in the southwestern Gulf of Mexico, strongly influenced by river discharges (Figure 1); habitat modification is the major threat to the area (Del Castillo 2010; Morteo 2011; García-Vital 2012). It is the third largest coastal lagoon system in Mexico, and according to the National Institute of Fisheries (INAPESCA), it's the most important shrimp fishing ground in the state of Veracruz, which takes place year-around depending on weather and market demands. Sea surface temperature ranges from 20 to 32.5 °C, with an annual average of 27 °C. The regional climate is tropical with three seasons: a Dry season (March-June) with a significant reduction in average precipitation; a Rainy season (July-October), in which runoff from rivers into the adjacent lagoon and mangrove forest causes high organic matter and nutrient input into coastal waters; and a Windy season (November-February, locally known as "Nortes"), featuring strong winds (up to 80 km h⁻¹) associated with the incursion of northern cold fronts, which may last several days. Fisheries are relevant to coastal dolphin populations due to the frequent adverse interactions between dolphins and local fisheries, causing incidental mortality of dolphins in nets (Morteo 2011; Morteo *et al.* 2012). Around 2000 fishermen were active in the area, most of which (75 - 85 %) operate in the lagoon and the rest operate in open waters. No official data is available on marine traffic or fishing effort and port facilities are dedicated to fishing, therefore there is no alternative commercial seagoing activity.

Surveys. Photographic line-transect surveys were conducted at least twice per month from October 2002 to September 2003 and from May 2006 to April 2009. The extent of the surveyed area was dependent on the duration of daily operations, and intended to maximize the chance

Figure 1. Study area and survey trajectories (bold lines). Dashed lines show depth contours every 5 m.



of encountering coastal dolphins, based on their habitat preferences (Fazioli *et al.* 2006). Surveys were carried out at constant speed (15 - 18 km h⁻¹) always in low swell conditions (sea state Beaufort ≤ 3, where wind speed < 15 km h⁻¹) on board of a 7 m outboard fiberglass skiff (40 / 60 hp). When dolphins were sighted, the survey was paused to allow habituation (10 min) while their location was recorded using a GPS (Garmin eTrex Legend). Dolphins were then observed until their behavior was determined *ad libitum* (Altmann 1974) and classified into one of the most commonly used categories which were: 1) Feeding, 2) Socializing, 3) Traveling, 4) Avoiding, 5) Resting, and 6) Undetermined, following the literature (see Shane 1990; Bräger 1993; Chilvers and Corkeron 2002; Constantine *et al.* 2004; Steiner 2011). Subsequently, the group was approached with caution to avoid disturbing them, at the time that group size was estimated; we used an inclusive definition of group, consisting in all dolphins observed in apparent association, moving in the same direction and often, but not always, engaged in the same activity (Bräger *et al.* 1994); however, some groups included only one dolphin (Fazioli *et al.* 2006). Dolphins were followed until all dorsal fins were photographed or until they were lost from sight; we used SLR cameras, both analogical (Canon EOS Rebel 2000 with film Kodak Tri-X-pan ISO 400) and digital (Canon Rebel XT and Nikon D50) with 70 - 300 mm lenses. The survey was then resumed and the search proceeded until the study area was completed.

Group size and behavior. All sighting records from 2002 - 2003 and 2006 - 2009 (2002 - 2009 henceforth) were arranged into histograms to determine the most common types of aggregations and behaviors within the area. Average group size was computed for comparison, whereas differences among months, seasons and years were examined for both group size and behavior frequencies using non-parametric tests ($\alpha = 0.05$). Also, a correspondence analysis was performed to explore the relation between group size and the behavioral categories using Statistica 7.0.

Photographic identification. Individual dolphins were identified by the marking patterns on their dorsal fins (Würsig and Jefferson 1990; Morteo 2011). Markings such as tooth rakes, scars, pigmentation marks, superficial wounds, and epiphytic organisms are temporary, thus these were considered unidentifiable and were excluded. Only dolphins with permanent and conspicuous markings were included, only if they were sighted in five or more survey days (Bräger *et al.* 1994; Félix 1997; Bejder *et al.* 1998; Rogers *et al.* 2004); thus, analyses were performed only for dolphins with a certain degree of residency.

Association patterns and behavioral diversity. Photographic data were also used to compute half-weight (*i. e.* controlled for sighting frequencies) coefficients of association (COA) for each dyad (pair of individuals; *e. g.* Smolker *et al.* 1992; Bräger *et al.* 1994; Félix 1997; Quintana-Rizzo and Wells 2001; Rogers *et al.* 2004) using SOCPROG 2.4 (Whitehead 2009). COA values range from zero for dolphins that are never seen together, to one for a pair that is always seen together. COA values were categorized as infrequent (0.0 - 0.2), casual (0.2 - 0.4), fair, (0.4 - 0.6), moderate (0.6 - 0.8) or strong (0.8 - 1.0; Smolker *et al.* 1992; Quintana-Rizzo and Wells 2001). Also, to prevent the occurrence of artificial dyads (*i. e.* individuals photographed together by chance due to our inclusive definition of group), a preferred/avoided partner assessment was developed through a permutation test (Smolker *et al.* 1992; Bejder *et al.* 1998; Gero *et al.* 2005).

The recorded behaviors were used to calculate a measure of diversity for the activities developed by all paired individuals; therefore, the Shannon-Wiener index was used as a proxy for each dyad; the latter was standardized to meet the COA range values (0 - 1) and renamed as activity diversity index (ADI). Since dolphin sightings containing more than two individuals would use the same behavioral records for the computation of the ADI in their respective dyads, the result would overestimate the contribution of each pair to the index (Hurlbert 1984); therefore, we randomly removed photographic data from individual dolphins until the statistical distribution of the ADI and the COA values stabilized. We then computed new COA and ADI in order to reduce

the bias from the pooling fallacy (Machlis *et al.* 1985). Finally, the resulting COA and ADI matrices were analyzed using a Mantel's one tailed test, which measures the correlation between the values within two symmetrical matrices containing the data from all the possible combinations between individuals, throughout a randomization process ($\alpha = 0.05$, Spearman correlation, Monte Carlo method and 10,000 permutations).

Results

Survey effort and group size. The Alvarado area was sampled on 80 photographic surveys accounting for 237 groups and 2,021 sighted dolphins. Average school size was 8.5 (s. d. = 8.6) but single animals (16.7 %) and pairs (16.3 %) accounted for almost a third of the recorded sightings (Figure 2). Groups were significantly larger in specific months (June and April, $P < 0.01$, Table 1), seasons (dry, $P < 0.01$, Table 1) and years (2002-3, 2007-8, $P < 0.01$, Table 1) across the study period.

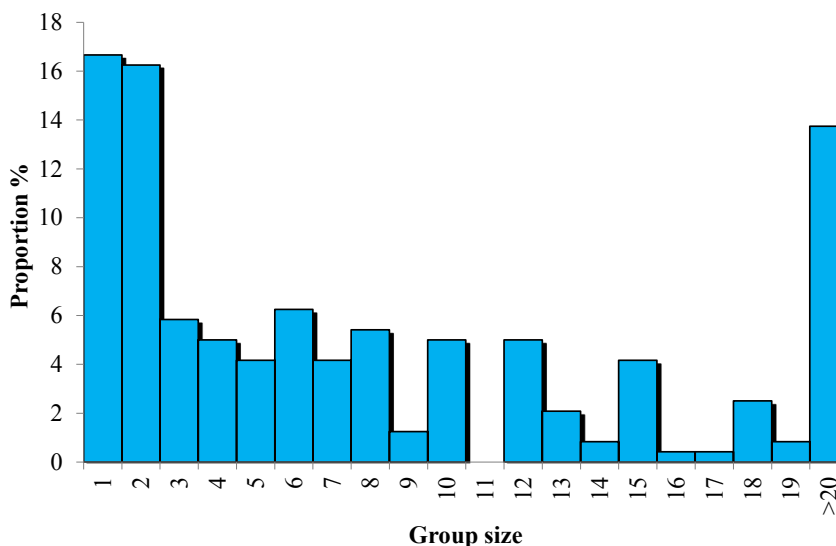
Table 1. Group size (numbers) and prevalent behaviors of bottlenose dolphins observed within different periods in the study area ($n = 237$, * = $P < 0.01$).

Period	Mean (s.d.)	Group size	Behavior
2002-2003	10.3 (1.1) *	Apr*, Jun*	Feeding*, Resting*
2006-2007	7.6 (0.6)	-	Feeding*
2007-2008	9.6 (0.9) *	Sep*	Socializing*
2008-2009	8.2 (0.7)	Nov*, Feb*	-
Rainy	8.4 (0.7)	Sep*	Feeding*
Windy	7.6 (0.8)	Nov*, Feb*	-
Dry	9.3 (0.7) *	Apr*, Jun*	-

Behavior and group size. Behavioral records existed for 220 of the 237 sightings, where feeding was the most common activity in the area (29 %, $\chi^2 = 15.22$, $P < 0.05$), but this was true only for years 2002-2003 and 2006-2007 ($P < 0.05$, Table 1). Seasonal differences were observed only for the rainy months, where feeding was also significantly more frequent ($\chi^2 = 23.05$, $P < 0.05$).

Group size was arranged into class intervals according to its frequency in order to homogenize sample sizes (Figure 2). Correspondence between group size and behavior was significant within the studied period ($\chi^2 = 69.47$, $P < 0.01$) where the first two dimensions explained 76.1 % of the

Figure 2. Group size proportion for bottlenose dolphins sighted in the study area during 2002 - 2009 ($n = 237$).



variance, and only three behavioral categories were associated to group size: dolphin pairs were mostly resting, whereas feeding aggregations were formed of four to six dolphins, and solitary individuals commonly showed evasion (Figure 3).

Association patterns and behavioral diversity. A total of 232 different dolphins were individually identified, but only 89 were sighted at least five times, and only one was recognized on up to 47 occasions. Association values (COA) changed annually (Figure 4), as the composition of the members within the community was very fluid, and only eight individuals were consistently identified over the years. The combination of these 89 individuals resulted in 3,915 possible dyads and 67.2 % of these were photographed at least once; however, the permutation test showed that only 237 pairs (6 %) were non-random ($P < 0.05$). From the latter, visual inspection of COA values showed that 11 % avoided each other (0.0 - 0.2), or met infrequently (0.2 - 0.4), whereas 68 % were moderately associated (0.4 - 0.6), and the remaining were either close (7 %; 0.6 - 0.8) or very close (0.8 - 1.0) partners (3 %; Figure 5).

The diversity of activities (ADI) for each dyad showed a wide range of values, and its statistical distribution stabilized upon the random elimination of half of the records from the 237 significant pairs (Figure 5). Only 5 % of the dyads had very high diversity (0.8 - 1.0), 9 % had high diversity (0.6 - 0.8), 31 % were fairly diverse (0.4 - 0.6), 34 % developed a low diversity of activities (0.2 - 0.4), and 20.3 % of the dyads were selective (0.0 - 0.2, all null values corresponded to avoided partners, *i. e.* COA = 0; Figure 5).

The Mantel's test showed significant correlation between the COA and ADI matrices ($r_{(AB)} = 0.98, P < 0.01$), thus the diversity of activities developed by each dyad increased significantly with their level of associations; however, a few instances deviated significantly from this pattern. For instance, 7.2 % of the dyads had moderate to very high associations but developed a low or very low diversity of activities (low-right corner in Figure 6), specifically feeding and socializing.

Figure 3. Correspondence analysis between activities and group class (size) for bottlenose dolphins sighted in the study area during 2002 - 2009. F = Feeding; T = Travel; E = Evasion S = Social; R = Rest ($n = 220$).

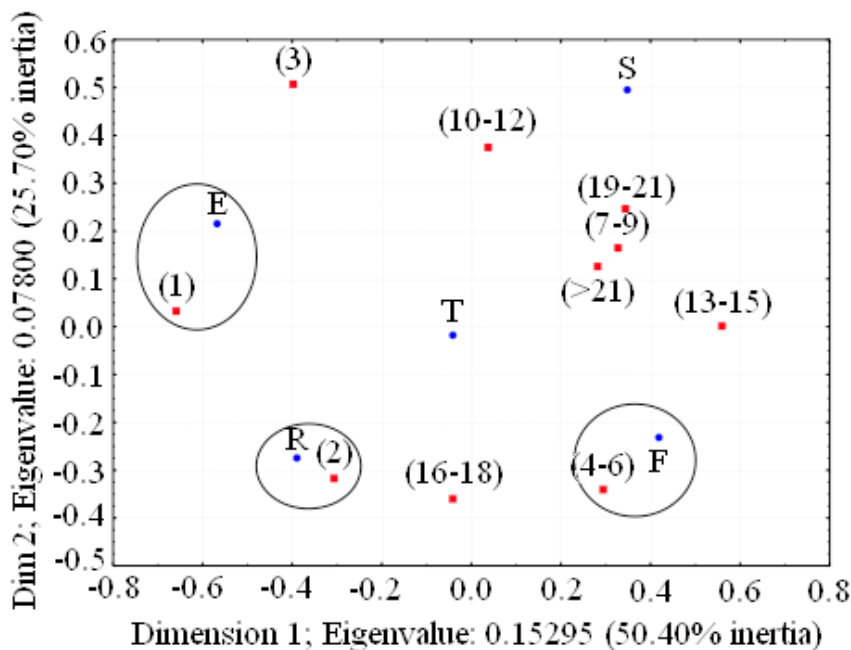
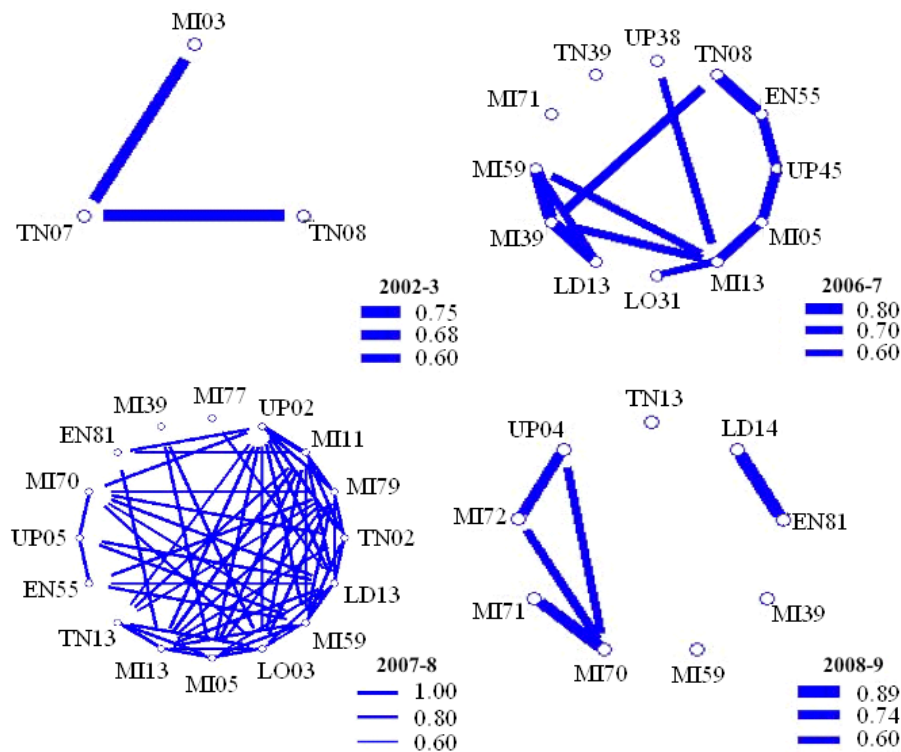


Figure 4. Annual sociograms for dolphins identified at least 5 times in the study area during 2002 - 2009. Line thickness shows the values for coefficients of association between dyads. Individuals with COA < 0.6 were removed ($n = 27$, $n = 89$), and also diagrams and line thickness were scaled differently to fit the figure.



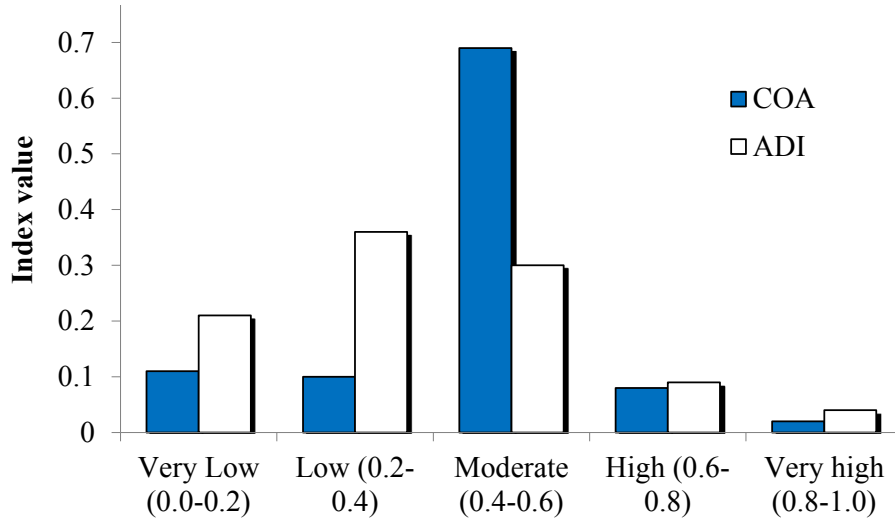
Discussion

Group size. Aggregations in animals are widely variable in size and composition, and their study is closely linked to the criteria used to define their limits (Shane *et al.* 1986; Wells *et al.* 1987; Shane 1990; Wells 1991; Smolker *et al.* 1992; Bejder *et al.* 1998; Whitehead 1999; Connor *et al.* 2000; Mareike 2003; Morteo 2011). The number of individuals in a group has been related to advantages while overcoming selective pressures, including but not limited to protection against harassment and predation, improving food acquisition and energy efficiency, thus leading to enhanced reproductive output (Wells *et al.* 1980; Shane *et al.* 1986; Mareike 2003).

Mean group size is often helpful to represent the optimal number of individuals for a community within a specific habitat (Würsig 1979), and the average group size found here (8.5 ± 8.6 s.d.) was similar to other coastal locations across the Gulf of Mexico, the Caribbean and the Atlantic (Shane *et al.* 1986; Wells *et al.* 1987; Scott and Chivers 1990; Delgado 2002; García 1995; Morteo and Hernández 2007; Hernández-Candelario 2009; Martínez-Serrano *et al.* 2011). However, since the statistical distribution was skewed towards smaller aggregations (*i. e.* one third of the sightings were composed of solitary individuals and pairs) despite our inclusive definition (Figure 2), this value seems inconclusive. Morteo *et al.* (2014) anticipated this for bottlenose dolphins within the same study area, and determined that many of these small aggregations were likely single sexed. This strongly suggests that the community may be divided into small social units that join in common activities (Campbell *et al.* 2002).

Behavior. The general behavioral pattern suggested for most bottlenose dolphin communities is: Travelling > Socialization or Feeding > Resting > Evasion (Morteo 2002). Feeding has been reported as a common activity in many dolphin communities (Shane 1990; Bräger 1993; Morteo

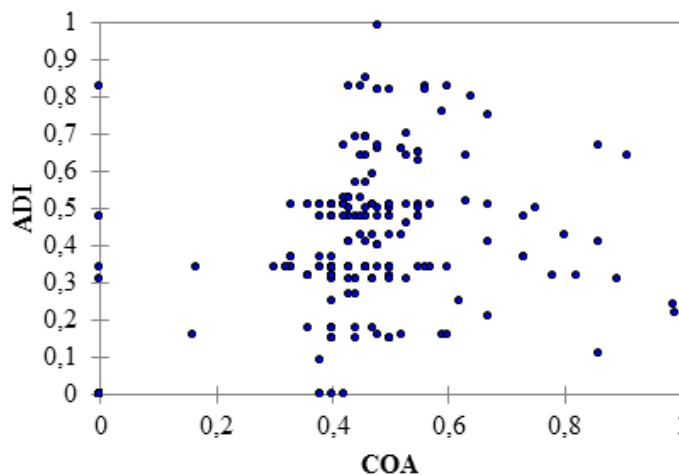
Figure 5. Proportion of non-random dyads by association (COA) and behavioral diversity (ADI) class in the study area during 2002 - 2009 ($n = 237$).



2002; Beddia 2007; Steiner 2011) and was the single most frequent activity (29%) within the studied period, especially in the rainy months (15.5 %). Maze and Würsig (1999) hypothesized that dolphins may use environmental cues such as continental water runoffs to congregate over shallow coastal areas close to rivers and lagoons, taking advantage of increased prey populations; in fact, coastal bottlenose dolphins in this and in neighboring locations are known to experience seasonal expansions in their distribution during this time of the year (Martínez-Serrano *et al.* 2011; Medellín-Ortiz 2012). Although the latter may seem to enhance the possibilities of interacting with other dolphins in larger aggregations, Morteo (2011) suggested that as food seems abundant and predators are scarce in this study area, large groups might not necessarily imply an advantage for foraging or protection. The statistical distribution for group size is consistent with this hypothesis and it also explains the correspondence between the feeding records and the groups composed by 4 - 6 dolphins (Figure 3), thus strengthening the notion of a small-unit based social structure.

Following the same hypothesis, solitary individuals were significantly associated to evasive behavior (17% of recorded sightings, Figure 3), which may be due to the frequent and antagonistic interactions between dolphins and artisanal fisheries using gillnets in this location. Resident

Figure 6. Mantel's correlation test ($r = 0.98$, $P < 0.01$) between association coefficients (COA) and diversity of activities (ADI) for non-random dyads identified in the study area during 2002 - 2009 ($n = 237$). Half of the individual data was randomly removed.



individuals face the inherent risk of being harassed, entangled or even killed, thus individuals rather than groups are more likely to evade detection by fishermen due to the extremely low visibility below the sea surface (Morteo *et al.* 2012). The latter also supports the argument that individuals in general gain larger benefits by aggregating in small groups (Figure 2) within this heavily fished area, and in extreme cases points to a “selfish strategy” as a mean for auto-preservation.

Habitat seasonality agreed with temporal differences found in both group size and behavior (Table 1; Del Castillo 2010; Martínez-Serrano *et al.* 2011; Morteo 2011; Medellín-Ortiz 2012); however, short-term habitat variability also seems to play an important role, since both of these variables were inconsistent throughout the studied period (Table 1). Morteo *et al.* (2012) pointed out the importance of boat traffic and fishing activities in the area, which seem to influence the presence and distribution of dolphins on a daily basis or even instantaneously (Constantine *et al.* 2004; Lusseau *et al.* 2006; Hernandez-Candelario 2009). Although many cetaceans seem to have habituated to certain levels of marine traffic, other evidence suggest that it may cause severe alterations in their behavior and in this case may promote the separation of group members, probably altering the social bonds within the community (Constantine *et al.* 2004; Morteo *et al.* 2012; Morteo *et al.* 2014).

Association patterns and behavioral diversity. A social organization is defined by the relations and interactions among individuals within the sampled population (Chapman *et al.* 1995). Societies are believed to gain from all the variety in their associations (Dunbar 1989); however, even in fission-fusion societies, partners could be selected to maximize efficiency or benefits while joining to develop their activities (Gero *et al.* 2005). In this study, up to 94 % of all possible paired associations were non-significant, reaffirming the fluid nature of the community; however, 78 % of the non-random pairs exhibited moderate to high membership (Figure 4). The congregation of prey within a limited area could help explain the random encounters for many of these dolphins (Morteo *et al.* 2012); on the other hand, the close associations for a small part of the community is likely the result of male alliances, and female bands (*sensu* Connor *et al.* 2000), by means of the sexual segregation occurring in the area (Morteo *et al.* 2014).

We found that dolphin interactions seem to modulate group size (Figure 2), and these are inherently associated to their own activities (Connor *et al.* 2001; Figure 3 and 5). The positive correlation between the level of association and the diversity of activities (Figure 6) was expected, as the context of the interactions between dyad members should become richer over time (Gero *et al.* 2005); however, the fact that 17 of the 237 significant dyads involved partnerships with specific purposes suggests that only a handful of these individuals find larger benefits from exploiting the specific abilities of selected partners. Lusseau *et al.* (2006) evidenced the importance of roles for specific individuals within a social network, where previous knowledge of group members and reduced number of participants helped to coordinate actions and facilitated cooperation; however such interactions were rare and deserve further attention.

Knowledge of the social structure of dolphin communities is important for assessing their ecological and evolutionary patterns; and behavioral data helps to understand how the animals adapt to the habitat and its selective pressures. However, both aspects are rarely combined to determine the nature of their associations, and how these are modified by their life conditions, including natural and anthropogenic factors. Human developments cause that coastal bottlenose dolphins face increasing disruptions within their core areas of distribution, therefore these aspects should be considered while developing and applying conservation and management strategies and policies.

Acknowledgments

This research is part of the lead author's MSc thesis at the Universidad Veracruzana, Mexico, where she obtained fellowship from CONACyT. J. Montano, I. Hernández, V. Del Castillo and N. Medellín were involved in surveys and data collection. Fieldwork was carried with authorization from SEMARNAT permits SGPA/DGVS/00351/06 (E. Morteo) and SGPA/DGVS/00870/07, 02788/07, 01344/08 and 01649/08 (C. Bazúa). This work was supported by the following grants: PROMEP Apoyo a Nuevo PTC (E. Morteo) and CAMyCRA (E. Morteo, and H. Pérez-España), CONACyT grant 45468 (E. Velarde) and the Marine Mammal Laboratory of Universidad Veracruzana and Acuario de Veracruz, A.C.

Resumen

Introducción: Las sociedades en mamíferos están influenciadas por factores intrínsecos y extrínsecos afectando la temporalidad de las asociaciones entre individuos. Los tursiones costeros generalmente viven en agregaciones pequeñas y fluidas de composición variable, pero comúnmente se desconoce la naturaleza de sus asociaciones. Nuestro objetivo fue determinar si el tamaño de grupo se relaciona con el comportamiento de los delfines y si los individuos se asocian para desarrollar actividades particulares en las costas de Alvarado, México.

Metodología: Se realizaron 80 navegaciones (2002 - 2003 y 2006 - 2009) para registrar la conducta, el tamaño de grupo y para foto-identificar a los delfines. De 237 avistamientos, con 2,021 delfines observados, se obtuvo un promedio de 8.5 (d. e. = 8.6) animales por grupo, donde las parejas y los individuos fueron más frecuentes (33 %).

Resultados: Las diferencias en tamaño de grupo y comportamiento concordaron con la estacionalidad del hábitat ($P < 0.05$), siendo inconsistentes entre años, por lo que los factores de corto plazo (*i.e.* tránsito marino e intensidad de pesca) fueron importantes. La alimentación fue común (29 %) y correspondió con grupos de 4 - 6 animales, mientras los individuos solitarios típicamente mostraron evasión ($P < 0.01$).

Discusión y conclusiones: Los coeficientes de asociación calculados para 89 de 232 delfines identificables fueron no aleatorios en sólo 6 % de las 3,915 combinaciones ($P < 0.05$); dichos valores se correlacionaron positivamente con la diversidad de actividades de cada pareja ($P < 0.01$) y la naturaleza de sus asociaciones se volvió más rica con el tiempo en el 93 % de los casos. Se cree que esta comunidad se compone de pequeñas unidades que intercambian miembros; esto puede deberse a una alta abundancia de alimento y bajo número de depredadores en el área, pero también a una estrategia para evitar la detección y las amenazas derivadas de la pesca artesanal.

Palabras clave: Comportamiento; evasión; membresía; pesquerías; socialización; tamaño de grupo.

References

- ALTMANN, J. 1974. Observational study of behavior sampling methods. *Behaviour* 49:227-67.
- BEDDIA, L. 2007. Diurnal behaviour of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Cardigan Bay, West Wales. Doctoral thesis. School of Biological Science, University of Wales. Bangor, United Kindom.
- BEJDER, L., D. FLETCHER, AND S. BRÄGER. 1998. A method for testing association patterns of social animals. *Animal Behavior* 56:719-725.
- BRÄGER, S. 1993. Diurnal seasonal behavior patterns of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*). *Marine Mammal Science* 9:434-438.
- BRÄGER, S., B. WÜRSIG, A. ACEVEDO, AND T. HENNINGSEN. 1994. Association patterns of Bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in Galveston Bay, Texas. *Journal of Mammalogy* 75:431-437.
- CAMPBELL, G. S., B. A. BILGRE, AND R. H. DEFRAN. 2002. Bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in Turneffe Atoll, Belize: Occurrence, site fidelity, group size and abundance. *Aquatic Mammals* 28:170-180.
- CHAPMAN, C. A., R. W. WRANGHAM, AND L. J. CHAPMAN. 1995. Ecological constraints on group size: an analysis of spider monkey and chimpanzee subgroups. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 36:59-70.
- CHILVERS, B. L., AND P. J. CORKERON. 2002. Association patterns of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*)

- off Point Lookout. Queensland. Australia. *Canadian Journal of Zoology* 80:973-979.
- CONNOR, R. C., R. A. SMOLKER, AND A. F. RICHARDS.** 1992. Dolphin alliances and coalitions. Pp. 415-443 in *Coalitions and alliances in humans and other animals* (Harcourt A. H., and F. B. M. de Waal, eds.). Oxford University Press. Oxford, United Kindom.
- CONNOR, R. C., R. S. WELLS, J. MANN, AND A. READ.** 2000. The Bottlenose dolphin. Pp. 91-126 in *Cetacean societies* (Mann, J., R. C. Connor, P. Tyack, and H. Whitehead, eds.). The University of Chicago Press. Chicago, EE. UU.
- CONNOR, R. C., M. R. HEITHAUS, AND L. M. BARRE.** 2001. Complex social structure, alliance stability and mating access in bottlenose dolphin 'super-alliance'. *Proceedings of the Royal Society of London B* 268:263-267.
- CONSTANTINE, R., D. H. BRUNTON AND T. DENNIS.** 2004. Dolphin-watching tour boats change bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) behaviour. *Biological Conservation* 117:199-307.
- DEL CASTILLO, V.** 2010. Ecología poblacional del tursión (*Tursiops truncatus*) en la costa de Alvarado, Veracruz. Undergraduate thesis. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. Puebla, México.
- DELGADO, A.** 2002. Comparación de parámetros poblacionales de las toninas, *Tursiops truncatus*, en la región sureste del Golfo de México (Estados de Tabasco, Campeche, Yucatán y Quintana Roo). Doctoral thesis. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.
- DUNBAR, R. I. M.** 1989. Social systems as optimal strategy sets: the costs and benefits of sociality. Pp. 131-149 in *Comparative socioecology: The behavioral ecology of humans and other mammals* (Standen V., and R. A. Foley, eds.). Blackwell Scientific Publications. Oxford, United Kindom.
- FAZIOLI, K. L., S. HOFMANN, AND R. S. WELLS.** 2006. Use of Gulf of Mexico coastal waters by distinct assemblages of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*). *Aquatic Mammals* 32:212-222.
- FÉLIX, F.** 1997. Organization and social structure of the coastal bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* in the Gulf de Guayaquil, Ecuador. *Aquatic Mammals* 23:1-16.
- GARCÍA, R.** 1995. Presencia de toninas, *Tursiops truncatus* (Montagu 1821), en la Zona de pesca de camarón de Alvarado, Ver. México (Cetácea: Delphinidae). Undergraduate thesis. Facultad de Biología. Universidad Nacional Autónoma de México. Iztacala, México.
- GARCÍA-VITAL, M.** 2012. Relación de los patrones de asociación y las actividades de delfines (*Tursiops truncatus*) residentes de Alvarado, Veracruz. MSc thesis. Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías, Universidad Veracruzana. Boca del Río, Mexico.
- GERO, S., L. BEJDER, H. WHITEHEAD, J. MANN, AND R. C. CONNOR.** 2005. Behaviourally specific preferred associations in bottlenose dolphins, *Tursiops* spp. *Canadian Journal of Zoology* 83:1566-1573.
- GOODALL, J.** 1986. The chimpanzees of Gombe: Patterns of behavior. The Belknap Press of the Harvard University Press. Cambridge, EE. UU.
- HERNÁNDEZ-CANDELARIO, I. C.** 2009. Interacción del delfín costero *Tursiops truncatus* con embarcaciones y artes de pesca en el Sistema Arrecifal Veracruzano. MSc thesis. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada. Ensenada, Mexico.
- HURLBERT, S. H.** 1984. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecological Monographs* 54:187-211
- LUSSEAU, D., B. WILSON, P. S. HAMMOND, K. GRELLIER, J. W. DURBAN, K. M. PARSONS, T. R. BARTON, AND P. M. THOMPSON.** 2006. Quantifying the influence of sociality on population structure in bottlenose dolphins. *Journal of Animal Ecology* 75:14-24.
- MACHLIS, L., P. W. D. DOOD, AND J. C. FENTRESS.** 1985. The pooling fallacy: Problems arising when individuals contribute more than one observation to the data set. *Zeitschrift für Tierpsychologie* 68:201-14.
- MAREIKE, S. E.** 2003. The social affiliation and group composition of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the outer southern Moray Firth, NE Scotland. MSc thesis. School of Biological Science. University of Whales. Whales, United Kindom.

- MARTÍNEZ-SERRANO, I., A. SERRANO, G. HECKEL, AND Y. SCHRAMM.** 2011. Distribución y ámbito hogareño de toninas (*Tursiops truncatus*) en Veracruz, México. *Ciencias Marinas* 37:379-392.
- MAZE, K. S., AND B. WÜRSIG.** 1999. Bottlenose dolphins of San Luis Pass, Texas: Occurrence patterns site fidelity, and habitat use. *Aquatic Mammals* 25:91-103.
- MCDONALD, D. W., AND G. M. CARR.** 1989. Food security and the rewards of tolerance. Pp. 75-99 in *Comparative socioecology: The behavioural ecology of humans and other mammals* (Standenana V., and R.A. Foley, eds.). Blackwell Scientific Publications. Oxford, United Kindom.
- MEDELLÍN-ORTIZ, B. N.** 2012. Diferencias sexo-específicas en las áreas núcleo de la distribución de los delfines *Tursiops truncatus* frente al sistema lagunar de Alvarado, Golfo de México. MSc thesis. Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías, Universidad Veracruzana. Boca del Río, México.
- MORTEO, E.** 2002. Distribución y movimientos del tursión (*Tursiops truncatus*: Montagu, 1821) en las aguas adyacentes a San Quintín, Baja California, México (Cetacea: Delphinidae). Undergraduate thesis. Universidad Autónoma de Baja California. Ensenada, México.
- MORTEO, E.** 2011. Ecología social de los delfines (*Tursiops truncatus*) en las aguas costeras de Alvarado, Veracruz, México. Doctoral thesis. Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías. Universidad Veracruzana. Boca del Río, México.
- MORTEO, E., AND I. HERNÁNDEZ.** 2007. Resultados preliminares sobre la relación entre delfines *Tursiops truncatus*, embarcaciones y artes de pesca en el Sistema Arrecifal Veracruzano. Pp. 241-256 in *Investigaciones Científicas en el Sistema Arrecifal Veracruzano* (Granados-Barba, A., L. G. Abarca-Arenas, y J. M. Vargas-Hernández (eds.). Promep, Universidad Veracruzana, Universidad Autónoma de Campeche. Campeche, México.
- MORTEO E., A. ROCHA-OLIVARES, P. ARCEO-BRISEÑO, AND L. G. ABARCA-ARENAS.** 2012. Spatial analyses of bottlenose dolphin-fisheries interactions reveal human avoidance off a productive lagoon in the western Gulf of Mexico. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 92:1893-1900.
- MORTEO E., A. ROCHA-OLIVARES, AND L. G. ABARCA-ARENAS.** 2014. Sexual segregation in coastal bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the south-western Gulf of Mexico. *Aquatic Mammals* 40:375-385.
- QUINTANA-RIZZO, P.** 2006. Group fission-fusion dynamics and communication in the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*). MSc thesis. Graduate School Theses and Dissertations. University of South Florida. Tampa, USA.
- QUINTANA-RIZZO, E., AND R. S. WELLS.** 2001. Resighting and association patterns of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Cedar Keys, Florida: insights into social organization. *Canadian Journal of Zoology* 79:447-456.
- ROGERS, C. A., B. J. BRUNNICK, D. L. HERZING, AND J. D. BALDWIN.** 2004. The social structure of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, in the Bahamas. *Marine Mammal Science* 20:688-708.
- ROUGHGARDEN, J.** 1989. The structure and assembly of communities. Pp. 203-226 in *Perspective in ecological theory* (Roughgarden, J., R. M. May, y S. A. Levin, eds). Princeton University Press. Princeton, EE. UU.
- SCOTT, M. D., AND S. J. CHIVERS.** 1990. Distribution and herd structure of bottlenose dolphins in the eastern tropical Pacific Ocean. Pp. 387-402 in *The bottlenose dolphin* (Leatherwood, S., and R. R. Reeves, eds.). Academic Press. San Diego, EE. UU.
- SHANE, S. H.** 1990. Behavior and ecology of the bottlenose dolphin at Sanibel island, Florida. Pp. 245-265 in *The bottlenose dolphin* (Leatherwood, S., and R. R. Reeves, eds.). Academic Press Inc. San Diego, EE. UU.
- SHANE, S. H., R. S. WELLS, AND B. WÜRSIG.** 1986. Ecology, behavior and social organization of the Bottlenose Dolphin: A review. *Marine Mammal Science* 2:34-63.
- SMOLKER, R. A., A. F. RICHARDS, R. C. CONNOR, AND J. W. PEPPER.** 1992. Sex differences in patterns association among Indian Ocean bottlenose dolphins. *Behavior* 123:38-69.

- STEINER, A.** 2011. Activity budget of inshore Indo-pacific bottlenose dolphin (*Tursiops aduncus*): A critical evaluation of methods and comparison among other populations. *Marine Mammal Science* 27:20-38.
- WELLS, R. S.** 1991. The role of long-term study in understanding the social structure of a bottlenose dolphin community. Pp. 199-226 in *Dolphins societies* (Pryor, K., and K. Norris, eds.). University of California Press. Los Angeles, EE. UU.
- WELLS, R. S., A. B. IRVINE, AND M. D. SCOTT.** 1980. The social ecology of inshore Odontocetes. Pp 263-317 in *Cetacean behavior: mechanisms and functions* (Hermann, L.M. ed.). John Wiley y Sons. Nueva York, EE. UU.
- WELLS, R. S., M. D. SCOTT, AND A. B. IRVINE.** 1987. The social structure of free-ranging bottlenose dolphins. Pp. 247–305 in *Current mammalogy* (Genoways H. H. ed.). Plenum Press. New York, EE. UU.
- WHITEHEAD, H.** 1999. Testing association patterns of social animals. *Animal Behaviour* 57:F26-29
- WHITEHEAD, H.** 2009. SOCPROG programs: analyzing animal social structures. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 63:765-778.
- WHITEHEAD, H., R. ANTUNES, S. GERO, S. N. WONG, D. ENGELHAUPT, AND L. RENDELL.** 2012. Multilevel societies of female sperm whales (*Physeter macrocephalus*) in the Atlantic and Pacific: why are they so different? *International Journal of Primatology* 33:1142-1164.
- WRANGHAM, R. W., R. GITTLEMAN, AND C. A. CHAPMAN.** 1993. Constraints on group size in primates and carnivores: population density and day-range as assays of exploitation competition. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 32:199-210.
- WÜRSIG, B.** 1979. Dolphins. *Scientific American* 240:136-48.
- WÜRSIG, B., AND T. A. JEFFERSON.** 1990. Methods of photo-identification for small cetaceans. Report International Whaling Commission 12:43-52.

Summited: February 13, 2015

Review: April 8, 2015

Accepted: April 21, 2015

Associated editor: Juan Pablo Gallo

**Características ecológicas poblacionales de
presuntos morfotipos de *Tursiops truncatus* en
la región transicional del Océano Pacífico Mexicano**

Population ecological traits of *Tursiops truncatus* putative morphotypes in the transitional region of the Mexican Pacific Ocean

Lorena Vilorio-Gómora and Luis Medrano-González*

Departamento de Biología Evolutiva, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Av. Universidad 3000, Ciudad Universitaria, Coyoacán 04510, Ciudad de México, Distrito Federal, México. E-mail: lvilorio@uabcs.mx (LVG), medranol@ciencias.unam.mx (LMG).

* Corresponding author

Introduction: The bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) exhibits high morphological and ecological variation not yet resolved for intraspecific systematics and population identity. Different non-well defined morphotypes of this species are often sympatric in the transitional realm between the East Tropical Pacific, the Gulf of California and the East North Pacific. In order to gain insights about the relationship between morphological variation and population identity of bottlenose dolphins in this transitional region, we surveyed the Bahía de Banderas and its surroundings making a heuristic identification of putative morphotypes from size and coloration classes and examined the correspondence of the determined forms with ecological traits indicative of population identity.

Methods: We navigated a transect-set of 20,641 km between years 2003 and 2005 covering an area of ca. 2500 km² in which we recorded 170 sightings and achieved 302 photographic identifications of 207 bottlenose dolphins. We examined and classified the variation of 18 ecological traits that include spatial and seasonal distribution of abundance, seasonal patterns of pod size and calving as well as dispersion parameters obtained from mark-recapture data.

Results: We determined five putative morphotypes of which the small light-gray (GCP), the large light-gray (GCG) and the large dark (GOG) occurred regularly in the region. These morphotypes exhibited distinctive, though overlapped, geographic and seasonal distributions as well as different, though related, patterns of pod size, calving and dispersion. A classification analysis indicated an equidistant separation between the three forms being GCG intermediate between GCP and GOG.

Discussion: Our results suggest a model of a metapopulation with partially differentiated units determined by the narrow bounds between pelagic and coastal environments. A local conservation policy focused on bottlenose dolphins is needed for the apparently resident GCP form and its environment as well as for phylopatric animals of other forms and population affinities that may extend conservation benefits beyond Bahía de Banderas.

Key words: Calving; dispersion; mark-recapture method; metapopulation; pod size; spatial distribution; seasonal distribution; transects method.

Introduction

Several small cetaceans exhibit considerable morphological and ecological variation along their geographic distributions mostly in relation with feeding adaptations (Perrin 1984) and this has often resulted in the distinction of subspecies or even species as it happened for the spotted dolphin (*Stenella attenuata*; Schnell *et al.* 1986), the common dolphins (*Delphinus* spp; Rosel *et al.* 1994) and even the Hector's dolphin (*Cephalorhynchus hectori*) which is endemic to the coasts of New Zealand (Baker *et al.* 2002). The genus *Tursiops* has a complicated and not yet resolved taxonomy for which several nominal species, subspecies and morphological types have been described (Hershkovitz 1966; Rice 1998). Currently, at least two species are recognized, *Tursiops aduncus*, which inhabits the Indian Ocean and the western Pacific Ocean and *Tursiops truncatus*, the bottlenose dolphin, in tropical and temperate waters world-wide. In particular, *T. truncatus* exhibits a great morphological variation that makes difficult to determine (sub) species identity (Gao *et al.* 1995; Rice 1998; Wang *et al.* 1999, 2000). Coastal and pelagic ecotypes have been generally recognized in different ocean basins but genetic, morphological and ecological characteristics of these forms vary among regions (Walker 1981; Duffield *et al.* 1983; Perrin 1984; Hersh and Duffield 1990; Dowling and Brown, 1993; Curry and Smith 1997; Hoelzel *et al.* 1998; Kingston and Rosel, 2004; Natoli *et al.* 2004; Segura *et al.* 2006; Perrin *et al.* 2011; Caballero *et al.* 2012; Lowther-Thieleking *et al.* 2015). Therefore, a solution to taxonomical and population identity problems for *Tursiops truncatus* is in need of supported explanations for morphological variation and also of information on the ecology of local populations.

A coastal and an oceanic form of the bottlenose dolphin in the eastern North Pacific have been recognized but so far, genetic and morphometric variation has been associated with such organismal distinction only in California waters in relation with different feeding (Walker 1981; Curry and Smith 1997; Natoli *et al.* 2004; Perrin *et al.* 2011; Lowther-Thieleking *et al.* 2015). A slight coastal-offshore differentiation has been observed also for bottlenose dolphins in the Gulf of California on the basis of genetic, morphological and stable-isotope variation (Vidal Hernández 1993; Segura *et al.* 2006). Bottlenose dolphins from the Gulf of California appear more closely related with the California offshore form (Lowther-Thieleking *et al.* 2015) and coastal forms from both regions exhibit lower genetic diversity when compared with their respective offshore forms. All this suggests that coastal forms are local differentiations from one large open oceanic population (Perrin *et al.* 2011; Segura *et al.* 2006; Lowther-Thieleking *et al.* 2015). In the transitional region south of Baja California, morphotypes are not well defined and different forms often occur in sympatry, probably occupying different niches (Urbán Ramírez 1983; Vidal Hernández 1993). Such a situation occurs specifically at Bahía de Banderas which is a biologically-rich and conservation-priority region in the oceanographic transition between the East Tropical Pacific, the Gulf of California and the East North Pacific (CONABIO-CONANP-TNC-PRONATURA-FCF, UANL 2007). Research on bottlenose dolphins in Bahía de Banderas indicate the occurrence of a local population unit or herd (Ruiz Boijseauneau 1995; Rodríguez Vázquez *et al.* 2003), but data also exhibit traits of a large, open and socially-dynamical population (Mejía Olguín 2004). A preliminary analysis of mitochondrial (mt) DNA variation, indicates bottlenose dolphins from Bahía de Banderas as being part of a large open population and at the same time being differentiated with dolphins from other regions in the Gulf of California that show lower mtDNA diversity (Cerrillo-Espinosa and Flores-Ramírez 2012). In an analysis of dorsal fin morphometrics, bottlenose dolphins from Bahía de Banderas appear similar to dolphins from the Gulf of California where dolphins' dorsal fin exhibits high variation and local differentiation in contrast with dolphins from other regions in the Pacific coast of Baja California and the Gulf of México (Morteo Ortiz 2004).

In this work we relate the morphological identity of bottlenose dolphins from Bahía de Banderas, as determined by apparent coloration and size, with ecological traits of population identity such as geographic and seasonal distribution, seasonal patterns of pod-size and calving as well as dispersion parameters given by the time-interval and distance among recaptures of photo-identified individuals. We look for insights to relate the species' morphological variation with population structure in this region that may provide elements for a policy addressed to its local conservation. Because morphotypes are not well defined in the transitional region of the Mexican Pacific Ocean, we had to depart from a heuristic identification of such types. Whether these types indeed exist and constitute different population entities must be observed on the consistencies among morphological and ecological data. As based on the observation of free-ranging animals, we had no other elements to register than size and coloration and we had no instrumental devices to register such characters other than close observation and our boat. This investigation was undertaken after several years (1986-2002) of observation by senior author who noticed the more detailed characters that may be registered with confidence under appropriate observation conditions.

Methods

Sea work. Between January 2003 and April 2005, we surveyed an area of ca. 2,500 km² in Bahía de Banderas and surrounding waters in the Mexican Pacific Ocean using outboard boats during light hours. This area was calculated from a transect-set of 20,641 km in total (Figure 1). The visited area was partitioned in six zones with different topographies and interactions with the neighboring lands defined mostly by the outflow of several rivers in the inner part of the bay and the environmental particularities around Marietas Islands (Figure 1). Seasons were classified as dry (January-June) and rainy (July-December) on the basis of climate data (e.g. Salinas Zacarías and Bourillón Moreno 1988) as well as on our own records of sea surface temperature (Figure 2). Bottlenose dolphins were observed as much as possible until a coloration class (light gray, dark gray or brownish) and a length-class (large or small) were identified. The comparison of the body size classes with the observing boat, allowed estimate that class partition is in the range of length 2.5 - 3.0 m. We also registered the occurrence of a light coloration in the peduncle dorsum that defines a trait that we call "Socorro" and that we have observed in bottlenose dolphins from Revillagigedo Islands and Baja California (Figure 3). Size and color classes were recorded only when they were confidently determined after different light orientations of well-shown animals, near observation and consensus between at least three different observers to minimize subjectivity in data registration. Two sightings exhibited mixed light- and dark-colored animals. For these cases, we registered the light coloration that was the most abundant in these cases. Color and size were assigned for the entire pods only if well-grown animals were observed as judged from body-build, observable behavior (e. g. fights), scaring and presence of calves. From the 170 bottlenose dolphin sightings achieved, we were able to identify size and color classes only for entire 75 sightings as well as for 1,133 individuals out of 1,932 individuals in total.

Identification and ecological traits of putative morphotypes. Morphotypes were defined by the positive correlation of color and size classes determined with the χ^2 test for individuals. Relative abundance per morphotype, zone and season was defined as the number of individuals per surveyed distance between sightings. The navigated distance, partitioned by zones and seasons was calculated using the program SECTONAV developed by L. Medrano-González. Calculations considered the Earth's curvature and elliptical form. A pod was defined as all animals within a distance of ca. 500 m from the observing boat (Defran and Weller 1999). Accurate pod size determination was only possible in a few cases with up to 20 individuals. For very scattered groups, pod size was approached with several trials of three times the number of individuals seen

at once around the observing boat. Pod size was registered always as a consensus between at least three observers. Pod size was tested by the independent Student's t-test between seasons within morphotypes as well as between morphotypes within seasons. Since the counting of calves is even less accurate than pod size, calving patterns were examined as the fraction of sightings including at least one calf partitioned by morphotypes and seasons. The calving rate was tested among seasons within morphotypes as well as between morphotypes within seasons with the χ^2 test on the number of sightings with and without calves.

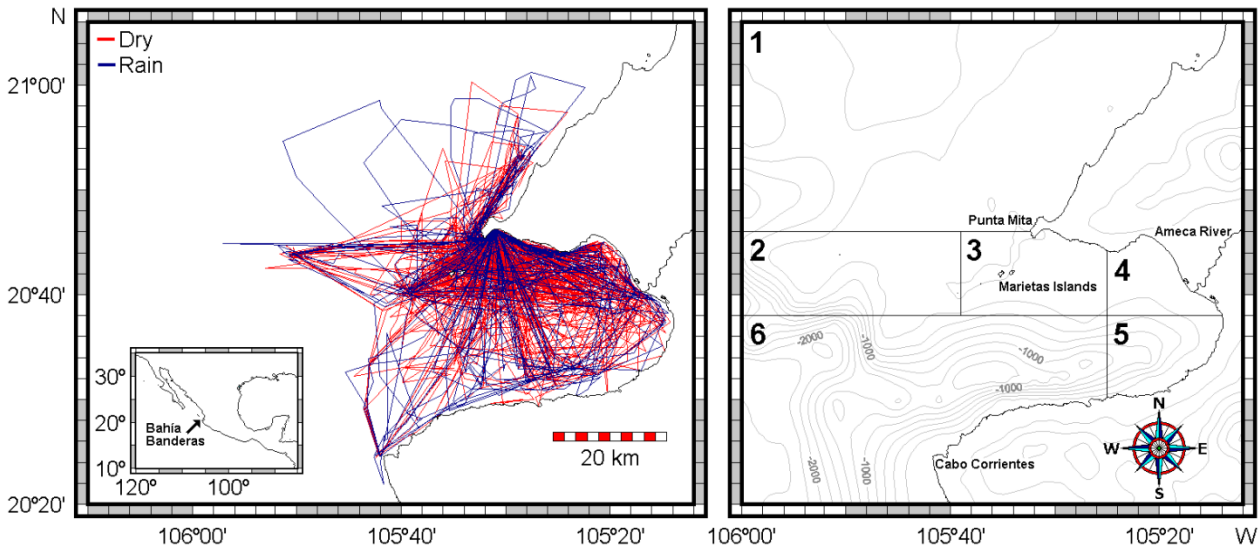


Figure 1. Left: Total survey effort for bottlenose dolphins in Bahía de Banderas and surrounding waters between January 2003 and April 2005. Navigation on the dry season is shown in red and during the rainy season in blue. Right: Partition of the visited area in six zones based on the indicated bathymetry and influence from neighboring lands. Isobaths are shown in meters.

Photographic marking. We identified individual dolphins by getting film-photographs (ASA 400) of their dorsal fins that were later digitalized to TIF format. Only photographs with resolution, focus, illumination and orientation appropriate to easily distinguish individuals were examined. We made a total of 302 identifications of 207 individuals with assigned classes of color and size determined during observation as described above. Color and size classes were independently assigned to each identification, this is, without knowledge of previous morphological assignments for recaptured animals. This procedure allowed evaluation of error in morphotype assignment when attained. We compared our photo-identification catalogue with the one developed by Ruiz Boijseauneau (1995). We used our mark-recapture data here to examine the morphotypes' dispersion as related with the distribution of animals. We left apart an extensive analysis of absolute abundance (Viloria Gómora 2007).

Dispersion patterns. For all the $302 - 207 = 95$ recaptures of bottlenose dolphins, time intervals and distance between consecutive records were obtained. The dispersion velocity was then calculated as the ratio of distance per time interval between captures. Since the data of dispersion distance are bounded at least to the surveyed area, dispersion velocity decays along time yielding and apparent power function which was fitted with a linear regression in the log-log plot. Dispersion was then described with the maximum distance found between recaptures and the parameters V_1 and k of the following *ad hoc* function:

$$V_t = V_1 t^k$$

Where V_t is the dispersion velocity at time interval t , V_1 is the distance travelled by dolphins in one day and $k < 0$ is the decaying rate of dispersion velocity in time. Mind that dispersal events beyond the surveyed area cannot be detected. To hint how different the dispersion patterns of bottlenose dolphin morphotypes are, these were compared with the dispersion pattern of a different species, the rough-toothed dolphin (*Steno bredanensis*), that was obtained with the same search effort and previous data from our research group compiled by Pompa Mansilla (2007).

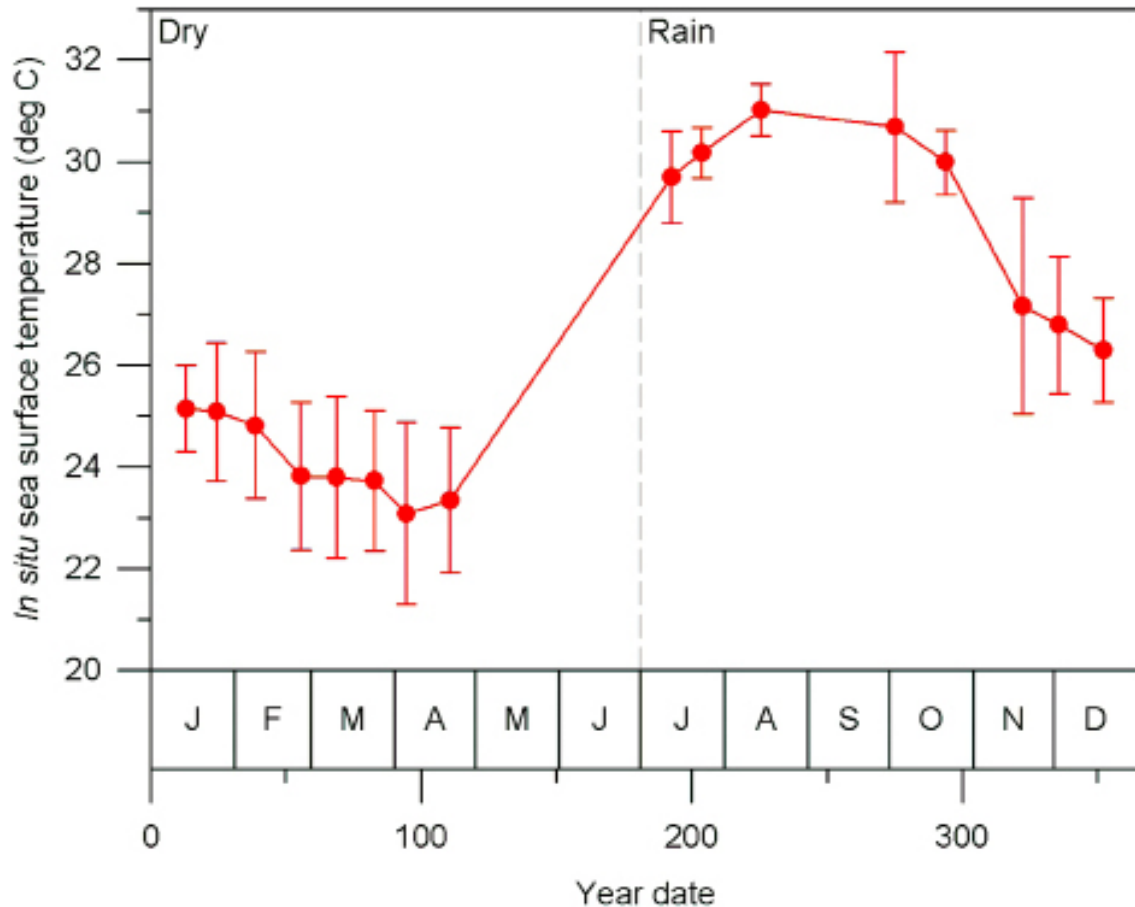


Figure 2. Mean profile of sea surface temperature along the year date for 5291 data at the Bahía de Banderas region recorded between years 1982 and 2015. Error bars indicate standard deviation. The dashed line show the partition of dry (January-June) and rainy (July-December) seasons.

Ecological classification of morphotypes: For the three putative morphotypes of bottlenose dolphins, we compiled their relative abundance in each zone and season (9 characters as bottlenose dolphins were not observed in all zone and season combinations), the seasonal average of pod size and its standard deviation (4 characters), the seasonal occurrence of calves (2 characters) as well as the parameters for dispersion (3 characters). The population ecological traits analyzed are differentially influenced by the environment and change in different time scales. However, the statistical distributions of these traits are theoretically expected to be the same or similar for a population entity (deme) during an observation period with given conditions. For example, pod size may change in a few minutes but its statistical distribution is expected to be repeated after several observations if the determinants for the animals grouping have not changed. Such changes in animals grouping anyway are alternative hypotheses that leave trait variation as indication of population identity. The population ecological traits used to describe heuristic morphotypes were abbreviated as follows: Abundances were indicated with character A followed by the zone number and a season character (D for the dry season or R for the rain season); pod size was indicated with character P followed by an

A for the average and a D for the standard deviation and finally by the season character; calving was indicated with character C followed by the season character. Dispersion parameters were indicated as Dmx for the maximum distance between consecutive recaptures, V1 for the distance traveled in one day and k for the decaying rate of dispersion velocity along time. Notice that the ecological traits employed are assignable to the data grouped by putative morphotype and not to the individual data within groups. This restrains the contrast of variation within and between morphotypes. The total 18 ecological traits (Table 1) were normalized by the variation among the three main morphotypes as follows:

$$X_i^n = \frac{X_i - A_i}{D_i}$$

where X_i^n is the normalized value of trait i , X_i is the original trait value for each morphotype, A_i is the average of trait i among morphotypes and D_i is its corresponding standard deviation. Normalized traits data were entered into an analysis of principal components performed with program STATISTICA 7. The Euclidean distance among the three main morphotypes was also calculated as the standard deviation of the 18 ecological traits as follows:

$$E_Z = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^k (X_{iY}^n - X_{iZ}^n)^2}{k - 1}}$$

where E_{YZ} is the Euclidean distance among morphotypes Y and Z, X_{iY}^n and X_{iZ}^n are the normalized values of trait i in morphotypes Y and Z respectively and k is the total number of traits. Canonical correlations were estimated between the 18 normalized ecological traits. The 18 traits were also entered into a paired Student's t-test.

Table 1. Definition of the 18 ecological traits used to determine the population similarity among the three putative morphotypes of bottlenose dolphins at Bahía de Banderas.

Abbreviation	Trait
A1D	Relative abundance at region 1 during the dry season.
A1R	Relative abundance at region 1 during the rainy season.
A2D	Relative abundance at region 2 during the dry season.
A3D	Relative abundance at region 3 during the dry season.
A3R	Relative abundance at region 3 during the rainy season.
A4D	Relative abundance at region 4 during the dry season.
A4R	Relative abundance at region 4 during the rainy season.
A5D	Relative abundance at region 5 during the dry season.
A5R	Relative abundance at region 5 during the rainy season.
PAD	Pod size average during the dry season.
PDD	Pod size standard deviation during the dry season.
PAR	Pod size average during the rainy season.
PDR	Pod size standard deviation during the rainy season.
CD	Fraction of sightings having at least one calf during the dry season.
CR	Fraction of sightings having at least one calf during the rainy season.
V1	Distance traveled in one day.
k	Decaying rate of dispersion velocity along time.
Dmx	Maximum distance between consecutive recaptures.



Figure 3. Tone classes of bottlenose dolphins in Bahía de Banderas. Upper: Light gray class (by L. Viloria-Gómora). Middle: Dark gray class (by H. Rosales-Nanduca). Lower: Individual exhibiting the lighter peduncle dorsum that we call Socorro trait (by L. Viloria-Gómora). Brightness was slightly adjusted among the three pictures to show the water background with the same tone without making any modification in contrast.

Results

Heuristic identification of morphotypes. From the 170 sightings of bottlenose dolphins achieved, only in 75 size and color classes were identified for the entire pod to yield an assignment efficiency of $(75/170) = 0.44$ for sightings. Efficiency of form assignment for observed individuals was $(1,133/1,932) = 0.59$. We identified the putative forms small light-gray (GCP, 18 sightings), large light-gray (GCG, 38 sightings), large dark (GOG, 12 sightings), small brownish (CaP, 3 sightings) and large Socorro (SoG, 4 sightings). For the combination of size and color classes among 1,133 observed individuals (Table 2), the χ^2 correlation was not significant for GCG given the occurrence of the also large GCP and GOG forms but the high amount of GCG individuals and sightings indicates that they must be considered a form (Table 2). The small brownish form was identified only in 11 individuals and one individual identified first as CaP was assigned to the GCP form in a recapture. Therefore, the CaP form may be

part of the GCP form or a marginal form in the region. The Socorro form may be related with the dark form given their association with large size or it may be also marginal in the region given its low occurrence (Table 2). Resolving if true morphotypes are defined by size or color classes only, must thus come from finding high ecological similarity among the three main apparent forms GCP, GCG and GOG. With exception of the individual identified as CaP in its first capture and recaptured as GCP described above, all individuals with independent assignment of size and color in mark and recapture events (46) exhibited concordant morphotype identifications. This yields a global error in form assignment of $(1/(46+1)) = 0.02$ when the assignment was achieved.

Table 2. Number of bottlenose dolphins in Bahía de Banderas with assigned classes of size and color. Numbers within parentheses indicate the χ^2 value.

	Large	Small	Total
Light gray	569 (3.89)	324 (11.3)	893 (15.2)
Dark gray	193 (17.1)	0 (49.5)	193 (66.5)
Brownish	0 (8.12)	11 (23.7)	11 (31.9)
Socorro	36 (2.12)	0 (6.15)	36 (8.27)
Total	798 (31.2)	335 (90.6)	1133 (122)

$\chi^2 = 7.815$, $p = 0.050$; $\chi^2 = 16.266$, $p = 0.001$ for three degrees of freedom.

Spatial and seasonal distribution. The general distribution of bottlenose dolphins that we found in Bahía de Banderas is almost the same described by Ruiz Boijseauneau (1995) and Mejía Olguín (2004). Relative abundance is higher in the northern shallow zone within the bay (zone 4) near the Ameca River followed by zones two and three in the shallow area out of the bay and in the bay's northern opening respectively (Table 3; Figure 4). Calves occurred close to the shore, especially in the inner northern zone four. General abundance is lower in the rain season and the distribution during this time of the year also expands towards open waters in the North and deeper waters in the South. This seasonal pattern is similar for bottlenose dolphins in general as well as for the individual morphotypes (Table 3; Figure 4). The GCG form exhibits the largest abundance among morphotypes (0.03 individuals/km) and it is more abundant in the external shallow zones two, three and one as well as in the internal zone four. The GCP form instead (0.01 individuals/km), is more abundant in the internal zone four, the external zones three and two and the internal and deep zone five. The GOG form (0.01 individuals/km) appears to have a disrupted distribution in the internal zone four and in the external zones two and one (Table 3; Figure 4).

Pod size and calving patterns: For all bottlenose dolphins and for the three putative morphotypes, pod size was larger in the dry season and was larger too when calves were present. General mean pod size in the dry season was 13.0 ± 14.1 with no calves and 20.3 ± 12.8 with calves ($P = 0.114$). For the rain season, mean pod size was 7.8 ± 8.0 with no calves and 8.2 ± 6.0 with calves ($P = 0.742$). Pod size was statistically different between the dry and the rain season for both, groups with and without calves ($P < 0.017$; Table 4; Figure 5). In the dry season the GOG form shows the largest mean pod size (20.3 ± 13.6) followed by the GCG form (18.0 ± 15.1) and the GCP form (12.1 ± 10.9). In the rain season, mean pod size is smaller, less variable and similar among morphotypes with 7.1 ± 3.6 for GOG, 8.4 ± 6.8 for GCG and 8.3 ± 5.4 for GCP. Statistical significance of seasonal variation for pod change was observed for the putative forms GCG and GOG. No statistical significance was observed for pod size variation among morphotypes within seasons (Table 4; Figure 5).

Calving, defined as the fraction of sightings having at least one calf, is larger in the rain season for all bottlenose dolphins and for the morphotypes. The ratio between calving in the rain season and calving in the dry season was 1.63 for all dolphins, 1.75 for the GCP form, 3.75 for the GCG form

and 3.00 for the GOG form (Table 5). Seasonality in calving is thus apparently more marked for GCG and GOG forms. GOG was also the form with higher calving values. No statistical significance was detected for calving rate variation among morphotypes or seasons. Pod size and calving patterns among morphotypes must be considered with caution as these data for the identified forms were scarce (Table 5).

Table 3. Navigation effort (km) and relative abundance (ab) of bottlenose dolphin putative morphotypes (GCP, GCG and GOG; individuals/km) on the six zones of Bahía de Banderas at Figure 1 during dry and rain seasons.

	Zone 1	Zone 2	Zone 3	Zone 4	Zone 5	Zone 6	Total
Effort on dry	1,170.1	767.4	7918.5	2,206.0	1,661.7	789.1	14,512.8
Effort on rain	839.5	471.4	2501.7	796.9	1132.7	385.9	6,128.1
Effort total	2,009.6	1,238.8	10,420.2	3,002.9	2,794.5	1,175.0	20,640.8
GCP ab on dry	0.000	0.004	0.012	0.032	0.000	0.000	0.012
GCP ab on rain	0.000	0.000	0.011	0.000	0.004	0.003	0.005
GCG ab on dry	0.017	0.065	0.025	0.122	0.003	0.000	0.037
GCG ab on rain	0.004	0.000	0.014	0.038	0.000	0.000	0.011
GOG ab on dry	0.017	0.026	0.012	0.023	0.000	0.000	0.013
GOG ab on rain	0.004	0.000	0.004	0.010	0.000	0.000	0.003
Total ab on dry	0.053	0.159	0.088	0.208	0.036	0.000	0.178
Tota ab on rain	0.051	0.078	0.057	0.248	0.032	0.047	0.143
Total ab	0.052	0.128	0.080	0.219	0.034	0.015	0.168

Dispersion patterns. Comparison of our photographic catalog with the catalog by Ruiz Boijseauneau (1995) yielded two matches, one for a GOG individual with 5,502 days between captures and another for a GCP individual with 4,015 days between captures. For the GCG form and the rough-toothed dolphin, the longest recapture intervals in our data were 406 days and 1968 days respectively. The largest dispersion distance observed between consecutive recaptures (D_{mx}) in our data were 41 km for GCP, 47 km for GCG, 71 km for GOG and 56 km for the rough-toothed dolphin (Table 6). Dispersion of the bottlenose and rough-toothed dolphins appears as a negative power law for the velocity of dispersion along time since dispersion distance is bounded at least to the surveyed area. According to this model for dispersal (Table 6; Figure 6), the GCP form shows a higher travel distance in one day, a smaller maximum distance between captures and a higher rate of decaying dispersion-velocity along time. The latter implies that the GCP form could disperse over smaller areas faster than other putative bottlenose dolphin morphotypes and dolphin species. On the other hand, the dispersion parameters for the GOG form indicate that these dolphins disperse more slowly over larger areas as compared with the other dolphins. The dispersion parameters of the GCG form appear intermediate between GCP and GOG. The rough-toothed dolphin exhibits a dispersal pattern in which these animals seemingly travel long distances in short times covering a large area. However, our data suggest that rough-toothed dolphins do not disperse as fast as the bottlenose GCP putative form and neither cover an area as large as the bottlenose GOG putative form (Table 6; Figure 6). Standard errors of the regression parameter V_1 (distance travelled by dolphins in one day) do not overlap among putative morphotypes or the two dolphin species. For parameter k (the decaying rate of dispersion velocity in time), standard errors exhibit a degree of overlapping among the rank-adjacent morphotypes or species (Table 6).

Ecological classification of morphotypes. We determined the relationship between the three putative morphotypes of bottlenose dolphins in terms of population ecology performing a classification analysis of principal components based on nine characters of spatial and seasonal

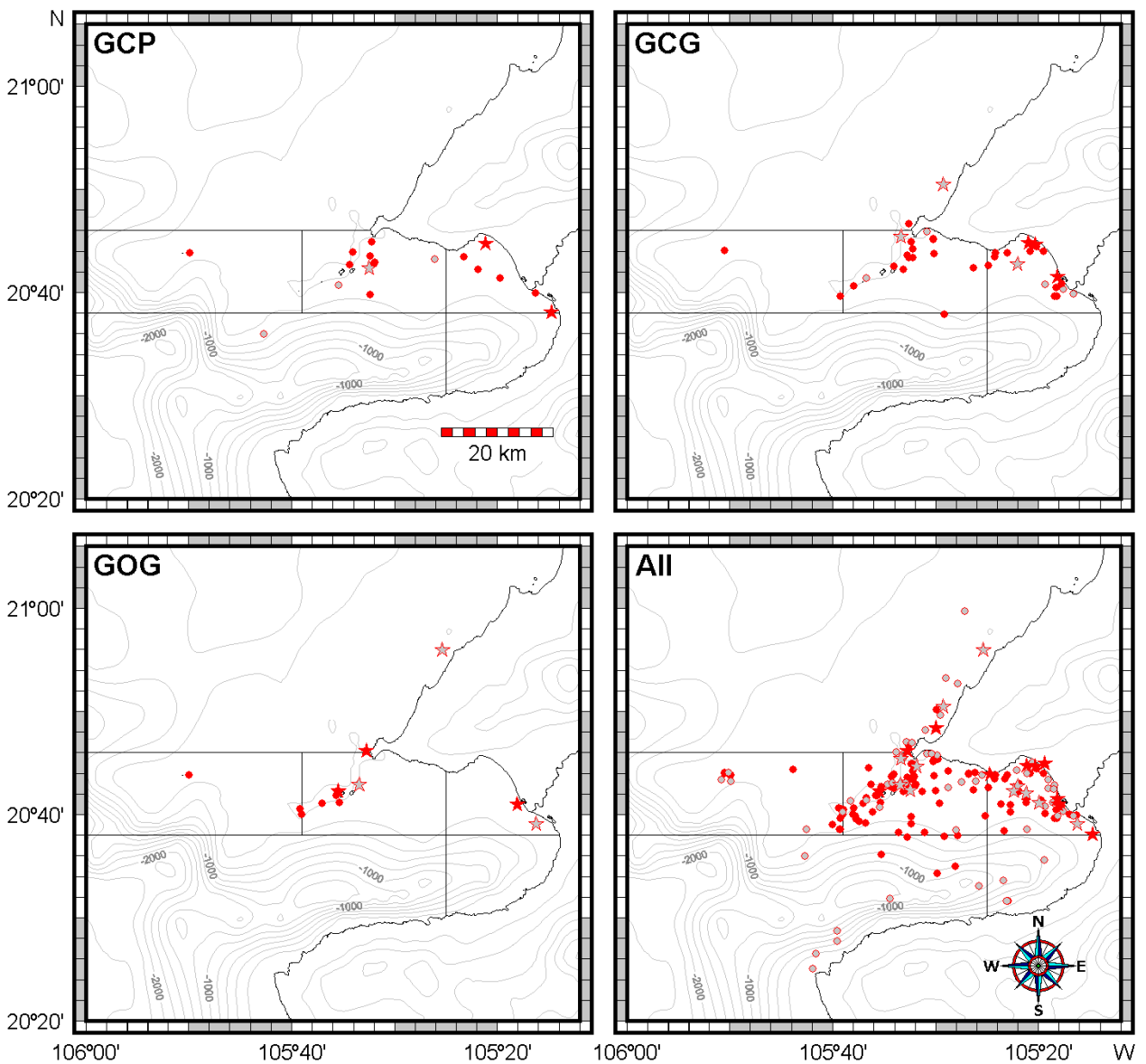


Figure 4. Records of all and the three putative morphotypes (GCP, GCG and GOG) of bottlenose dolphins in Bahía de Banderas. Circles depict sightings without calves and stars stand for pods having at least one calf. Dark symbols stand for the dry season and light symbols for the rainy season.

abundance, four characters on the seasonal variation of pod size, two characters on the seasonal occurrence of calves and three characters on the dispersion parameters obtained from mark-recapture data. Since we examined variation among the three main morphotypes of bottlenose dolphins, the two first components accounted for the total variation. The first principal component contained 56.3 % of the whole variation. The three morphotypes appeared equidistant around the center of the principal components plane indicating that they are equally distinctive. The 18 traits appeared in a circle around the center indicating that they are equally informative to define morphotypes (Figure 7). This analysis also shows associations between morphotypes and traits. Traits V1 and A5R distinguish the GCP form with minimum distance between traits and morphotype on the principal components plot of 2.61 in average and canonical correlation of 0.93; traits Dmx, CR and CD distinguish the GOG form with minimum distance between traits and morphotype on the principal components plot of 2.59 in average and mean canonical correlation of 0.96; traits A2D, A3D, A4D, A4R and A5D distinguish the GCG form with minimum distance between traits and morphotype on the principal components plot of 2.27 in average and mean canonical correlation

of 0.96; traits PDR, PAR and A3R are associated with GCP and GCG, and traits A1R, A1D, PDD, PAD and k are associated with GCG and GOG (Figure 7). No traits were associated with the combination of GCP and GOG and this also is reflected in the fact that the Euclidean distance between GCP and GCG is the same than the distance between GCG and GOG (1.37) whereas the distance between GCP and GOG is slightly larger (1.50). This means that the GCG form is ecologically intermediate between GCP and GOG. When the normalized values of the 18 ecological traits were compared among the three putative morphotypes using the paired Student's t-test, only the comparison between GCP and GCG was statistically significant with type I error of $P = 0.004$.

Table 4. Pod size of bottlenose dolphin putative morphotypes (GCP, GCG and GOG) at Bahía de Banderas during dry and rain seasons (Figure 5).

	Mean pod size	Standard deviation	n*	Probability for comparison dry vs rain
GCP on dry	12.07	10.85	14	0.355
GCP on rain	8.25	5.38	4	
GCG on dry	18.00	15.07	30	0.014
GCG on rain	8.38	6.78	8	
GOG on dry	20.33	16.27	9	0.045
GOG on rain	7.00	3.61	3	
Unassigned on dry	10.27	13.01	49	0.206
Unassigned on rain	7.45	8.22	47	
Total on dry	13.68	14.05	102	0.168
Total on rain	7.60	7.63	62	

* Data for six sightings are missing.

Discussion

Genetic, morphological and ecological variation of bottlenose dolphins in the East Tropical Pacific does not correspond to the traditional descriptions of coastal and pelagic forms described in other regions that include waters off California (Walker 1981; Urbán Ramírez 1983; Perrin 1984; Vidal Hernández 1993; Curry and Smith 1997; Natoli *et al.* 2004; Perrin *et al.* 2011; Lowther-Thieleking *et al.* 2015). This uncertainty on variation and population identity is of concern as the intense interactions of bottlenose dolphins with human enterprises, especially fishing, tourism and urban development along the coasts (*e. g.* Arellano Peralta and Medrano González 2013), could pose severe threats for some local populations that might not be detected given the sympatric occurrence of other open and large populations of the same species.

Upon further validation of our results, for the Bahía de Banderas region, at the transitional realm of the Mexican Pacific Ocean, we recognized five forms of bottlenose dolphins of which the ones that we abbreviate CaP and SoG seem to be part of the GCP and GOG forms respectively, or might be even marginal in the region. Our results thus suggest the occurrence of three putative forms in the Bahía de Banderas region, abbreviated GCP, GCG and GOG, that appear morphologically and ecologically distinctive although they exhibit overlapped distributions and similar patterns of group size, calving and dispersion. The GOG form seems to inhabit more open waters and disperses on a larger area although slowly as compared with other forms. The GOG form also exhibits larger pod sizes and calving values. Most of these attributes suggest that the GOG form could be defined as pelagic. Contrastingly, the GCP form appears inhabiting more on the inner part of the bay including deep waters in the south and disperses fast in a smaller area as compared with other forms. The GCP form also shows the smaller pod sizes and lower calving values. Seasonal variation of pod size was

statistically significant only for the apparently non-local forms GCG and GOG being this result due to both, larger sample sizes and larger seasonal differences. Moreover, calving of the GCP form is the less seasonal suggesting that these animals may be resident in the region. Therefore, the preliminary high calving values recorded for the GOG form suggest the occurrence of this oceanic form in the Bahía de Banderas region associated with calving whereas the more resident GCP form may be observed engaged in other activities. For other oceanic and coastal cetaceans such as the pygmy sperm whale (*Kogia sima*), the rough-toothed dolphin, the pantropical spotted dolphin, the spinner dolphin (*Stenella longirostris*) and the humpback whale (*Megaptera novaeangliae*), calving rates in the Bahía de Banderas region are also higher than the calving rates recorded in open waters of the Mexican Pacific Ocean (Medrano González *et al.* 2007).

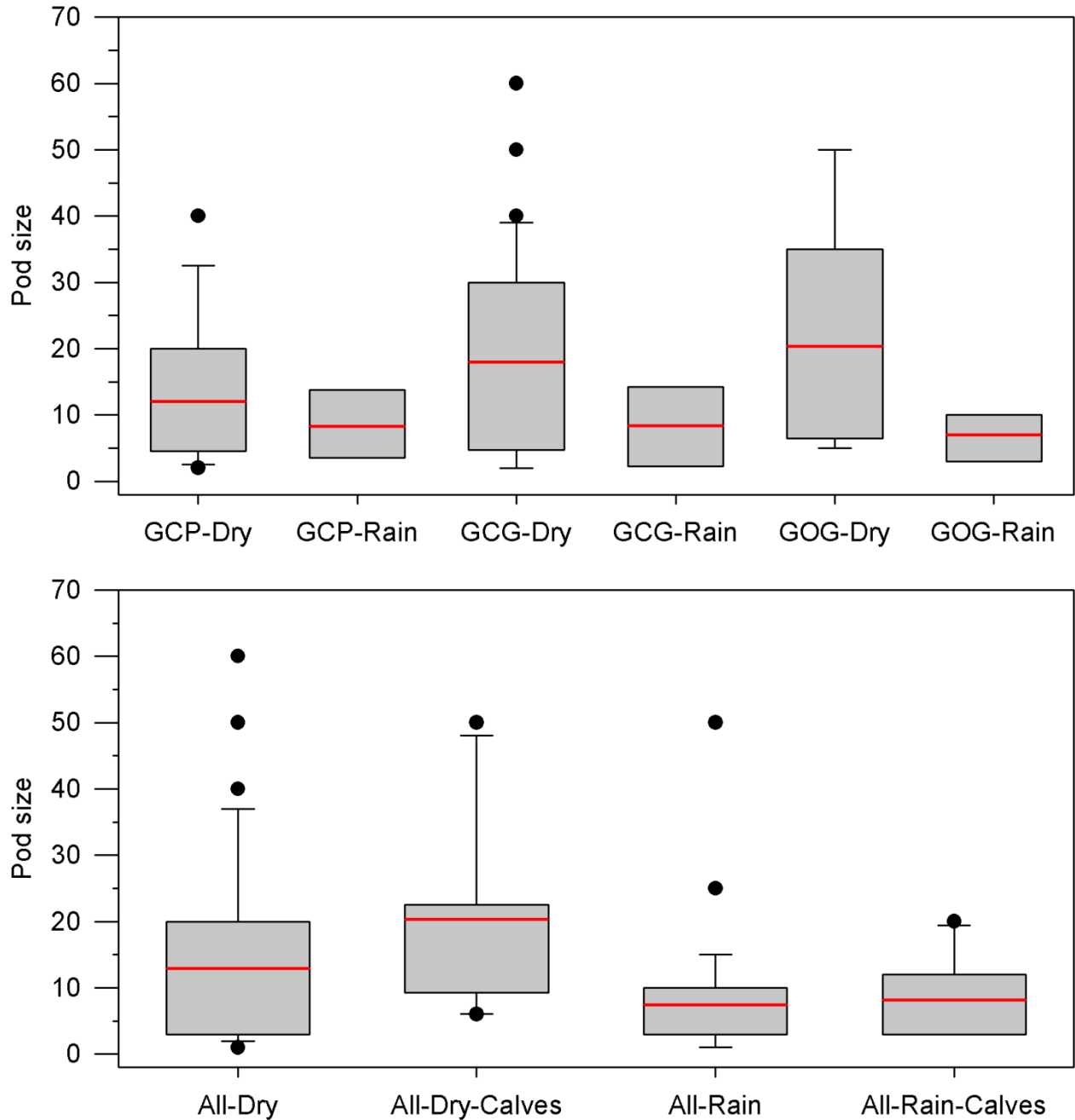


Figure 5. Box plots for pod size of bottlenose dolphins in Bahía de Banderas with indication of the mean values and outlying data. Upper: Partition of putative morphotypes (GCP, GCG and GOG) and seasons. Lower: Partition of calving and seasons for all sightings (Table 4).

Table 5. Fraction of sightings with calves for bottlenose dolphin putative morphotypes (GCP, GCG and GOG) in Bahía de Banderas during dry and rain seasons.

	Dry	Rain	Total	<i>n</i> dry	<i>n</i> rain	<i>n</i> total
GCP	0.143	0.250	0.167	14	4	18
GCG	0.100	0.375	0.158	30	8	38
GOG	0.333	1.000	0.500	9	3	12
Unassigned	0.038	0.080	0.059	52	50	102
Total	0.109	0.177	0.128	105	65	170

Even though the GCG form is distinctive and is also the more abundant morphotype in the Bahía de Banderas region, it is in all morphological and ecological traits intermediate between the GOG and the GCP forms. In a related study of the dorsal fin morphology using 20 quantitative and four qualitative characters for the three bottlenose dolphin putative morphotypes, the rough-toothed dolphin and the pygmy sperm whale, Juárez Rodríguez (2008), found statistically-significant differences between species as well as overlapped and equidistant differences between the three bottlenose dolphin putative morphotypes being the difference between GCG and GOG the only comparison statistically significant. Hence, morphological and ecological variation of bottlenose dolphins in the region may be interpreted as the overlapped occurrence of one open pelagic form (GOG) that calves in the coast, one local and coastal form (GCP) and an abundant intermediate form (GCG). Therefore, bottlenose dolphins in the Bahía de Banderas region could be viewed as a particular case of the general pelagic-coastal differentiation of the species in which there is population continuity with ordered variation around the reduced and near-land boundaries between the pelagic and coastal environments of this region. A metapopulation of one large oceanic population with local coastal demes and with extended intermediates around the pelagic-neritic frontier appears as a first model for bottlenose dolphins in the transitional region of the Mexican Pacific Ocean. Such a model could help to explain the preliminary mtDNA data by Cerrillo-Espinosa and Flores-Ramírez (2012) indicating that bottlenose dolphins from Bahía de Banderas are part of a large open population and that at the same time, they are differentiated with dolphins from other regions in the Gulf of California that show lower mtDNA diversity. Our metapopulation model can thus be interpreted in terms of the Wright's shifting balance theory (1932) in which local adaptations and genetic differentiation occur in the coasts simultaneously with population expansions and gene flow from the boundaries between the coasts and the open ocean. Such a pattern of population fragmentation in the coasts occurring simultaneously with panmixia in the pelagic realm has been described in a large and detailed geographical scale for the spotted dolphin in the eastern tropical Pacific Ocean by examination of mitochondrial and microsatellite DNA variation (Escorza-Treviño *et al.* 2005). These concurrent processes of coastal isolation and oceanic gene flow also appear associated in general with postglacial population expansions in tropical cetaceans (Medrano González 2006).

Table 6. Regression parameters with standard error (SE) for the profile of dispersion velocity along time in bottlenose dolphin putative morphotypes (GCP, GCG and GOG) and the rough-toothed dolphin at Bahía de Banderas (Figure 6).

	$V_1 \pm SE$ (km)	$k \pm SE$	Adjusted r^2	D_{mx} (km)
GCP	27.2 ± 2.55	-1.201 ± 0.205	0.630	40.8
GCG	8.00 ± 1.34	-0.946 ± 0.080	0.664	47.3
GOG	3.88 ± 1.67	-0.772 ± 0.128	0.595	71.0
<i>S. bredanensis</i>	12.9 ± 1.50	-0.908 ± 0.070	0.844	56.1

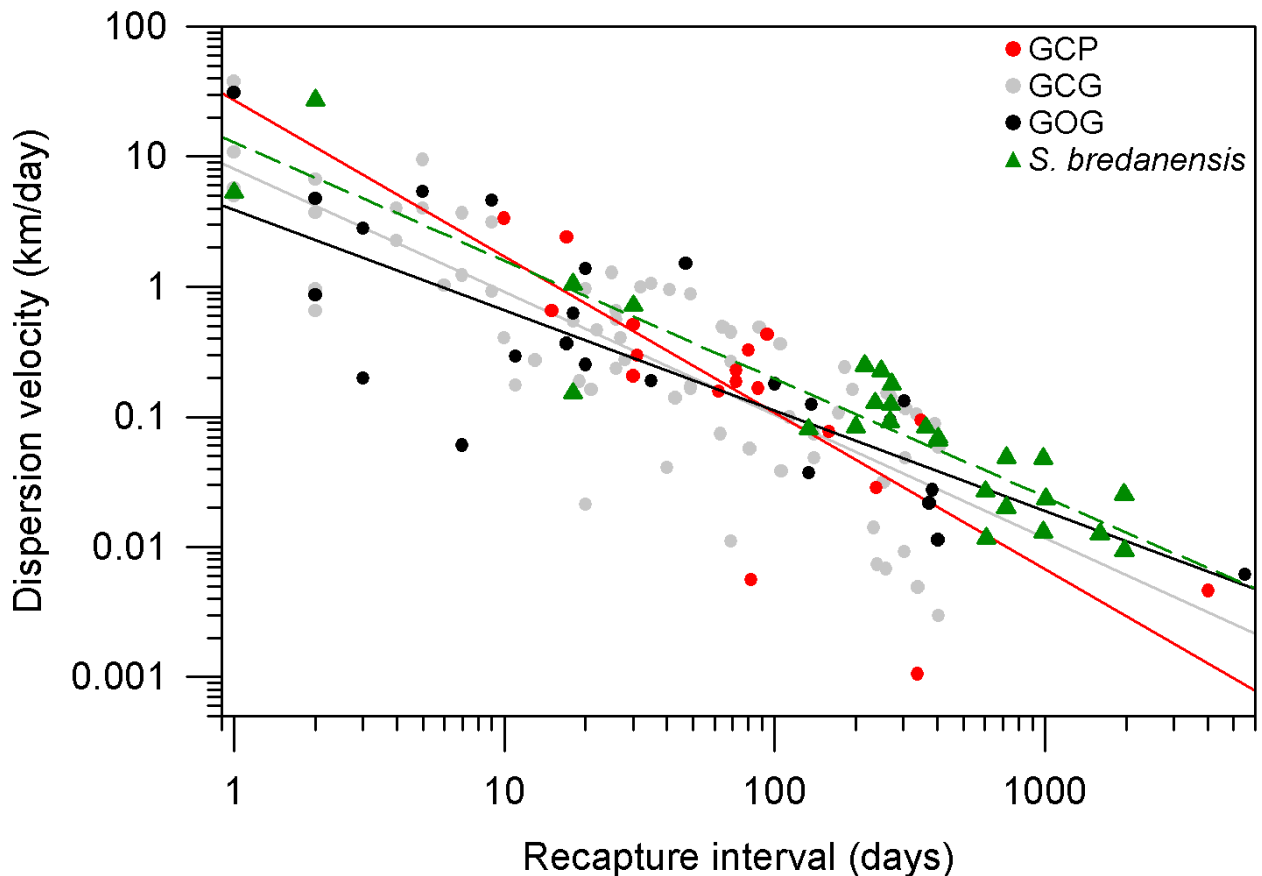


Figure 6. Dispersion patterns for bottlenose dolphin putative morphotypes (GCP, GCG and GOG) and the rough-toothed dolphin (*S. bredanensis*). The profile of dispersion velocity along time was fitted to a power function by means of a linear regression on a log-log plot (Table 6). Recapture data are indicated with gray circles for the GCG form, red circles for the GCP form, black circles for the GOG form and green triangles for the rough-toothed dolphin. The corresponding regression lines are also indicated being continuous for the bottlenose dolphin putative forms and dashed for the rough-toothed dolphin.

A noticeable indication of long-term site fidelity or residency for the GOG and GCP putative forms of bottlenose dolphins were evidenced by the photographic recapture of individuals in intervals of 15 and 11 years respectively; for rough-toothed dolphins, we recaptured individuals at least in a period of five years. These long-term records of individual occurrence indicate that the Bahía de Banderas region is an important habitat at least for bottlenose and rough-toothed dolphins. Bottlenose dolphins inhabit mostly the shallow northern part of the bay and are especially bound to the bay's inner zone. Calving of this species appeared particularly related to near-shore waters, especially within the bay and this was valid too for the three putative morphotypes. These areas however, are currently under an intense development of touristic activities, that include marine mammal watching, as well as to a ruthless urban development in the neighboring coasts that seriously pollute and deteriorate the marine environment (Arellano Peralta and Medrano González 2013). We increasingly observe interactions of bottlenose dolphins with rubbish items such as plastic bags and even toilet paper (*e.g.* Figure S1B in Arellano-Peralta and Medrano-González 2015). Pollution by rubbish, chemicals and pathogens is probably the greatest concern for small cetaceans in the Bahía de Banderas region (Arellano-Peralta and Medrano-González 2013, 2015) but risks may be higher for bottlenose dolphins and especially for the apparently resident GCP form, given their closer association with coasts under intense human influences.

A set of local policies for marine conservation focused on bottlenose dolphins may benefit resident dolphins and the species related with them as well as phylopatric dolphins of other population affinities or species that may extend conservation benefits away from the region in terms of survival, reproduction and health. Conversely, negligence to develop such policies, especially regarding pathogens control, may extend the reach of some risks beyond the bay because dolphins can disperse far away the already high pathogenic load at the Bahía de Banderas coasts (Arellano Peralta and Medrano González 2013). Future research on marine mammals in the Bahía de Banderas region must develop a holistic and thus a multidisciplinary perspective of the ecosystem these animals inhabit as well as a comprehensive consideration to the social phenomena that are currently deteriorating the coastal and marine environments of this still biologically-rich region.

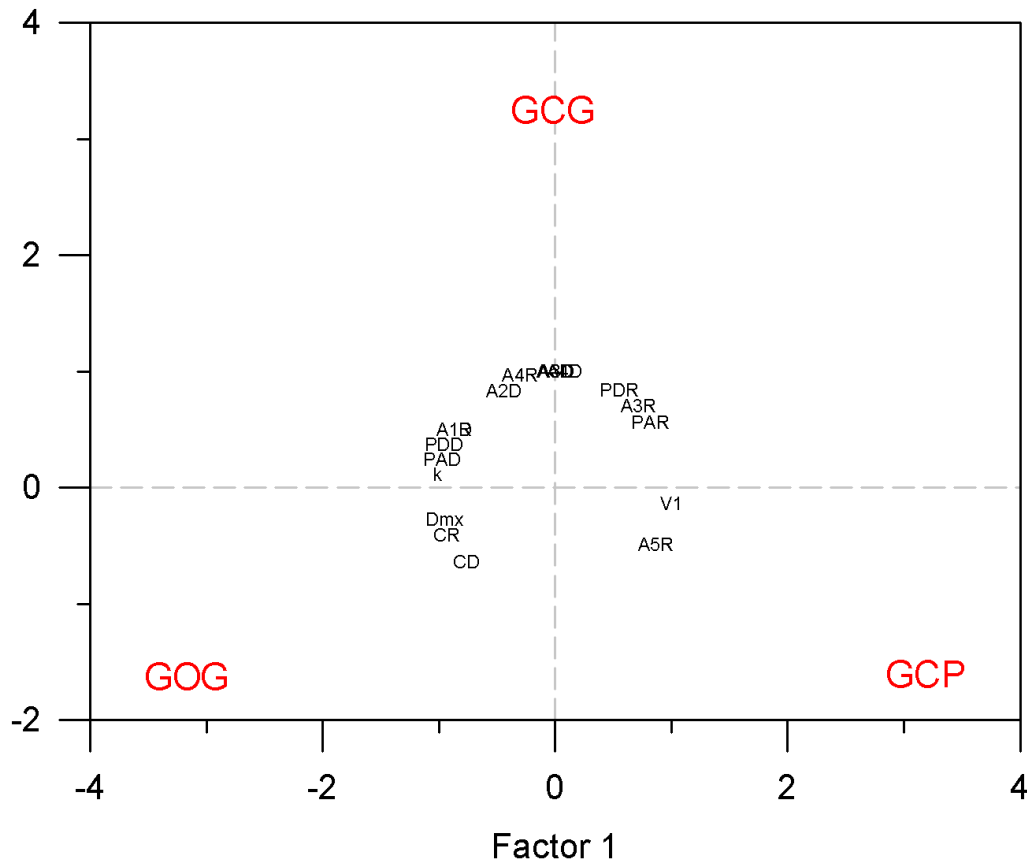


Figure 7. Principal components plot for the classification of the three main putative morphotypes of bottlenose dolphins (GCP, GCG and GOG) and the 18 population ecological traits described in Tables 3-6.

Acknowledgments

We are indebted to R. A. Juárez, C. A. López, S. Martínez, M. T. Núñez, S. Pompa, H. Rosales, E. C. Salazar, S. Smith, M. J. Villanueva as well as the family Niebla Olveras by their valuable efforts at sea and/or assistance in the laboratory. We also acknowledge M. J. Vázquez for her work on administration, legal issues and other facilities as well as A. Aguayo, J. Urbán, M. A. Salinas, L. F. Bourillón, C. Esquivel, I. Ruiz and A. Mejía for their seminal investigations on dolphins at Bahía de Banderas. We thank two anonymous reviewers whose positive and strong work greatly enriched this paper. Funding was provided by Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (projects 3725P-N9608 and 38605-V) and Instituto Nacional de Ecología. Legal authorization for research on marine mammals at Bahía de Banderas was given by Dirección General de Vida Silvestre, Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. Authors declare no conflict of interest.

Resumen

Introducción: La tonina (*Tursiops truncatus*) exhibe una alta variación morfológica y ecológica no resuelta en la sistemática intraespecífica e identidad poblacional. Diferentes morfotipos de esta especie no bien definidos suelen ser simpátricos en la transición entre el Pacífico Oriental tropical, el Golfo de California y el Pacífico Nororiental. Para conocer mejor la relación entre la variación morfológica y la identidad poblacional de las toninas en esta región de transición, inspeccionamos la Bahía de Banderas y sus alrededores haciendo una identificación heurística de presuntos morfotipos a partir de clases de tamaño y coloración y examinamos la correspondencia de las formas determinadas con rasgos ecológicos indicativos de identidad poblacional.

Métodos: Navegamos un conjunto total de transectos de 20,641 km entre los años 2003 y 2005 cubriendo un área de ca. 2500 km² en la cual registramos 170 avistamientos y logramos 302 identificaciones fotográficas de 207 toninas. Examinamos y clasificamos la variación de 18 rasgos ecológicos que incluyen distribución espacial y estacional de abundancia, patrones estacionales del tamaño de grupo y crianza así como parámetros de dispersión obtenidos de datos de marcaje y recaptura.

Resultados: Determinamos cinco presuntos morfotipos de los cuales el gris claro pequeño (GCP), el gris claro grande (GCG) y el oscuro grande (GOG) fueron regulares en la región. Estos morfotipos mostraron distribuciones geográficas y estacionales diferentes pero traslapadas así como diferentes, aunque relacionados, patrones de tamaño de grupo, crianza y dispersión. Un análisis de clasificación indicó una separación equidistante entre las tres formas siendo GCG intermedia entre GCP y GOG.

Discusión: Nuestros resultados sugieren un modelo de una metapoblación con unidades parcialmente diferenciadas determinadas por los estrechos límites entre los ambientes costero y pelágico. Se requiere una política local de conservación orientada a las toninas que beneficiaría a la forma GCP que es aparentemente residente y a su ambiente así como a animales filopátricos de otras formas y afinidades poblacionales que podrían extender los beneficios de la conservación más allá de la Bahía de Banderas.

Palabras clave: Crianza; dispersión; distribución espacial y estacional; metapoblación; método de transectos, marcaje y recaptura; tamaño de grupo.

References

- ARELLANO PERALTA, V. A., AND L. MEDRANO GONZÁLEZ. 2013. Mamíferos marinos en el golfo de California. Macroecología, impacto humano y su perspectiva hacia la conservación. Colección Posgrado 43. Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.
- ARELLANO-PERALTA, V. A., AND L. MEDRANO-GONZÁLEZ. 2015. Ecology, conservation and human history of marine mammals in the Gulf of California and Pacific coast of Baja California, Mexico. *Ocean and Coastal Management* 104:90-105.
- BAKER, A. N., A. N. H. SMITH, AND F. B. PICHLER. 2002. Geographical variation in Hector's dolphin: Recognition of new subspecies of *Cephalorhynchus hectori*. *Journal of the Royal Society of New Zealand* 32:713-727.
- CABALLERO, S., V. ISLAS-VILLANUEVA, G. TEZANOS-PINTO, S. DUCHENE, A. DELGADO-ESTRELLA, R. SANCHEZ-OKRUCKY, AND A. A. MIGNUCCI-GIANNONI. 2012. Phylogeography, genetic diversity and population structure of common bottlenose dolphins in the Wider Caribbean inferred from analyses of mitochondrial DNA control region sequences and microsatellite loci: conservation and management implications. *Animal Conservation* 15:95-112.
- CERRILLO-ESPINOSA, P., AND S. FLORES-RAMÍREZ. 2012. Population identity and adaptive variation in bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) at Bahía de Banderas, México. Abstract 34 in XXXIII Reunión internacional para el estudio de los mamíferos marinos. San Patricio Melaque, México.
- CONABIO-CONANP-TNC-PRONATURA. 2007. Análisis de vacíos y omisiones en conservación de la biodiversidad marina de México: océanos costas e islas. Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, The Nature Conservancy-Programa México, Pronatura A. C. Ciudad de México, México

- CURRY, B. E., AND J. SMITH.** 1997. Philogeographic structure of the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) stock identification and implications for management. Pp. 227-247 in Molecular genetics of marine mammals (Dizon, A. E. S. J. Chivers, and W. F. Perrin, eds.). Special publication 3, The Society for Marine Mammalogy. Lawrence, USA.
- DEFRAN, R. H., AND B. W. WELLER.** 1999. Occurrence, distribution, site fidelity and school size of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) off San Diego, California. *Marine Mammal Science* 15:366-380.
- DOWLING, T. E., AND W. M. BROWN.** 1993. Population structure of the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) as determined by restriction endonuclease analysis of mitochondrial DNA. *Marine Mammal Science* 9:138-155.
- DUFFIELD, D. A., S. H. RIDGWAY, AND L. H. CORNELL.** 1983. Hematology distinguishes coastal and offshore forms of dolphins (*Tursiops*). *Canadian Journal of Zoology* 61:930-933.
- ESCORZA-TREVIÑO, S., F. I. ARCHER, M. ROSALES, A. LANG, AND A. E. DIZON.** 2005. Genetic differentiation and intraspecific structure of Eastern Tropical Pacific spotted dolphins, *Stenella attenuata*, revealed by DNA analyses. *Conservation Genetics* 6:587-600.
- GAO, A., K. ZHOU, AND Y. WANG.** 1995. Geographical variation in morphology of bottlenose dolphins (*Tursiops sp.*) in Chinese waters. *Aquatic Mammals* 21:121-135.
- HERSH, S. L., AND D. A. DUFFIELD.** 1990. Distinction between northwest Atlantic offshore and coastal bottlenose dolphins based on hemoglobin profile and morphometry. Pp. 129-139 in The bottlenose dolphin (Leatherwood, S., and R. R. Reeves, eds.). Academic Press. San Diego, USA.
- HERSHKOVITZ, P.** 1966. Catalog of living whales. *Bulletin of the United States National Museum* 246:1-259.
- HOELZEL, R., C. W. POTTER, AND P. B. BEST.** 1998. Genetic differentiation between parapatric "nearshore" and "offshore" populations of the bottlenose dolphin. *Proceedings of the Royal Society of London B* 265:1177-1183.
- JUÁREZ RODRÍGUEZ, M.** 2008. Variación morfológica de la aleta dorsal de la tonina (*Tursiops truncatus*, Montagu 1821) en la Bahía de Banderas, México. Tesis de licenciatura. Escuela de Biología, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. Puebla, México.
- KINGSTON, S. E., AND P. E. ROSEL.** 2004. Genetic differentiation among recently diverged delphinid taxa determined using AFLP markers. *Journal of Heredity* 95:1-10.
- LOWTHER-THIELEKING, J. L., F. I. ARCHER, A. R. LANG, AND D. W. WELLER.** 2015. Genetic differentiation among coastal and offshore common bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, in the eastern North Pacific Ocean. *Marine Mammal Science* 31:1-20.
- MEDRANO GONZÁLEZ, L.** 2006. Hacia una dinámica de la mastofauna marina mexicana: Análisis de composición funcional y de algunas estructuras genéticas poblacionales. In *Genética y mamíferos mexicanos: Presente y futuro* (Vázquez-Domínguez, E., and D. J. Hafner, eds.). New Mexico Museum of Natural History and Science Bulletin 32:9-19.
- MEDRANO GONZÁLEZ L., E. PETERS RECAGNO, M. J. VÁZQUEZ CUEVAS, AND H. ROSALES NANDUCA.** 2007. Los mamíferos marinos ante el cambio ambiental en el Pacífico tropical mexicano. *Biodiversitas* 75: 8-11.
- MEJÍA-OLGUÍN, A.** 2004. Estructura social de *Tursiops truncatus* Montagu, 1821 (Cetacea: Delphinidae) en la Bahía de Banderas, México. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.
- MORTEO ORTIZ, E.** 2004. Dorsal fin morphological differentiation in bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) along Mexican coasts: an adaptive approach. Tesis de maestría. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada. Ensenada, México.
- NATOLI, A., V. M. PEDDEMORS, AND A. R. HOELZEL.** 2004. Population structure and speciation in the genus *Tursiops* based on microsatellite and mitochondrial DNA analyses. *Journal of Evolutionary Biology* 17:363-375.
- PERRIN, W. F.** 1984. Patterns of geographical variations in small cetaceans. *Acta Zoológica Fennica* 172:137-140.

- PERRIN, W. F., J. L. THIELEKING, W. A. WALKER, F. I. ARCHER, AND K. M. ROBERTSON.** 2011. Common bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in California waters: Cranial differentiation of coastal and offshore ecotypes. *Marine Mammal Science* 27:769-792.
- POMPA-MANSILLA, S.** 2007. Distribución y abundancia de los géneros *Steno* y *Kogia* en Bahía de Banderas y aguas adyacentes. Tesis de maestría. Posgrado en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.
- RICE, D. W.** 1998. *Marine mammals of the world. Systematics and distribution.* Special publication 4, The Society for Marine Mammalogy. Lawrence, USA.
- RODRÍGUEZ VÁZQUEZ, M. E., E. LUGO CABRERA, AND Z.C. FOUBERT CORONA.** 2003. Ecología, comportamiento y estructura social de un grupo residente de tursiones (*Tursiops truncatus*) en Bahía de Banderas. Abstract 7 in XXVIII Reunión internacional para el estudio de los mamíferos marinos. Nuevo Vallarta, México.
- ROSEL, P. E., A. E. DIZON, AND J. E. HEYNING.** 1994. Genetic analysis of sympatric morphotypes of common dolphins (genus *Delphinus*). *Marine Biology* 119:159-167.
- RUIZ BOUJSEAUNEAU, I.** 1995. Distribución y abundancia de *Tursiops truncatus* Montagu, 1821 (Cetacea: Delphinidae) en la Bahía de Banderas y aguas adyacentes, México. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México
- SALINAS ZACARÍAS, M. A., AND L. F. BOURILLÓN MORENO.** 1988. Taxonomía, diversidad y distribución de los cetáceos de la Bahía de Banderas, México. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.
- SCHNELL, G. D., M. E. DOUGLAS, AND D. J. HOUGH.** 1986. Geographic patterns of variation in offshore spotted dolphins (*Stenella attenuata*) of the eastern tropical Pacific Ocean. *Marine Mammal Science* 2:186-213.
- SEGURA, I., A. ROCHA-OLIVARES, S. FLORES-RAMÍREZ AND L. ROJAS BRACHO.** 2006. Conservation implications of the genetic and ecological distinction of *Tursiops truncatus* ecotypes in the Gulf of California. *Biological Conservation* 133:336-346.
- URBÁN RAMÍREZ, J.** 1983. Taxonomía y distribución de los géneros *Tursiops*, *Delphinus* y *Stenella*, en las aguas adyacentes a Sinaloa y Nayarit, México (Cetacea, Delphinidae). Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.
- VIDAL HERNÁNDEZ, L. E.** 1993. Variación geográfica de las dimensiones craneanas en toninas (*Tursiops truncatus*) del Mar de Cortés, México. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.
- VILORIA GÓMORA, L.** 2007. Identidad, distribución espacio-temporal y abundancia de *Tursiops truncatus* en Bahía de Banderas, México. Tesis de maestría. Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.
- WALKER, A. W.** 1981. Geographical variation in morphology and biology of bottlenose dolphins (*Tursiops*) in the eastern North Pacific. Administrative report LJ-81-03C. Southwest Fisheries Science Center, National Marine Fisheries Service. La Jolla, USA.
- WANG, J. Y., L.-S. CHOU, AND B. N. WHITE.** 1999. Mitochondrial DNA analysis of sympatric morphotypes of bottlenose dolphins (Genus: *Tursiops*) in Chinese waters. *Molecular Ecology* 8:1603-1612.
- WANG, J. Y., L.-S. CHOU, AND B. N. WHITE.** 2000. Differences in the external morphology of two sympatric species of bottlenose dolphins (Genus *Tursiops*) in the waters of China. *Journal of Mammalogy* 81:1157-1165.
- WRIGHT, S.** 1932. The roles of mutation, inbreeding, crossbreeding and selection in evolution. Pp. 356-366 in *Proceedings of the Sixth International Congress of Genetics*, Vol. 1 (Jones, D. F., ed.). Genetics Society of America. Austin, USA.

Submitted: February 25, 2015
Review: March 12, 2015
Accepted: May 20, 2015
Associated editor: Juan Pablo Gallo

Seasonal assessment of threats against conservation of *Inia geoffrensis humboldtiana* (Cetartiodactyla Iniidae) middle river basin Meta, Colombia

Valoración estacional de las amenazas contra la conservación de *Inia geoffrensis humboldtiana* (Cetartiodactyla Iniidae) en la cuenca del Río Meta, Colombia

Federico Mosquera-Guerra^{1*}, Carlos Parra², Fernando Trujillo³, Alex Mauricio Jiménez-Ortega⁴ y Hugo Mantilla-Meluk⁵

¹Fundación Omacha. Calle 84 No. 21 - 64 Barrio El Polo, Bogotá, Colombia. Email: federico.mosqueraguerra@gmail.com.

²Cormacarena. Cra 35 No 25-57 Barrio San Benito, Villavicencio, Colombia. Email: carlosparra@cormacarena.gov.co.

³Fundación Omacha. Calle 84 No. 21 - 64 Barrio El Polo, Bogotá, Colombia. Email: fernando@omacha.org.

⁴Grupo de investigación en Manejo de Fauna Silvestre Chocoana. Programa de Biología, Universidad Tecnológica del Chocó. Carrera 22 No 18 B-10 –Barrio Nicolás Medrano, Quibdó, Colombia. Email: alexmauriciojimenez@gmail.com.

⁵Programa de Biología, Universidad del Quindío. Carrera 15 Calle 12 Norte, Armenia, Colombia. Email: hugo.mantillameluk@gmail.com.

*Corresponding author

Introduction: As a consequence of population isolation by the presence of geomorphological barriers, dolphins from northern South America are subdivided into three species: *I. geoffrensis* (Amazon and Orinoco Rivers), *I. boliviensis* (Madeira River in Bolivia), and the recently described *I. araguaiaensis* inhabiting the hydrologic complex of the Araguaia–Tocantins Rivers in the northeastern Brazilian Amazon. The importance of pink dolphins at the ecosystems they inhabit is supported by: 1) its position as top predators in the food chain; 2) bioindicators for ecosystem health; 3) its cultural and mythological meaning for the local ethnic groups, such as Sikuanis from the Orinoco, and Ticuna for the Amazon; and 4) their economic value, mainly as a touristic attraction. The conservation status of Orinoquian populations of river dolphins (*i. g. humboldtiana*), has not been fully established. However, we know their populations are threatened by a series of human activities on both aquatic and terrestrial environments, affecting their occurrence across the basin. This research is part of an inter-institutional effort conducted between the Corporación para el Desarrollo Sostenible del Área de Manejo Especial de la Macarena (CORMACARENA) and Fundación Omacha, to monitor pink dolphin populations inhabiting the rivers: Meta, Manacacías, Yucao, and Cusiana, in order to identify conservation tensors affecting the species in the study area.

Methods: We conducted a multitemporal study to determine anthropogenic threats affecting dolphin populations during two hydrologic periods along 317.2 km⁻¹ across the middle Meta River basin. We calculated the degradation index for streams of continental waters and density of the river dolphins, developed by Gómez-Salazar *et al.* (2012). Water quality, habitat transformation, species exploitation, and the increment in number of human settlements were identified as the main conservation tensors in the analyzed area.

Results: We obtained a high value in the index of degradation, with a potential increment in value through time. River confluences were identified as priority areas for the conservation of the species. The development of infrastructure projects on the main streams was identified as a future threat on freshwater ecosystems in the basin. Differences in hydrologic periods were identified as an important variable, not only affecting the ecological dynamic of the species, but also determining the anthropogenic tensors through time. Water quality, habitat modification, and species exploitation were particularly intense at low water level periods, while boat traffic, and fishing activities are more frequent at periods of high water levels in the region.

Discussion and conclusions: For the Meta River, water quality and species exploitation appear to be the major tensors for dolphins and they may explain the low densities recorded for the area in comparison with densities

reported for the Amazon basin. Even though, we consider this analysis is not definite and more samplings are necessary to confirm this hypothesis. Finally, river confluences were identified as conservation hot spots for dolphin populations. We point out on the importance of river dolphins as umbrella species, ideal to develop conservation strategies in the region.

Key words: Degradation index, Meta River, threats and conservation, Tonina.

Introducción

El proceso de especiación del género *Inia* (familia Iniidae) fue resultado del aislamiento entre cuencas por procesos geomorfológicos, lo que dio lugar a tres especies: 1) *I. geoffrensis*, en los ríos Amazonas y Orinoco; 2) *I. boliviensis*, en la cuenca alta de río Madeira en Bolivia (la recientemente descrita), y 3) *I. araguaiaensis*, en el complejo hidrográfico formado por los ríos Araguaia–Tocantins, en la amazonia brasilera (Trujillo y Diazgranados 2012; Hrbek *et al.* 2014).

La importancia de estos cetáceos en los ecosistemas acuáticos dulceacuícolas donde habitan se sustenta, por un lado, en su valor biológico como depredadores tope e indicadores de la salud del ecosistema; otro aspecto, es su significancia cultural y mitológica en etnias como los Sikuanis del Orinoco y los Ticuna del Amazonas; por último, en su valor económico, principalmente como atractivo turístico. El delfín rosado presenta una amplia distribución en el continente Sudamericano, ya que habita en los cauces principales, afluentes, lagunas e incluso en las áreas de inundación de las cuencas de los ríos Amazonas, Meta y Orinoco en Colombia (Da Silva 1994; Trujillo *et al.* 2013). Sin embargo, su estado de conservación actual es poco conocido, y sus poblaciones presentan una serie de amenazas causadas por actividades antrópicas desarrolladas en los ecosistemas terrestres y acuáticos. Estas amenazas, identificadas en las últimas dos décadas para las cuencas de los ríos Amazonas y Orinoco, han sido clasificadas en categorías que incluyen 1) biomagnificación en las redes tróficas de metales pesados como el mercurio; 2) contaminación por pesticidas y diferentes tipos de sustancias tóxicas empleadas en el mantenimiento de las extensas plantaciones de arroz, palma y procesamiento ilegal de alcaloides; 3) modificación de su hábitat por la implementación de proyectos de infraestructura; 4) interacciones negativas con las pesquerías industriales y artesanales, que implican capturas ilegales para usarse como cebo en la pesca de *Calophysus macropterus* (mota, simí o piracatinga) en la Amazonía y Orinoquia; 5) aumento en los niveles de ruido por el incremento en el tránsito de embarcaciones, y 6) alteraciones en los ciclos estacionales debido al cambio climático, lo que convierte a esta especie carismática en una especie fuertemente amenazada en el ámbito mundial (Ashley 1987; Trujillo *et al.* 2013).

Material y métodos

Durante marzo y mayo de 2014, se realizaron dos muestreos en los periodos de aguas bajas (marzo) y en ascenso (mayo; Figura 1 y Tabla 1). El trayecto comprendió muestreos desde las localidades de Puerto Gaitán (ríos Manacacías, Yucao y Meta) en el departamento del Meta (3° 05' latitud Norte y -71° 05' longitud Oeste) hasta la confluencia de los ríos Meta y Cusiana (4° 31' de latitud Norte, -71° 50' de longitud Oeste).

Fase de Campo. Para identificar las amenazas de origen antrópico en los sistemas hídricos evaluados y estimar la población de los delfines de río, se empleó una embarcación de fibra de vidrio de cuatro metros de largo y dos de ancho, propulsada por un motor de 85hp. A lo largo de los dos muestreos en diferentes periodos hidrológicos, se recorrieron 317.2 Km⁻¹ a una velocidad promedio de 10 - 13 Km/hr. Se ubicaron dos posiciones de observación en la embarcación: una en la proa con dos observadores, y otra en la popa con al menos dos observadores. Las

observaciones desde proa fueron independientes de las observaciones en popa, y las posiciones de los observadores en cada plataforma fueron rotadas en un lapso de dos horas. Todos los observadores tenían experiencia previa con estudios de delfines de río (Gómez-Salazar et al. 2011).

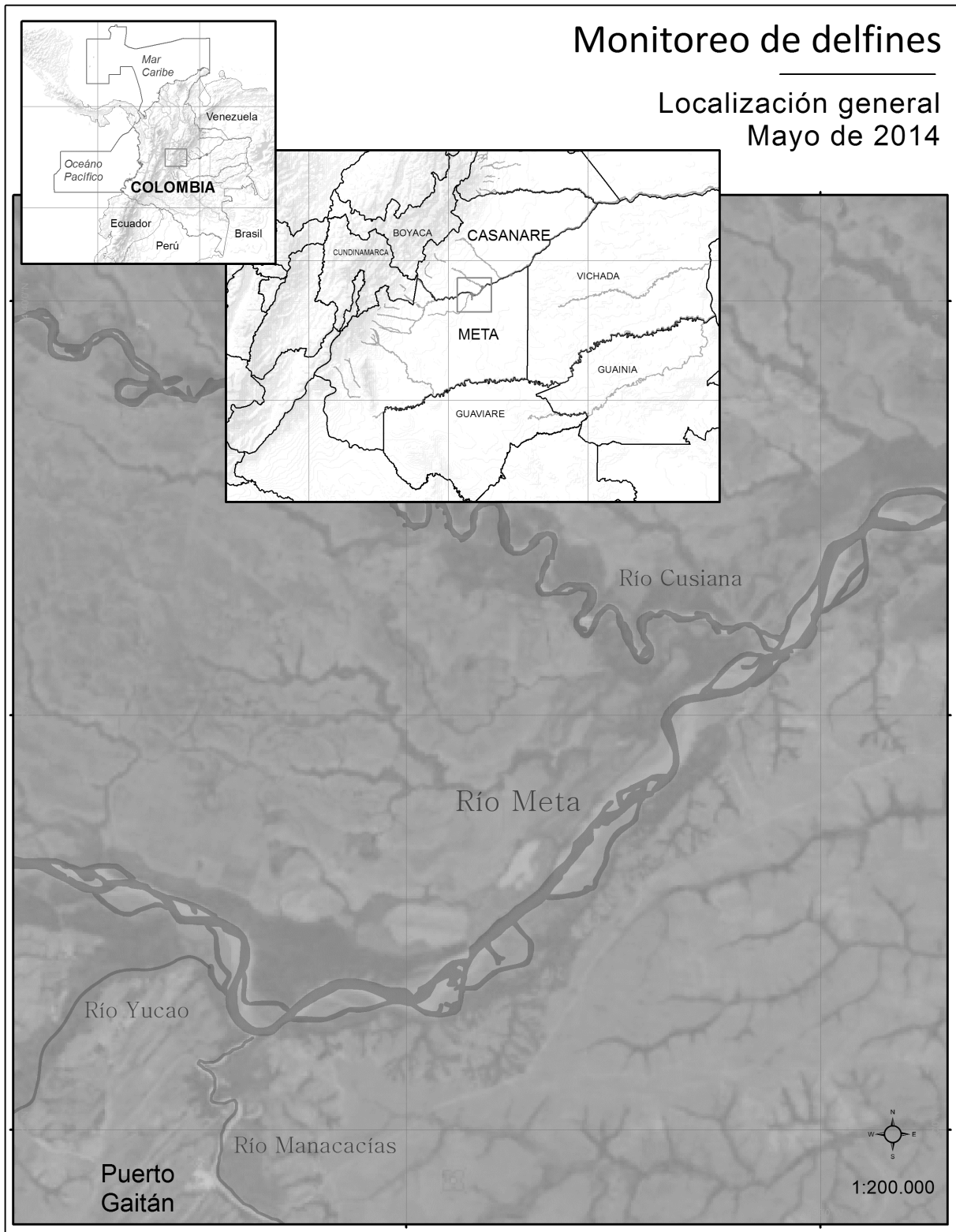


Figura 1. Ubicación espacial de las áreas de estudio en los ríos Manacacias, Yucao, Cusiana y Meta.

Diseño de los transectos. Se establecieron cuatro tipos de hábitats con base en las conductas etológicas establecidas para los delfines de río y en criterios limnológicos para la cuenca, como a) río principal, b) confluencias, c) canales, y d) islas. El diseño de muestreo para los tipos de hábitat establecidos empleó una combinación de transectos en banda (paralelos a la orilla que mantenían una distancia de 150 m) y transectos lineales (en un ángulo de 45° respecto de la orilla; Gómez-Salazar *et al.* 2011). Los transectos en banda se realizaron en todos los tipos de hábitat y los transectos en línea solo se realizaron en el río principal. En el caso de los tipos de hábitat donde el ancho es menor a 400 m, se tomó la distancia a cada lado de la orilla. Se diligenció una planilla de esfuerzo de muestreo, donde se registraron los datos de distancia de los transectos, coordenadas de la zona y tipos de eventos (observaciones y amenazas de origen antrópico).

Tabla 1. Tipos de hábitat estudiados: área, longitud de los transectos y *N* trans (número de transectos realizados por tipo de hábitat). *S* transectos en banda de 200m y *L* transectos en línea.

Cuenca	Ríos	Tipo de Hábitat	Área (km ²)		Longitud (Km)		Ntrans	
			S	L	S	L	S	L
Meta	Manacacías	Canal	3.5		35.0		14.0	
		Confluencia	1.0		10.0		4.0	
		Río principal						
		Islas						
	Meta	Canal	8.8	1.6	40.0	7.2	16.0	9.0
		Confluencia	2.2		10.0		4.0	
		Río principal	23.6		107.5		43.0	
		Islas	6.0		27.5		11.0	
		Canal			17.5		7.0	
	Yucao	Confluencia			10.0		4.0	
		Río principal						
		Islas	0.7		17.5		7.0	
	Cusiana	Canal	1.0		25.0		10.0	
		Confluencia	0.4		10.0		4.0	
		Río principal						
Islas								
Total investigado		Todos los hábitats	47.3	1.6	310.0	7.2		
Todos los transectos						124.0	9.0	

Tensores antrópicos y valoración del índice de degradación de ecosistemas de agua dulce. El índice de degradación para ecosistemas lóticos fue desarrollado por Gómez-Salazar *et al.* (2012) y considera diez tensores antrópicos (Tablas 2 y 3), agrupados en cuatro categorías: I) calidad del agua, II) modificación del hábitat, III) explotación de especies y IV) asentamientos humanos y ciudades. Cada tensor fue categorizado con valores de 0 a 3 de acuerdo con los cuatro tipos de impactos considerados: (0) cuando el disturbio es ausente/ no hay disturbio, (1) cuando el disturbio es bajo, (2) medio y (3) alto (Tabla 4). El valor del índice para las categorías (calidad del agua) es (I), modificación del hábitat; (II) y explotación de especies (III; Tabla 3). A continuación, se calculó el valor promedio de estos tensores para ser considerados en el valor general del índice, obtenido por medio de la sumatoria de los valores resultantes para las tres categorías evaluadas (Tabla 4). Se estableció el valor general del índice en el rango entre 0 y 8.5 (8.5 consiste en una alta degradación). La información relacionada con el tamaño de la población (asentamientos humanos

Tabla 2. Principales tensores antrópicos responsables de la degradación de los sistemas acuáticos y sus impactos sobre los ecosistemas acuáticos. Fuente: Gómez-Salazar et al. (2012). Alcamo et al. (2005), Hoekstra et al. (2011), Revenga et al. (2000), Alkemade et al. (2009), Moyle and Randall (1998), Alcamo et al. (2003), GIWA (2002), Milà i Canals et al. (2009), Falkenmark (1997), Bennett et al. (2004), Karr y Chu (1999), Vörösmarty et al. (2000), Vörösmarty et al. (2010).

Tensores antrópicos	Impactos de los tensores antrópicos en los ecosistemas acuáticos continentales
Cantidad de agua	Captación de agua para uso doméstico, industrial y necesidades agrícolas, reservorios con capacidad de almacenamiento.
Calidad de agua	Fuente puntual y fuentes no puntuales de contaminantes (e. g., contaminantes orgánicos, incremento de nutrientes, metales pesados, contaminación microbiana, compuestos tóxicos orgánicos), partículas suspendidas, temperatura.
Modificación del hábitat	Caminos, represas, reservorios, transformación de la tierra, uso intenso de la tierra, agricultura, vegetación removida, fragmentación.
Explotación de especies	Presión por pesquerías, prácticas destructivas de pesca (e. g., pesca con explosivos o empleando sustancias tóxicas), capturas excesivas y descartes, acuicultura.
Cambio climático	Incremento en la temperatura del agua, disminución en la precipitación, incremento en la acidificación, cambios en la producción primaria.
Introducción de especies	Incremento en las tasas de introducción de especies en los sistemas dulceacuícolas y éxito en las tasas de esta introducción.

y ciudades, IV; Tabla 4). En el área de estudio en la cuenca media del río Meta se obtuvo usando bases de datos del censo de la población en las localidades asentadas sobre la cuenca del Meta (Tabla 4, DANE 2005). Las amenazas en un futuro de los ecosistemas dulceacuícolas continentales para cada tensor antrópico se establecieron mediante el conocimiento y las experiencias adquiridas a través del trabajo de los investigadores en la región, y por el acceso a información como el desarrollo de proyectos sobre recursos hídricos en la cuenca (Tabla 4).

Estimación poblacional de los delfines de río en la cuenca media del río Meta

Estimaciones de densidad y tamaño de grupo. Los datos obtenidos a través de los transectos en banda se estimaron empleando el software DISTANCE, versión 5.0 (Buckland et al. 2001; Thomas et al. 2002; Thomas et al. 2010; Gómez-Salazar et al. 2011). La densidad poblacional (D) se evaluó como:

$$D = nE(i)f(0)/2Lg(0)$$

donde n: Número de grupos observados; E (i) es el estimado del tamaño para cada grupo de la población en un hábitat tipo i; f (0) es la observación de la densidad probable a distancia perpendicular 0; L es la longitud del transecto total, y g (0) es la probabilidad de observación de un grupo en la línea de transecto.

Usando los datos de la plataforma de observación, se estimará el g(0). La función de detección fue de aproximadamente 50 m. El modelo de detección seleccionado fue Akaike's Information Criterion (AIC; Burnham y Anderson, 2002).

Los valores de (Pk) estimados para la especie correspondieron a los calculados por Gómez-Salazar et al. (2011), para las cuencas del Orinoco-Amazonía de la especie, y correspondieron a P1 = 0.91 (Distancias del observador 5 - 100 y 100 - 150m) y P2 = 0,523 (0 - 50 y 150 - 200m), de acuerdo con las áreas de detección del tipo de hábitat (Buckland et al. 2001). El $g_{(0)}$ fue tomado de Gómez-Salazar et al. (2011), siendo 0.947 (0.025) para *Inia*.

Tamaño de la población: El tamaño de la población de delfines de río (N_i) para cada hábitat i fue calculado por $N_i = A_i D_i$.

En general, el coeficiente de variación del total estimado en el río fue calculado de la siguiente manera:

$$CV(N_i) = \sqrt{\sum SE(N_i)^2 / \sum N_i}$$

Tabla 3. Tensores humanos y definiciones para cada categoría de impacto. Los códigos para valorar las categorías de impacto son (0) no disturbio registrado, (1) bajo disturbio, (2) disturbio medio, (3) disturbio alto. Algunos tensores antrópicos no incluyen categorías de impacto (-). Fuente: Gómez-Salazar *et al.* (2012).

Tensores antrópicos		Categorías de impacto		
I. Calidad del agua		Baja (1)	Media (2)	Alta (3)
1. Explotación petrolera	Cualquier tamaño	100–200 km	50–100 km	Rango 50 km
2. Turismo	Estaciones turísticas	50–100 km	Rango 50 km	–
3. Tráfico de embarcaciones	Comercial, pesca artesanal y deportiva, o transporte	Rutas esporádicas	Conocimiento de rutas establecidas	–
4. Minería	Cualquier tipo	100–200 km	50–100 km	Rango 50 km
II. Modificación del Hábitat				
5. Represas	Cualquier tamaño	500–1000 km río abajo o 100–200 km río arriba	200–500 km río abajo o 50–100 km río arriba	Rango 200 km Río abajo y/o dentro de 50 km río arriba
6. Hidrovías	Cualquier tamaño	500–1000 km río abajo o 100–200 km río arriba	500–1000 km río abajo o 100–200 km río arriba	Dentro 200 km Río abajo y/o dentro 50 km río arriba
III. Explotación de especies				
7. En malles accidentales/ muerte de delfines por competición por recursos (peces)	Número de delfines muertos por enmalles / o muerte directa	Raro (registrada al menos dos veces en el área)	Ocasional (registrado solamente una vez por año)	Frecuente (Registrado solamente una vez por mes)
8. Matanzas deliberadas de delfines de río para su utilización como carnada en la pesca de <i>Calophrys macropterus</i> (mota, simí o piracatinga)	Número de delfines muertos capturados para carnada	Raro (registrada al menos dos veces en el área)	Ocasional (registrado solamente una vez por año)	Frecuente (e.g., pesquerías de mota establecida en el área)
9. Pesquerías		Subsistencia	Comercial, destinación de las ciudades dentro de la cuenca del río	Comercial, destinación de las ciudades dentro y fuera de la cuenca del río
IV. Ciudades y Asentamientos humanos				
10. Tamaño de la población		Por debajo de 100,000	Entre 100,000 y 200,000	Más de 200,000

Resultados y discusión

Tensores antrópicos y valoración del índice de degradación de ecosistemas de agua dulce.

Se calculó el valor general del índice de degradación de un ecosistema acuático continental considerando la propuesta de Gómez *et al.* (2012), cuyos rangos se encuentran entre 0 y 8.5 (8.5 se ubica en una alta degradación). Se obtuvieron valores altos, entre 6.2 y 6.5, en los muestreos realizados, durante los meses de marzo (aguas bajas) y mayo (aguas altas) de 2014. Los resultados coinciden con lo expuesto por Gómez *et al.* (2012), quien reporta valores de 6.5 para el índice. Debe anotarse que la intensidad de estos tensores antrópicos presenta un comportamiento diferencial entre los dos periodos hidrológicos. Se incrementa su impacto durante el periodo de aguas altas en la categoría de explotación de especies, específicamente en la actividad de pesquerías. Lo anterior se debe al incremento de dicha actividad, estimulada por los procesos de migraciones reproductivas de la fauna íctica, generados a su vez por las precipitaciones, en las que se implementan artes de pesca, como redes y trasmallos, que aumentan la probabilidad de capturas incidentales de estos cetáceos. En relación con el periodo de aguas altas, se incrementan actividades como el tráfico de embarcación y la actividad pesquera (Tabla 5).

Tabla 4. Valor general del índice para medir cada impacto (alto, medio y bajo) y niveles de riesgo de amenazas de los ecosistemas acuáticos en degradación. El valor general del índice es la sumatoria del promedio para obtener las cuatro categorías de tensores antrópicos (calidad del agua, modificación del hábitat, explotación de especies, ciudades y asentamientos humanos). Fuente: Gómez-Salazar *et al.* (2012).

Valor general del índice		Sumatoria de los diferentes tipos de tensores
Alto	Tensores antrópicos clasificados como altos o medios, no tensores clasificados como bajos.	≥ 4
Medio	Tensores antrópicos clasificados como medios.	≥ 3 y < 4
Bajo	Tensores antrópicos son clasificados como bajos o no conocidos.	< 3
Riesgo de amenazas ambientales (en los próximos 10 años)		
↑	Expectativa de la amenaza a incrementarse (e.g. planificación y construcción de proyectos en los ecosistemas acuáticos, incremento en el número de estaciones, etc.).	
→	Expectativa de un comportamiento similar, en algunos casos el incremento de la población es una expectativa.	
↓	La expectativa del riesgo se reduce gracias algunas acciones de conservación en el área.	
	El riesgo no registrado en el área y no presenta una expectativa de aparecer en los próximos años.	

Se logró establecer en el área procesos de expansión de la actividad petrolera. Sumada a un modelo económico extractivo basado en el monocultivo de palma, soya y ganadería extensiva, se convierte en la principal amenaza contra la especie (Gómez-Salazar *et al.* 2012). Igualmente, se registraron vertimientos de aguas domésticas del municipio de Puerto Gaitán y una inadecuada disposición de los residuos sólidos debida a los asentamientos humanos ubicados en la ribera del río Meta y sus tributarios. Por otro lado, la actividad turística en esta zona genera gran cantidad de residuos sólidos, especialmente durante los festivales que se organizan en el municipio de Puerto Gaitán. Hay que añadir el aumento considerable de embarcaciones que circulan en zonas de importancia ecológica para la especie.

Adicionalmente, el establecimiento de cultivos agroindustriales de las diferentes variedades de arroz (*Oryza sativa*), palma africana o aceitera (*Elaeis guineensis*) y soya (*Glycine max*) genera una importante transformación del paisaje y reduce la cobertura forestal nativa. Las actividades asociadas a estos modelos productivos, como el aprovechamiento forestal y la quema, terminan por eliminar la cobertura forestal de tipo arbóreo y arbustivo, y la reducen a plantas pioneras como las gramíneas, con menor capacidad de retener el suelo para evitar de esta forma su erosión y contaminación de fuentes hídricas por el aumento en los niveles de sólidos totales disueltos y suspendidos, así como por la conductividad y la turbiedad. Este fenómeno modifica en el corto plazo los ciclos biogeoquímicos y la productividad primaria en los sistemas acuáticos y altera la calidad físico-química y biológica del recurso hídrico.

Tabla 5. Valor del índice y riesgo de amenazas contra un ecosistema acuático en degradación, y tamaño de la población en la cuenca hidrográfica del río Meta. La dirección de las flechas indica si el riesgo de degradación es una expectativa que se incrementa, decrece o se mantiene. Valor general del índice es la sumatoria del promedio de las cuatro categorías de tensores antrópicos (calidad del agua, modificación de hábitat, explotación de especies, asentamientos humanos y ciudades. Abreviaturas: Muestreo 1 (realizado durante marzo, en el periodo de aguas bajas) y Muestreo 2 (realizado durante mayo, en el periodo de aguas altas). Fuente: Gómez-Salazar *et al.* (2012).

Tensores antrópicos	Gómez et al. (2012)	Muestreo 1	Muestreo 2
Valor general del índice	6.5	6.2	6.5
I. Calidad del agua	2.5	2.5	2.5
1. Explotación petrolera	3↑	3↑	3↑
2. Turismo	2↑	2↑	2↑
3. Tráfico de embarcaciones	2↑	2↑	2↑
4. Minería	3↑	3↑	3↑
II. Modificación del hábitat	-	-	-
5. Represas	-	-	-
6. Hidrovías	-	-	-
III. Explotación de especies	2→	1.7→	2→
7. En malles accidentales/muerte de delfines por competición por recursos (peces)	2↑	2↑	2↑
8. Matanzas deliberadas de delfines de río para su utilización como carnada en la pesca de <i>Calophrys macropterus</i> (mota, simí o piracatinga)	1↑	1↑	1↑
9. Pesquerías	3↑	2↑	3↑
IV. Ciudades y asentamientos humanos	2→	2→	2→
10. Tamaño de la población	181,276	181,276	181,276

Otra amenaza es el incremento en el tráfico de embarcaciones de transporte de pasajeros y mercancías que pueden ocasionar colisiones con los delfines y generar el desplazamiento de los lugares de caza y reproducción, como las confluencias, debido al aumento en los niveles de ruido. En las dos salidas de campo (marzo y mayo) se registraron 21 embarcaciones de transporte de los habitantes de la ribera del río y 16 de transporte de pasajeros en la ruta entre los municipios de Puerto Gaitán-Puerto Carreño (Figura 2).

En cuanto a las posibles modificaciones de los hábitats en un futuro, existen planes para construir una hidrovía. Esto puede interferir con los patrones de inundación y causar la fragmentación de las poblaciones de delfines, así como la disminución del recurso íctico (WCD 2000). Cabe recalcar que la extinción del delfín de río Yangtzé o baiji (*Lipotes vexillifer*) en China se produjo principalmente como resultado de la fragmentación de sus poblaciones (Reeves et al. 2003).

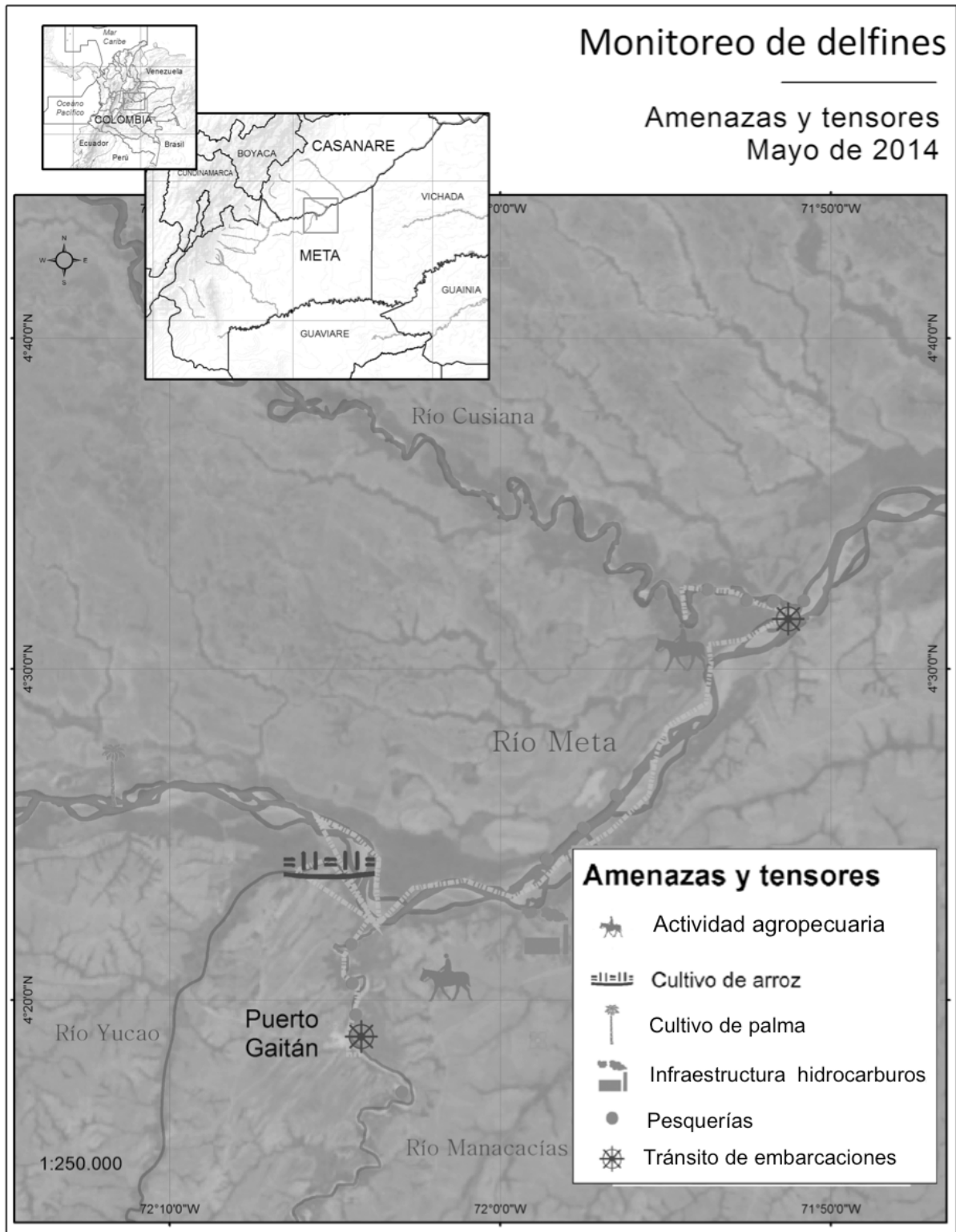


Figura 2. Ubicación espacial de las amenazas y tensores ambientales identificados en el área de estudio en los ríos Manacacías, Yucao, Cusiana y Meta.

Actividades como la pesca deportiva y artesanal no solamente aumentan el tráfico de embarcaciones, niveles de ruido y peligro de enmallamiento accidental de estos cetáceos en las redes dispuestas a lo largo de los ríos asociados a la cuenca del río Meta. También vierten hidrocarburos y aceites en detrimento de la calidad física, química y biológica del agua (Figura 2). En total, se registraron 16 embarcaciones para esta actividad, de las cuales 11 correspondieron a actividades de pesca deportiva y 5 a labores de pesca artesanal desarrollada con artes de pesca perjudiciales para los delfines, como calandrios y trasmallos, que son estacionarios y están compuestos de redes de monofilamento. Lo anterior propicia que los delfines queden atrapados y puedan ahogarse. La actividad de desplazamiento a los lugares de pesca se realiza mediante las embarcaciones propulsadas por motor fuera de borda. De tal modo, no sólo aumentan las posibilidades de colisión y afectación a los delfines rosados, sino también al resto de la fauna asociada a los ecosistemas acuáticos. Esto se evidenció al encontrar a un individuo de babilla (*Crocodylus* sp.) muerto a causa de la colisión incidental con una embarcación.

Finalmente, el crecimiento demográfico de los núcleos o asentamientos urbanos se prevé que será considerable en los próximos años, debido principalmente a la migración de personas de diferentes lugares del país en busca de articulación con los diferentes modos actuales de producción regional, como la industria petrolera y la agroindustria.

Estimación poblacional de los delfines de río en la cuenca media del río Meta. Los resultados se presentan en función del número estimado de animales, entendido como la relación entre el total de individuos observados en cada tipo de hábitat por área (Km²). Se obtuvo un número estimado de animales que osciló entre 22 individuos durante el periodo de aguas bajas (marzo) y 46 individuos en altas (mayo) en las 21 observaciones realizadas durante los dos periodos evaluados (Figura 3 y Tabla 6).

Tabla 6. Número estimado de delfines en cada uno de los muestreos realizados Ni (a) aguas bajas (marzo) y Ni (b) altas (mayo) en cada tipo de hábitat en la cuenca del río Meta.

Cuenca	Ríos	Tipo de hábitat	Número estimado de delfines		
			Área (km ²)	Ni (a)	Ni (b)
Meta	Manacacías	Canal	3.5	0.1	0.4
		Confluencia	1.0	1.1	2.5
		Río Principal			
		Islas			
	Meta	Canal	10.4	0.3	1.0
		Confluencia	2.2	2.4	5.6
		Río principal	23.6	17.7	35.5
		Islas	6.0		
		Canal			
	Yucao	Confluencia			
		Río principal			
		Islas	0.7		
	Cusiana	Canal	1.0	0.03	0.1
		Confluencia	0.4	0.4	1.0
		Río principal			
Islas					
Total investigado		Todos los hábitats	47.3	22.2	46.1

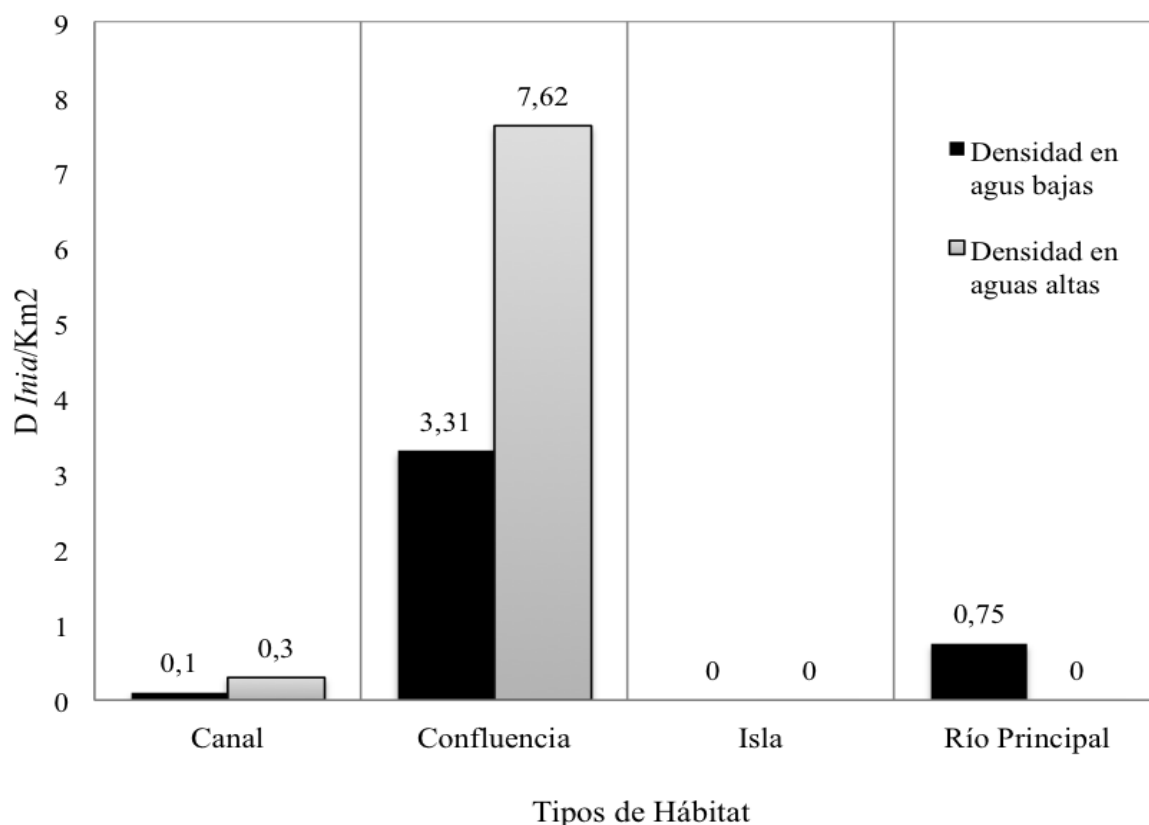


Figura 3. Variación de la densidad de *Inia geoffrensis humboldtiana* en los diferentes tipos de hábitat muestreados durante las dos jornadas de campo realizadas en dos periodos hidrológicos.

La variación de las densidades de la especie durante los periodos de estudio se dio en función del tipo de hábitat: Confluencia $D = 3.3 - 7.62$ *Inia*/Km², Río Principal $D = 0.75 - 1.5$ *Inia*/Km² y Canal $D = 0.1 - 0.30$ *Inia*/Km². En el tipo de hábitat Isla, no se registraron observaciones (Figura 3 y Tabla 7).

El tamaño de grupo promedio para obtener los dos muestreos en aguas bajas y ascenso en el río Meta correspondió a 1.42 (0.74 SD) y estuvo influido por factores como el pulso de inundación que determina los niveles de productividad primaria de los sistemas acuáticos asociados a la cuenca del río Meta, al igual que la conectividad entre los tributarios como los ríos Manacías y Yucao, y el cauce principal del Meta en su cuenca media. De esta forma, se mejoró la conectividad y la funcionalidad de estos ecosistemas, así como las distribuciones de las especies que se encuentran asociadas a estas cuencas.

Tabla 7. Promedio de la tasa de avistamiento (n/l), estimativo de densidad (D) y coeficiente de variación para medir la tasa de encuentro CV (er) en el río Meta durante los periodos de aguas bajas y altas.

Hábitat	Aguas bajas (Marzo)			Aguas altas (Marzo)		
	N/L	D <i>Inia</i> /Km ²	CV(er)	N/L	D <i>Inia</i> /Km ²	CV(er)
Canal	0.06	0.10	1.00	0.06	0.30	2.00
Confluencia	1.40	***3.31	0.60	1.44	7.62	1.20
Isla	0	0	0	0	0	0
Río principal	0.28	0.75	1.14	0.28	1.50	2.29

Los resultados durante el periodo de aguas altas coinciden con lo expuesto por Gómez-Salazar *et al.* (2011). Se reportaron densidades de $D = 9.92$ *Inia*/Km² en el tipo de hábitat Confluencia, río Principal $D = 9.5$ *Inia*/Km² y Canal $D = 3.16$ *Inia*/Km². Sin embargo, Gómez-Salazar *et al.* (2011) registra densidades de $D = 1.24$ *Inia*/Km² en el tipo de hábitat Isla. Esta diferencia de resultados reportados en el tipo de hábitat Isla posiblemente se deba a una mayor área muestreada (Puerto Gaitán-Puerto Carreño) por Gómez-Salazar *et al.* (2011) en segmentos más anchos del río.

Este estudio permitió identificar las confluencias entre los ríos Manacacías-Yucao, y Meta y Cusiana-Meta, como zonas de una alta productividad en relación con el recurso pesquero durante los diferentes periodos hidrológicos estudiados. Por lo tanto, se proponen como zonas prioritarias para la conservación de la especie, dada su importancia ecológica al presentar los mayores valores de densidades en los tipos de hábitat evaluados. Esto coincide



Figura 4. (a) y (b) Observaciones de individuos de *Inia geoffrensis* en río Yucao. (c) y (d) Individuos en tránsito por el río Meta. (e) Observación realizada en la confluencia de los ríos Meta, Yucao y Manacacías. (f) Individuo en la confluencia de los ríos Meta-Cusiana.

con lo expuesto por Trujillo y Diazgranados (2004), y con Gómez-Salazar *et al.* (2011), quienes relacionan el mayor número de individuos en las confluencias en los ríos Meta y Orinoco (Figura 4). Posiblemente allí puedan presentarse conflictos con pesquerías por un recurso pesquero cada vez más escaso. La información obtenida permitió establecer la importancia de estas áreas como fuente de alimentación debido al encuentro de aguas y al paso obligado para la mayoría de los peces que realizan migraciones entre los ríos y sus tributarios. Estos lugares se convierten en algunos de los más preferidos por los delfines en sus actividades de alimentación (Smith, 1993; Trujillo, 2000; Trujillo *et al.* 2008). Asimismo, Trujillo y Diazgranados (2004) sugieren que haya esfuerzos de conservación en las confluencias. De esta forma, se garantizaría la presencia de los delfines y también de las especies que se encuentran asociadas a estos sistemas. Este estudio, junto con otros realizados



Figura 5. (a) y (b) Observaciones de dos individuos de *Inia geoffrensis* en río Yucao. (c) y (d) Individuos en tránsito por el río Meta. (e) Cinco individuos de la especie en la confluencia de los ríos Meta, Yucao y Manacacías.

anteriormente, sugiere que las confluencias (ríos Meta-Manacacías y Yucao / Cusiana-Meta) constituyen los hábitats más importantes para *I. geoffrensis* en la cuenca del río Meta. En dichos lugares ocurren algunas actividades muy importantes para los delfines, como la alimentación, la socialización, la reproducción y la crianza (Figura 5).

La intensidad en estas alteraciones ambientales de origen antrópico, como la disminución en la cantidad y calidad del agua, la modificación del hábitat, la explotación de especies y el incremento en los asentamientos humanos (producto de los modelos productivos agroindustriales e hidrocarburos que se desarrollan actualmente en la cuenca del río Meta) podrían incidir en los resultados obtenidos. Podrían así presentarse bajas densidades de delfines en los diferentes tipos de hábitats en relación con otras áreas de estudio, como la Amazonía de Colombia. De esta manera, dichos mamíferos acuáticos se presentarían como indicadores del estado de salud de los ecosistemas acuáticos donde habitan (Gómez-Salazar *et al.* 2011).

Conclusiones

Los ecosistemas acuáticos evaluados en las áreas de estudio presentan un índice de degradación alto, influido principalmente por la alteración en la calidad del agua, la modificación del hábitat y la explotación de especies. Del mismo modo, se observa que el incremento de los asentamientos humanos en la región posiblemente se incrementen con el tiempo.

La intensidad en estas alteraciones ambientales de origen antrópico, así como su tendencia a incrementarse a lo largo del tiempo podrían reflejarse en bajas densidades de delfines en relación con otras áreas menos intervenidas, además de su posible disminución poblacional a largo plazo.

Algunas de las confluencias más importantes (puntos calientes: *hot spots*), identificadas como propias de los delfines de río durante la investigación, han sido establecidas como áreas prioritarias para conservar la biodiversidad en la cuenca. En consecuencia, los delfines constituyen una valiosa herramienta al ser empleados como especies sombrilla en las diferentes iniciativas de conservación o indicadores del estado de salud de los ecosistemas a una escala regional en la cuenca del río Meta.

Se sugiere fortalecer el proceso de educación ambiental en aspectos como buenas prácticas de pesca, uso de combustibles y motores fuera de borda con pescadores y motoristas igualmente en buenas prácticas de avistamientos y turismo responsable.

Finalmente consideramos importante establecer un diálogo con el sector productivo regional Hidrocarburos, agroindustria (porcícola, plantaciones de palma de aceite, soya y arroz) a fin de generar buenas prácticas agropecuarias y ambientales que permitan garantizar los atributos ecológicos y ambientales de la cuenca del río Meta.

Agradecimientos

Este proyecto se realizó como parte del proyecto Caracterización de las prácticas potencialmente conflictivas con los delfines de río y estimaciones de su abundancia en los ríos Meta, Manacacías y Yucao. Agradecemos el apoyo de la Corporación para el Desarrollo Sostenible del Área de Manejo Especial de la Macarena (CORMACARENA) y a , Whitley Fund for Nature-Fondation Segré y WWF-Colombia. De manera especial agradecemos a todas las personas de Puerto Gaitán por su ayuda durante el trabajo de campo. Finalmente agradecemos a los revisores anónimos que, con sus sugerencias y aportaciones, hicieron de este un mejor trabajo.

Resumen

Introducción: El proceso de especiación del género *Inia* (familia Iniidae) fue resultado del aislamiento entre cuencas por procesos geomorfológicos, lo que dio lugar a tres especies: 1) *I. geoffrensis*, en los ríos Amazonas y Orinoco; 2) *I. boliviensis*, en la cuenca alta de río Madeira en Bolivia (la recientemente descrita), y 3) *I. araguaiaensis*, en el complejo hidrográfico formado por los ríos Araguaia–Tocantins, en la amazonia brasilera. La importancia de los delfines rosados en los ecosistemas acuáticos dulceacuícolas donde habitan se sustenta, por: 1) Son los depredadores tope en las redes tróficas; 2) bioindicadores de la salud de los ecosistemas; 3) su significancia cultural y mitológica en etnias como los Sikuanis del Orinoco y los Ticuna del Amazonas; 4) Su valor económico, principalmente como atractivo turístico. El estatus de conservación de las poblaciones del delfín de río (*I. g. humboldtiana*), es poco conocido. Sin embargo, sus poblaciones se encuentran amenazadas por actividades humanas realizadas en los ambientes acuáticos y terrestres, afectando su distribución a lo largo de la cuenca. Esta investigación participa de un esfuerzo interinstitucional de la Corporación para el Desarrollo Sostenible del Área de Manejo Especial de la Macarena (CORMACARENA) y de la Fundación Omacha. El objetivo fue evaluar, monitorear y generar estrategias para la conservación de las poblaciones del delfín rosado en la cuenca media del río Meta y en sus tributarios Manacacías, Yucao y Cusiana.

Materiales y Métodos: Se llevó a cabo un estudio multitemporal a fin de establecer las amenazas de origen antrópico y la densidad de la especie durante dos periodos hidrológicos a lo largo de 317.2 km⁻¹ lineales en la cuenca media del río Meta y sus tributarios. Para estudiar los cursos de agua muestreados, se calculó el índice de degradación en corrientes de aguas continentales desarrollado por Gómez-Salazar et al. (2012). La alteración en la calidad del agua; modificación del hábitat; la explotación de especies, y el incremento en los asentamientos humanos fueron identificados como tensores para la conservación de la especie en el área de estudio.

Resultados: Se registró valores altos para el índice de degradación, con potencial incremento a futuro. Las confluencias son identificadas como áreas prioritarias para la conservación de la especie. El desarrollo de proyectos infraestructura fueron identificados a lo largo del tiempo como la principal amenaza a la conservación de los ecosistemas acuáticos asociados a esta cuenca. Los diferentes periodos hidrológicos fueron identificados como una variable importante, afectando la dinámica de las especies y determinando la intensidad de los tensores antrópicos durante los periodos hidrológicos evaluados. Calidad del agua, modificación de hábitat, y explotación de especies se presentaron durante el periodo de aguas bajas; tráfico de embarcaciones y actividades de pesca son más frecuente durante el periodo de aguas altas para la región.

Discusión y conclusiones: Para el río Meta, la calidad del agua y la explotación de especies fueron los mayores tensores para los delfines presentando bajas densidades para el área de estudio en comparación con las densidades reportadas para la cuenca del Amazonas. Se considera que este análisis no es definitivo y más estudios son necesarios para confirmar esta hipótesis. Finalmente, las confluencias de los ríos fueron identificadas como (puntos calientes: *hot spots*) para la conservación de los delfines. Los delfines constituyen una valiosa herramienta al ser empleados como especies sombrilla, ideal para el desarrollo de estrategias de conservación en la región.

Palabras clave: Amenazas y conservación, índice de degradación, río Meta, Tonina.

Literatura citada

- ALCAMO, J., P. DÖLL, T. HENRICH, F. KASPAR, B. LEHNER, T. RÖSCH, Y S. SIEBERT. 2003. Global estimates of water withdrawals and availability under current and future “business-as-usual” conditions. *Hydrological Sciences Journal* 48:339–348.
- ALCAMO, J., D. VAN VUUREN, W. CRAMER, T. MASUI, J. ALDER, Y K. SCHULZE. 2005. Changes in ecosystem services and their drivers across the scenarios. In: *Ecosystems and human well-being 2*:297-373. Millenium Ecosystem Assessment. Washington, EE. UU.
- ALKEMADE, R., M. VAN OORSCHOT, L. MILES, C. NELLEMAN, M. BAKKENES, Y B. TEN BRINK. 2009. GLOBIO3: a framework to investigate options for reducing global terrestrial biodiversity loss. *Ecosystems* 12:374–390.
- ASHLEY, J. M. 1987. African Palm Oil: Impacts in Equador’s Amazon. *Cultural Survival Quarterly* 11:55-60.
- BENNETT, H. H., M. MULLEN, P. STEWART, J. SAWYER, Y E. CLIFF WEBBER. 2004. Development of an invertebrate community index for an Alabama coastal plain watershed. *Journal American Water Resource Association* 40:43–51.
- BUCKLAND, S. T., D. R. ANDERSON, K. P. BURNHAM, Y J. L. LAAKE. 2001. *Introduction to Distance sampling: Estimating abundance of biological populations*. Oxford University Press. Oxford, Reino Unido.

- BURNHAM, K. P., Y D. R. ANDERSON.** 2002. Model selection and multimodel inference: A practical information-theoretic approach. Springer-Verlag. New York, EE. UU.
- DEPARTAMENTO ADMINISTRATIVO NACIONAL DE ESTADÍSTICA (DANE).** 2005. Censo General 2005. <http://www.dane.gov.co/index.php/poblacion-y-demografia/censos>.
- DA SILVA, V. M. F.** 1994. Aspects of the biology of the Amazonian dolphins genus *Inia* and *Sotalia fluviatilis*. Cambridge University Press. Cambridge, Reino Unido.
- FALKENMARK, M.** 1997. Meeting water requirements of an expanding world population. Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Serie B: Biological Sciences 352:929–936. London, Reino Unido.
- GLOBAL INTERNATIONAL WATER ASSESSMENT (GIWA).** 2002. Methodology. University of Kalmar, UNEP. Kalmar, Sweden.
- GÓMEZ-SALAZAR, C., F. TRUJILLO, M. PORTOCARRERO-AYA, Y H. WHITEHEAD.** 2011. Population, density estimates, and conservation of river dolphins (*Inia* and *Sotalia*) in the Amazon and Orinoco river basins. Marine Mammal Science 28:124-153.
- GÓMEZ-SALAZAR, C., M. COLL, Y H. WHITEHEAD.** 2012. River dolphins as indicators of ecosystem degradation in large tropical rivers. Ecological Indicators 23:19-26.
- HOEKSTRA, A. Y., A. K. CHAPAGAIN, M. M. ALDAYA, Y M. M. MEKONNEN.** 2011. The Water Footprint Assessment Manual: Setting the Global Standard. Earthscan, Reino Unido.
- HRBEK, T., V. M. F. DA SILVA, N. DUTRA, W. GRAVENA, A. R. MARTIN, Y I. P. FARIAS.** 2014. A new species of river dolphin from Brazil or: how little do we know our biodiversity. PLoS ONE 9(1): e83623.
- KARR, J. R., Y E. W. CHU.** 1999. Restoring Life in Running Waters: Better Biological Monitoring. Island Press. Washington, EE. UU.
- MILÀ I CANALS, L., J. CHENOWETH, A. CHAPAGAIN, S. ORR, A. ANTÓN, Y R. CLIFT.** 2009. Assessing freshwater use impacts in LCA: Part I – inventory modelling and characterisation factors for the main impact pathways. International Journal of Life Cycle Assessment 14:28–42.
- MOYLE, P. M., Y P. J. RANDALL.** 1998. Evaluating the biotic integrity of watersheds in the Sierra Nevada, California. Conservation Biology 12:1318–1326.
- REEVES, R. R., B. D. SMITH, E. CRESPO, Y G. NOTARBARTOLO DI SCIARA.** 2003. Dolphins, Whales and Porpoises: 2002–2010 Conservation Action Plan for the World's Cetaceans. IUCN/SSC Cetacean Specialist Group, IUCN. Gland, Switzerland and Cambridge, Reino Unido.
- REVENGA, C., J. BRUNNER, N. HENNINGER, K. KASSEM, Y R. PAYNE.** 2000. Pilot Analysis of Global Ecosystems: Freshwater Systems.
- SMITH, B.** 1993. Status and conservation of the Ganges River dolphin *Platanista gangetica* in the Karnali River, Nepal. Biological Conservation 66:159-169.
- THOMAS, L., S. T. BUCKLAND, K. P. BURNHAM, D. R. AANDERSON, J. L. LAAKE, D. R. BORCHERS, Y S. STRINDBERG.** 2002. Distance sampling. Encyclopedia of environmetrics 1:544–552.
- THOMAS, L., S. T. BUCKLAND, E. A. REXTAD, J. L. LAAKE, S. STRINDBERG, S. HEDLEY, J. R. B. BISHOP, T. MARQUES, Y K. P. BURNHAM.** 2010. Distance software: Design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. Journal of Applied Ecology 47:5–14.
- TRUJILLO, F.** 2000. Habitat use and social behavior of freshwater dolphin *Inia geoffrensis* (de Blanville, 1817) in the Amazon and Orinoco basins. Ph.D. Thesis, Aberdeen University. Scotland, Reino Unido.
- TRUJILLO, F., Y M. C. DIAZGRANADOS.** 2004. Variación estacional en el uso del hábitat del delfín de río, *Inia geoffrensis humboldtiana*, en la Orinoquía Colombiana. En: Fauna Acuática de la Orinoquía Colombiana (Diazgranados M. C., y F. Trujillo, eds.). Instituto de Estudios Ambientales para el Desarrollo. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá, Colombia.
- TRUJILLO, F., M. PORTOCARRERO, Y C. GÓMEZ.** 2008. Plan de Manejo y Conservación de Especies Amenazadas en la Reserva de Biosfera El Tuparro: Delfines de río, Manatíes, Nutrias, Jaguares y Tortugas del

género *Podocnemis*. Proyecto Pijiwi Orinoko (Fundación Omacha -Fundación Horizonte Verde) Forest Conservation Agreement. Bogotá, Colombia.

TRUJILLO, F., Y M. C. DIAZGRANADOS. 2012. Delfines de río. Embajadores de la conservación en la Amazonía y Orinoquía. Fundación Omacha-CEPCOLSA. Bogotá, Colombia.

VÖRÖSMARTY, C. J., P. GREEN, J. SALISBURY, Y R. B. LAMMERS. 2000. Global water resources: vulnerability from climate change and population growth. *Science* 289:284–288.

VÖRÖSMARTY, C. J., P. B. McINTYRE, M. O. GESSNER, D. DUDGEON, A. PRUSEVICH, P. GREEN, S. GLIDDEN, S. E. BUNN, C. A. SULLIVAN, Y C. R. LIERMANN. 2010. Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature* 467:555–561.

Summited: October 23, 2014

Review: April 2, 2015

Accepted: May 2, 2015

Associated editor: Juan Pablo Gallo

**Comparative growth rate of bottlenose dolphins
(*Tursiops truncatus*) from three different localities**

Comparación del ritmo de crecimiento de las toninas (*Tursiops truncatus*) pertenecientes a tres localidades distintas

Arturo Romero Tenorio^{1*} y Alberto Delgado Estrella²

¹Retorno Oxpee Lote 17 casa 17, Fraccionamiento Riviera Loltún Solidaridad, 77711, Quintana Roo, México. E-mail: arturomerot@gmail.com

² Facultad de Ciencias Naturales, UNACAR. Calle 56 N° 4, Esq. Av. Concordia, Col. Benito Juárez, 24180, Cd. del Carmen, Campeche. E-mail: delgadoestrella@gmail.com

*Corresponding author

Introduction: In order to know the growing rate of the captive bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) of Via Delphi, the total length and age from three different geographic zone dolphins, from Quintana Roo and Tabasco in Mexico, and some individuals from Cuba (some dolphins were born in captivity) were recorded. The aim of this study was to establish if there were statistic differences between gender and among dolphins from different localities.

Methods: The age of 43 dolphins was determined through the analysis of the growth layers groups (GLG's), The gender of these dolphins was known, the total length of all of them, and the skull length of 12 toninas. The total sample was composed of 17 males and 26 females.

Results: Of these 43 dolphins, 13 were calves between five years to 10 months old. Sexually mature dolphins from Quintana Roo, three males of 18 years old, presented a total length mean of = 253.33 cm \pm 14 cm S. D. (range 239-267 cm, $n = 3$). Females older than 10 years old presented a total length mean of = 250.6 cm \pm 7.5 cm S. D. (range 239-261 cm, $n = 8$). From de State of Tabasco, males older than nine years old, had a mean total length = 236.13 cm \pm 5.2 cm S. D. (range 238-240 cm, $n = 4$). Females were older than eight years old, their mean total length = 239.4 cm \pm 7.4 cm S. D. (range 227-246 cm, $n = 5$). About the Cuban dolphins, The sample from the Cuban dolphins was small (seven dolphins), they compared with dolphins of same sex and age of the two localities.

Discussion: The values of Lmax of bottlenose dolphins in the Southern of the Gulf of Mexico are similar to the bottlenose dolphins in Texas and Florida, no significant statistical differences were found. Differences in growing rates were not found in the Lmax on adult dolphins between localities nor sexes.

Key words: Age; bottlenose dolphins; Cuba; Mexico; total length.

Introducción

A fin de conocer la dinámica de cualquier población, ya sea en vida libre o en cautiverio, es necesario advertir algunos parámetros sobre su historia de vida, además su relación con el entorno. Uno de estos parámetros es la edad. Gracias a la edad en que los individuos alcanzan la madurez sexual, física y/o social, podemos saber cómo está estructurada la población. Esta información puede utilizarse junto con los datos derivados de las tasas de natalidad y mortalidad, con la finalidad de evaluar la condición actual de la población y poder predecir sus tasas de crecimiento. Estas evaluaciones

resultan valiosas en lo referente a los delfines, sobre todo en poblaciones afectadas por diversas actividades humanas, como la caza dirigida, la alteración de su hábitat y, en el caso de los delfines, cuando son víctimas directa o indirectamente de la pesca (Myrick 1991).

La descripción de las características de la historia de vida de los miembros de una población (cetáceos por ejemplo) nos permite cuantificar los factores que influyen o controlan su tamaño y sus patrones de cambio. De tal modo, las poblaciones pueden caracterizarse por su tamaño, el que fluctúa con el tiempo (Wade 2002; Berta *et al.* 2006). De esta manera, la investigación, determinación y documentación de las tasas de crecimiento de los delfines son esenciales para conocer la biología de la población y establecer planes de manejo y de conservación adecuados para el bienestar de los organismos (Berta *et al.* 2006).

En el caso particular de las toninas (*Tursiops truncatus*) aunque se distribuyen mundialmente en aguas tropicales y templadas y son frecuentemente exhibidas y estudiadas en cautiverio, poco se sabe de su historia natural. Sólo se han examinado algunas poblaciones (Mead y Potter 1990).

Las toninas son los cetáceos mejor conocidos y analizados mundialmente. Se han realizado trabajos sobre estimaciones poblacionales, patrones de residencia y uso de hábitat. Incluso se han tratado cuestiones muy finas de biología molecular y genética, que nos permiten conocer la diversidad dentro de las poblaciones, los procesos evolutivos, las relaciones con otras especies, la diferenciación entre formas geográficas, así como separar, si es necesario, a individuos que se encontraban en un mismo taxón en dos o más diferentes. Hay trabajos sobre la historia natural de las toninas (Hohn 1980; Cockroft y Ross 1989; Mead y Potter 1990; Fernández y Hohn 1998), donde se describen las relaciones entre la edad, el sexo, la madurez y la reproducción en zonas geográficas bien definidas. También existen diversos trabajos cuya intención fue verificar si las poblaciones de toninas y otros cetáceos, se ven afectadas (y en qué grado) por las diversas actividades humanas (turismo, pesca, e industria productora de desechos, entre otras) (Reeves *et al.* 2003). En México, las toninas también son uno de los cetáceos más estudiados. Contamos con varios trabajos sobre estimaciones poblacionales, patrones de residencia, movimientos y uso de hábitat (Ballance 1990; Bazúa-Durán y Delgado-Estrella 2014), sobre la interacción de las toninas con otros delfines (Delgado-Estrella 1997) y con otros cetáceos (Gallo-Reynoso 1984). También hay estudios sobre su comportamiento (Bazúa-Durán y Delgado-Estrella 2014). Sin embargo, no encontramos ninguno sobre la historia de vida de toninas en libertad ni en cautiverio. Por ello, es importante presentar los primeros datos sobre relaciones de edad, longitud total y longitud condilobasal de toninas provenientes de los estados de Tabasco y Quintana Roo, así como el análisis de una pequeña muestra de toninas cubanas. Sin duda, al obtener estos resultados y al relacionarlos con otros estudios de conducta, ecología, biología molecular, genética, se podrá contar con un panorama más claro del estado de las poblaciones de toninas en nuestro país y tener las bases necesarias para establecer programas de manejo y conservación.

El objetivo del presente estudio es determinar los patrones de crecimiento de los individuos de tres localidades diferentes, a fin de obtener los valores de edad, longitud total y longitud condilobasal de las toninas resguardadas por Grupo Via Delphi, así como de los individuos encontrados en algunos varamientos en las costas del Golfo de México.

Para esto se determinaron las tasas de crecimiento de las toninas en cautiverio. Se comparó el ritmo de crecimiento entre los sexos y entre las diferentes localidades. Se elaboraron las curvas de crecimiento por sexo y localidad. Se analizaron las diferencias del ritmo de crecimiento de las toninas nacidas en cautiverio. Finalmente, se estableció el tipo de relación entre la edad y la longitud total de los cráneos de tonina, así como la curva de crecimiento que describa el incremento de talla de las toninas.

Materiales y métodos

Los parques Xcaret y Xel-Ha en Quintana Roo, México, mantienen toninas en cautiverio bajo su resguardo. Estas toninas provienen de dos estados de la república mexicana (Tabasco y Quintana Roo, 42 en total). Algunos ejemplares fueron importados de Cuba (13 en total). Las mediciones corporales de las toninas se realizaron mensualmente; se tomaron en línea recta por la parte ventral de los delfines, desde la punta del rostro hasta la escotadura o muesca que divide los lóbulos caudales. Se utilizaron cintas métricas plásticas flexibles con graduación en mm. En el caso de las crías recién nacidas, ocho de ellas de progenitores de Holbox y cuatro más de progenitores de Tabasco, se comenzaron a medir hasta que cumplieron medio año de vida aproximadamente. En etapas anteriores al medio año, las mediciones se llevaron a cabo por medio de toma de video de las crías que nadaban al lado de sus madres. Dado que se conocía la longitud total de la madre, se pudo calcular el largo total de las crías al comparar proporcionalmente a ambos individuos en las imágenes de video. Cuando hubo necesidad de manejar a las crías para su evaluación médica, se aprovechó para medirlas y se compararon estas medidas con las obtenidas en los videos. Los delfines mayores al medio año de edad fueron entrenados, para medirlos, como se señaló anteriormente. Se procuró siempre se procuró que fuera el mismo medidor con el fin de homogenizar el error.

Por otra parte, con la intención de determinar la de edad de las toninas, se extrajo un diente de cada uno de los delfines (42 mexicanos y 13 cubanos). El propósito fue analizar las capas de crecimiento de dentina y cemento. Dicho procedimiento se llevó a cabo devastando los dientes en sentido longitudinal con lijas de agua de distintos grosores hasta obtener laminillas de 800 μ a 500 μ de grosor, que fueron analizadas en microscopio. En la figura 3, pueden apreciarse las capas de crecimiento recién mencionadas. Básicamente se observa una secuencia de bandas longitudinales claras y oscuras que se repiten en parejas y rellenan el diente de afuera hacia adentro. En el caso de las toninas, cada par de bandas corresponde a un año de vida. Se realizó el conteo por dos y hasta por tres personas para asegurar un mejor resultado (Figura 1).

Una vez obtenida la longitud total y las edades de los delfines, se realizaron las regresiones lineales necesarias para obtener las variables (a y b) que permitieron aplicar el modelo de crecimiento correspondiente. De esta forma, se construyeron las curvas de crecimiento que describen el comportamiento de los datos para cada caso. Primero se trazó una curva con los valores de todos los delfines mexicanos y otra para los ejemplares cubanos. De estos últimos, sólo se tienen siete valores; en consecuencia, no fue posible profundizar en su análisis y solamente se compararon con los de animales mexicanos de su misma edad, longitud total y sexo.

Posteriormente, se elaboraron las curvas de crecimiento por sexo y localidad para compararlas entre sí. El modelo de crecimiento utilizado fue el de von Bertalanffy ($L = A - (A - B)e^{-kt}$), ya que se ajustó bien a los datos y se ha comprobado su utilidad en otros estudios de mamíferos acuáticos, incluidos los de las toninas (Read *et al.* 1993; Fernández y Hohn 1998). Se obtuvieron los promedios de la longitud total de las toninas por localidad y sexo para compararlos entre sí; se sacó el promedio de la longitud total de las crías al nacer por sexo y localidad.

Para confirmar que la relación entre edad y longitud total de los delfines era significativa, se aplicó una prueba de "t". El objetivo consistió en evaluar dicha relación y se encontró que en todos los casos la relación fue significativa.

De los decesos en cautiverio y de los restos recuperados en vida libre en las costas del sur del Golfo de México, se obtuvieron medidas craneales de estas toninas. La medición de los cráneos se realizó tomando como puntos de referencia los cóndilos occipitales y la punta del rostro (premaxila), sin contar el dentario, siempre en línea recta entre esos puntos. Para realizar lo

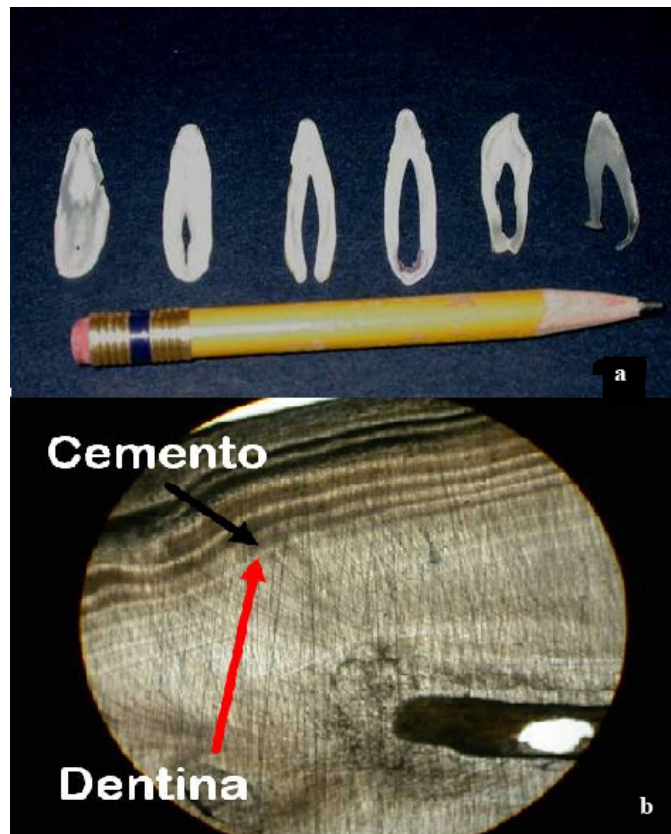


Figura 1. Dientes de tonina preparados para su lectura en microscopio. (a) dientes laminados, (b) vista en microscopio óptico (40X).

anterior, se utilizó un flexómetro con graduación en mm y un par de maderas a fin de delimitar entre los puntos que habrían de medirse. De esta manera, al igual que en el caso de la relación de la longitud total con la edad, se elaboró la curva de crecimiento con los valores de edad y longitud total de los cráneos aplicando el modelo de crecimiento de von Bertalanffy. Así mismo, se realizó una prueba de “t” para comprobar qué tipo de relación existía entre la edad y la LCB.

Resultados

Se obtuvieron las edades y las medidas de longitud total de 42 toninas mexicanas y de 13 toninas cubanas, así como las longitudes condilobasales de 12 cráneos (Tabla 1). De los 42 delfines mexicanos, 18 fueron crías nacidas en cautiverio; tenían entre 10 meses (el menor) y casi cinco años de edad. Por lo tanto, se cuenta con un buen número de medidas en los primeros años de vida de estas toninas (Tabla 1). En cuanto a los sexos, en la muestra hay 13 machos (siete de Holbox y seis de Tabasco), 28 hembras (16 de Holbox, 10 de Tabasco y dos con padres de Holbox y Tabasco). Las toninas cubanas fueron ocho machos y cinco hembras. Las edades de las toninas mexicanas oscilaron entre “0” (recién nacidas) y 30 años, y en el caso de las toninas cubanas, entre los cuatro y los 19 años. Al nacer, el promedio de longitud total de las crías de progenitores provenientes de Holbox fue de 102.5 ± 6.14 cm ($n = 4$) en los machos, y 107 ± 8.92 cm ($n = 4$) en las hembras. Respecto de las crías de progenitores de Tabasco, fue de 110 cm ($n = 1$) en machos y 107 ± 3.21 cm ($n = 3$) en hembras (Tabla 2). Al nacer, la longitud promedio de las toninas del sur del Golfo de México de ambos sexos fue de 106.11 ± 6.22 cm ($n = 13$). En los machos fue de 104 ± 6.28 cm ($n = 5$), y en las hembras, de 107 ± 6.22 cm ($n = 8$).

La longitud máxima teórica (L_{max}) en las toninas mexicanas fue de 260 cm (Figura 2a). Por sexo, los machos presentaron una L_{max} de 252 cm, y las hembras de 258 cm (Figura 2b y 2c).

Las toninas cubanas presentaron una Lmax de 249 cm (Figura 3a), 252 cm en machos, y 244 cm en las hembras (Figura 3b y 3c). Por ello, es notoria cierta diferencia en las longitudes asintóticas entre las toninas mexicanas y las cubanas, aunque estadísticamente no se encontraron diferencias significativas ($P < 0.05$).

En cuanto a las crías nacidas en cautiverio cuando se consideran ambos sexos en la curva de crecimiento su Lmax es de 234 cm (Figura 4a). Sin embargo, al separarlas por sexo, los machos presentan una Lmax de 236 cm, dos centímetros menor a la Lmax de las hembras, que es de 238 cm (Figura 4b y 4c).

Discusión

El modelo que describió el crecimiento de las toninas en este estudio fue el de L.v. Bertalanffy. Al comparar las curvas de crecimiento entre los sexos sin separar a los delfines por localidad, encontramos que ambas curvas son muy parecidas, y que las longitudes asintóticas difieren muy poco, a pesar de que en la curva de los machos los más longevos tienen 18 años, mientras que en las hembras la más longeva cuenta con 30 años. En ambos sexos, existen las clases de edad tempranas,

Tabla 1. Nombre, Sexo, Edad, Longitud Total (LT) y Longitud Condilobasal (LCB) de las toninas.

NOMBRE	SEXO	EDAD	LT	LCB	NOMBRE	SEXO	EDAD	LT	LCB
ALUX	♂	18.0	267.0		ZAMUA	♂	6.0	220.0	444.0
HOLBOX	♂	20.0	254.0	459.0	KI'	♀	0.5	145.0	
CHAME	♂	11.0	239.0		D'XUNA	♂	0.0	98.0	
IXCHEL	♀	18.0	252.0		KINAM	♀	1.9	214.5	
POLE	♀	13.0	234.0		XCARET	♀	4.9	224.0	
CHIQUILÁ	♀	18.0	240.0		KICHPAM	♀	4.9	228.0	
MELISSA	♀	13.0	250.0		ZAMA	♀	4.8	220.0	
MAYA	♀	16.0	261.0		SASTA	♀	4.7	219.0	450.0
FANNY	♀	16.0	254.5		SAS	♀	30.0	243.0	
ABRIL	♀	16.0	254.0		KICH	♂	11.0	238.0	
XUNAH	♀	10.5	253.5		DZUL	♂	14.0	238.0	
KAYNA	♀	15.5	242.0	476.0	KAWAK	♂	12.0	228.5	
BAXAL	♀	3.5	225.0	451.0	AK'AB	♂	9.0	240.0	
XIB	♂	3.7	230.0	448.0	NUSCA'A	♀	10.0	227.0	
WAYAK	♂	2.2	221.0		IZAMAL	♀	11.0	228.5	
IXNUK	♀	2.1	221.0		TAPISH	♀	13.0	246.0	
ICH	♂	1.9	216.0		EK	♂	0.8	193.0	
KA'AN	♀	2.7	220.0		KANAY	♀	0.1	114.5	
HALKAB	♀	1.5	205.0		DZIC	♂	5		440.0
KUX	♀	1.5	200.5		1	♂	18.0	265.0	473.0
TOS'HA	♀	1.9	202.0		1	♂	4.0	207.0	431.0
BAALAM	♂	16.0	248.0	445.0	2	¿?	3.0	200.0	424.0
CHAC	♂	7.5	214.0		3	♂	20.0		484.0

¹ Varamiento Tabasco. ² Varamiento Cd. del Carmen, Campeche. ³ Varamiento Celestún, Campeche.

representadas desde el nacimiento.

Cuando se comparan las curvas de crecimiento entre sexos de una misma localidad y entre estos con los de otra localidad, nos percatamos de que, entre los machos y las hembras de Holbox, la diferencia en la Lmax es mínima, y de que ambas curvas se comportan igual. Lo anterior debe tomarse con precaución, ya que la muestra de machos es muy pequeña y no se tiene representada la mayor parte de las clases de edad. Por ello, la diferencia en la longitud mínima es considerablemente mayor.

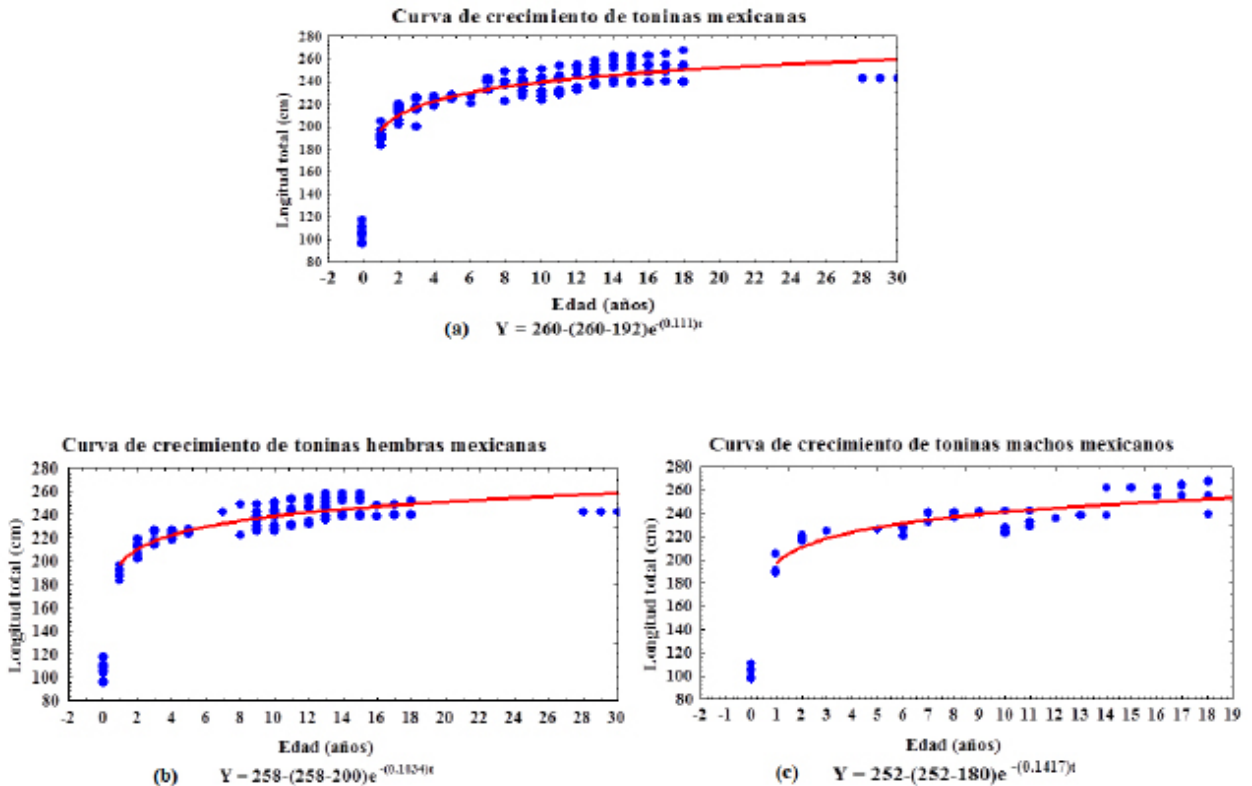


Figura 2. Modelo general de crecimiento de toninas mexicanas (a), (b) hembras y (c) machos.

edad representadas también, en particular la curva de crecimiento de los machos de Tabasco, debe considerarse con mucho cuidado, puesto que es necesario ampliar la muestra para obtener resultados más precisos. Por su parte, la curva de crecimiento de las hembras de Tabasco resulta muy similar a la curva de las hembras de Holbox, que presentan Lmax casi iguales.

Las toninas cubanas, a pesar de que presentan un patrón de crecimiento aparentemente distinto al del patrón de los delfines mexicanos, y a que poseen una Lmax menor a la de los estos últimos, no manifiestan diferencias estadísticas significativas cuando se comparan las longitudes totales de edades similares entre ambos grupos de toninas ($P < 0.05$). Debe considerarse que no se cuenta con valores de longitudes totales de toninas menores a los cuatro años de edad. Lo anterior, sin duda, puede reflejarse en los resultados obtenidos en este análisis. Entre los machos y las hembras cubanas, no se hallaron diferencias estadísticas al comparar sus longitudes totales en diferentes edades ($P < 0.05$). Tampoco hubo diferencias al comparar clases de edad similares entre los machos de Holbox y los cubanos.

Read *et al.* (1993) obtuvieron longitudes totales de 250.1 cm en hembras de tonina, y de 263.4 cm en machos de la Florida. Fernández y Hohn (1998) determinaron longitudes asintóticas de 268 cm en machos, y de 246.7 cm en hembras de toninas de Texas. Cockroft y Ross (1989)

Tabla 2. Longitud Total Promedio de las toninas al nacer y la localidad a la que pertenecen sus progenitores.

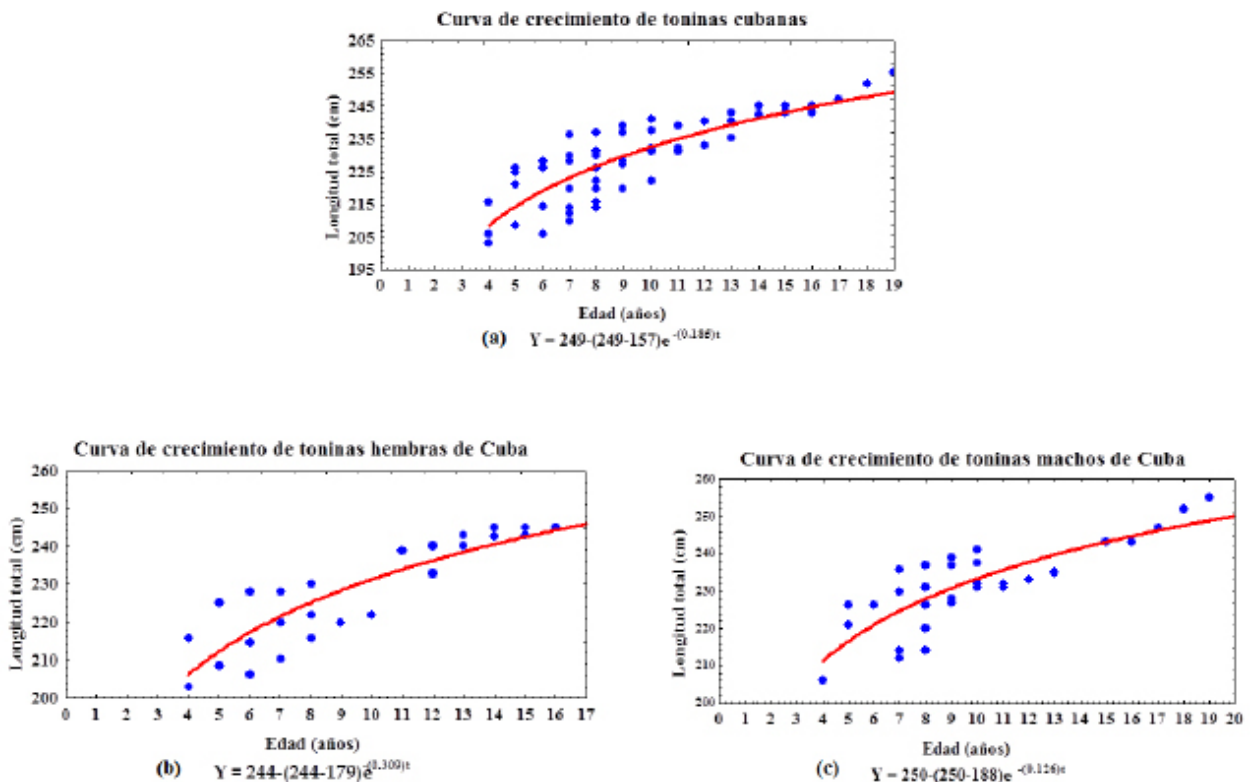
Localidad	Promedio LT al nacer ♂ (cm)	Tamaño de muestra (n)	Promedio LT al nacer (cm)	Tamaño de muestra (n)
Holbox	102.5 ± 6.14	4	107 ± 8.92	4
Tabasco	110	1	107 ± 3.21	3

LT= Longitud Total.

encontraron Lmax de 243cm en machos, y de 238cm en hembras de toninas de Sudáfrica. Los resultados obtenidos en este trabajo son más parecidos a los que se encontraron en Texas y en Florida, aunque los delfines mexicanos y los cubanos permanecen en un punto intermedio entre los norteamericanos y los sudafricanos. No obstante, la muestra de machos de México es reducida, y esto puede explicar parte de la diferencia encontrada. En consecuencia, es necesario incrementar la muestra y respaldar los datos anteriores con datos de otras investigaciones.

Por otra parte, debido a que Via Delphi ha tenido éxito en la reproducción de las toninas en cautiverio, los valores de longitud total y de las edades de las crías se conocen desde que estas nacen, lo que resulta difícil de obtener en la vida libre, dado que los animales pequeños aún se encuentran con sus madres y son dependientes de ellas.

En el nacimiento, la longitud total no presenta dimorfismo sexual ($P < 0.05$). Sin embargo, encontramos información interesante al percibir diferencias estadísticas significativas cuando se comparan los promedios de Lmax a distintas edades entre los sexos de los delfines de Holbox. En la muestra de los delfines de Tabasco, sólo existe un macho, y los valores de las hembras no son suficientes para realizar una comparación. En todos los casos, los machos fueron los que presentaron promedios más altos que las hembras, y se observa una tendencia a que los machos crezcan más

**Figura 3.** Modelo general de crecimiento de toninas cubanas (a), (b) toninas hembras y (c) toninas macho.

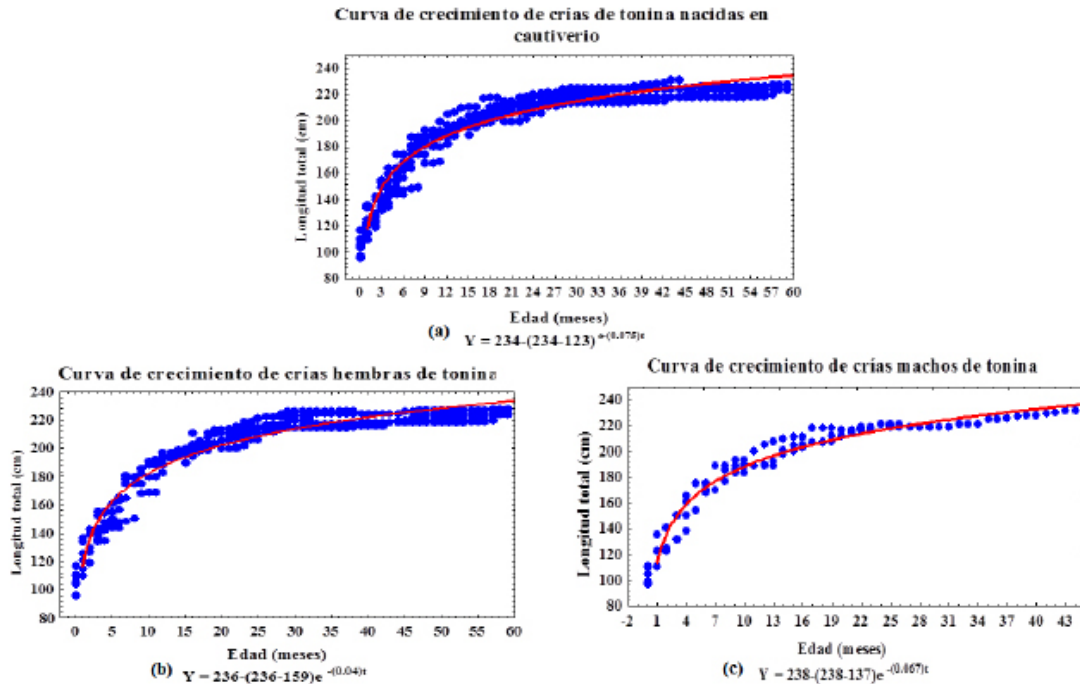


Figura 4. Modelo general de crecimiento de crías de tonina nacidas en cautiverio (a), (b) toninas hembra y (c) toninas macho.

rápido que las hembras. Lo anterior es muy importante, pues en los demás trabajos que se han realizado con toninas en vida libre, los resultados demuestran que las hembras son las que crecen más rápido que los machos, que alcanzan su longitud asintótica antes que estos. El fenómeno anterior se discute, ya que puede deberse a una adaptación para obtener un mayor éxito reproductivo (Read *et al.* 1993). Esto nos hace pensar que los delfines nacidos en cautiverio (al menos en Via Delphi) viven bajo condiciones constantes, con regímenes alimenticios controlados y sin problemas de depredación. También nos hace pensar que las diferencias sexuales en cuanto a tamaño -que en los animales de vida libre es evidente hasta la edad adulta-, en cautiverio se presentan a temprana edad.

Los valores de la longitud total cuando nacieron las toninas muestreadas son menores a los encontrados por Fernández y Hohn (1998) en toninas de Texas, con machos de 109.5 ± 9.3 cm ($n = 21$), hembras 111.2 ± 13.6 cm ($n = 5$), y ambos sexos juntos de 109.5 ± 9.3 cm ($n = 21$). Los delfines de Sudáfrica presentaron valores por debajo de los promedios en las toninas de México, con 103 ± 7.6 cm ($n = 26$). Sin embargo, estadísticamente no hay diferencias entre estos delfines.

Otro hallazgo importante con los resultados de las crías es que, al cumplir los dos años de edad y hasta aproximadamente los cinco años, el ritmo de crecimiento disminuye y se crea una meseta en la curva. No obstante, las crías de mayor edad incluidas en este trabajo tienen cinco años y será muy importante observar cómo se modifica su crecimiento en los siguientes años. Lo anterior podría significar, como en otras especies, que el crecimiento se desarrolle en dos o más fases. También es importante considerar que las hembras llegan a la madurez sexual entre los siete y los 10 años. Por lo tanto, probablemente la fase importante de crecimiento en longitud total se encuentre en los primeros cinco a siete años de vida y después invierten energía para la reproducción, ya no en el crecimiento. Por su parte, los machos que mantienen un ritmo de crecimiento constante, aunque también disminuye con la edad, al alcanzar la madurez sexual y la madurez física. Estos organismos invierten más energía en ganar masa corporal durante la madurez con fines de reproducción.

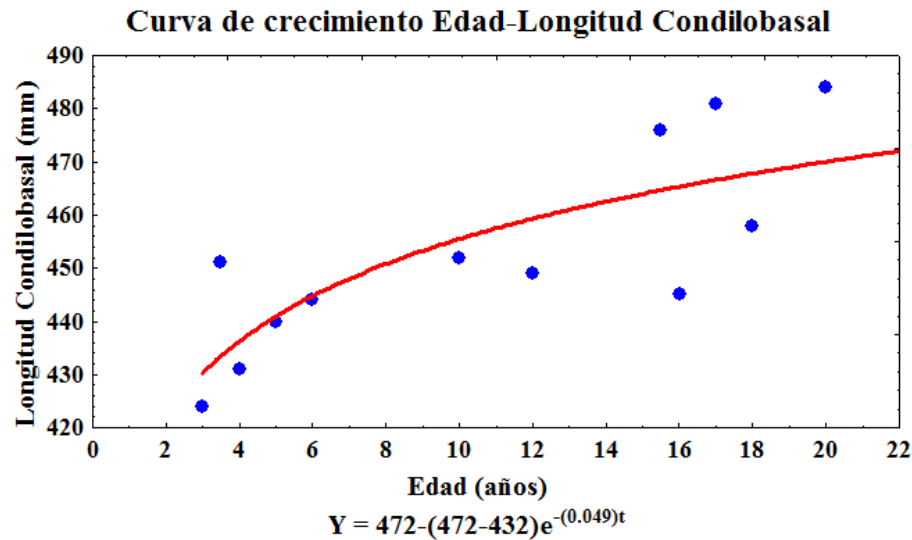


Figura 5. Modelo de crecimiento de cráneos de toninas del sur del Golfo de México.

Respecto de las medidas craneales, en la gráfica encontramos una dispersión alta de los valores, lo que puede deberse a que la muestra es muy pequeña. También es atribuible a que posiblemente se tengan valores que se encuentren en los límites máximo o mínimo de los intervalos en cada clase de edad. Así mismo, debe tenerse presente que se incluyen ambos sexos y que no se tienen representadas todas las clases de edad, al menos por un individuo. Por lo anterior, es necesario ampliar la muestra a fin de obtener mejores resultados (Figura 5).

Es de particular importancia seguir el desarrollo de estos animales y continuar recopilando información para obtener una mejor muestra, con resultados más confiables cuando las crías alcancen la madurez sexual y física.

Conclusiones

Los valores de Lmax de las toninas del sur del Golfo de México son parecidos a los de las toninas de Texas y Florida. No se encontraron diferencias estadísticas.

El modelo de crecimiento que mejor se ajustó a la muestra fue el de von Bertalanffy. No se encontraron diferencias en el crecimiento en las Lmax entre delfines adultos de las tres localidades ni entre los sexos.

En las crías de Holbox se encontraron diferencias estadísticas significativas entre los sexos en las longitudes totales en diferentes clases de edad. Los machos crecen más rápido que las hembras, o más bien son más grandes que ellas a la misma edad, en contraste con lo informado sobre toninas de la misma edad en vida libre.

El crecimiento de los cráneos no pudo establecerse debido al pequeño tamaño de muestra y a la amplia variación entre las medidas. Sin embargo, también son los primeros valores de crecimiento en toninas del sur del Golfo de México.

Finalmente, para contar con datos más confiables, es necesario ampliar el tamaño de la muestra y dar seguimiento a los que ya se tienen.

Agradecimientos

Se agradece el apoyo y la confianza de los directivos de Grupo Via Delphi para realizar este trabajo. Se agradece al departamento de veterinaria, R. Torres y L. Ibarra, por su importante participación en la extracción de los dientes de los delfines. Se agradece a todos los entrenadores y manejadores por su valiosa participación en la obtención de las medidas de las toninas.

Resumen

Introducción: Este estudio se realizó para conocer las tasas de crecimiento de las toninas (*Tursiops truncatus*) mantenidas en resguardo por el Grupo Via Delphi de los estado de Quintana Roo y Tabasco en México, y de las toninas traídas de la República de Cuba.

Métodos: Se determinaron las edades de 43 delfines (algunos nacidos en cautiverio), se obtuvieron las longitudes totales de todos los individuos y las longitudes craneales de 12 toninas, así como el sexo de cada uno (17 machos y 26 hembras). Se verificó si existían diferencias estadísticas significativas entre los sexos y entre las localidades. De los 43 animales, 13 son crías de entre 10 meses de edad y cinco años.

Resultados: Para los machos y las hembras maduros sexualmente de la localidad de Quintana Roo, los promedios e intervalos de la longitud total y la edad de los individuos fueron los siguientes: los tres machos, de 18 años; longitud total promedio = 253.33 cm \pm 14 cm (intervalo 239-267 cm, n = 3). Las hembras, todas mayores de 10 años; longitud total promedio = 250.6 cm \pm 7.5 cm (intervalo 239-261 cm, n = 8). En la localidad de Tabasco, los valores fueron: todos los machos, mayores de nueve años; longitud total promedio = 236.13 cm \pm 5.2 cm (intervalo 238-240 cm, n = 4). Todas las hembras, mayores de los ocho años; longitud total promedio = 239.4 cm \pm 7.4 cm (intervalo 227-246 cm, n = 5). El total de toninas cubanas fue de siete; por tanto, los valores se consideraron aparte, con objeto de ser comparados con las toninas de la misma edad y sexo de las otras dos localidades.

Discusión: Los valores de Lmax de las toninas del sur del Golfo de México son parecidos a los de las toninas de Texas y Florida. No se encontraron diferencias estadísticas significativas. Tampoco se hallaron diferencias en el crecimiento de las Lmax entre delfines adultos ni entre localidades ni entre los sexos.

Palabras clave: Crecimiento; Cuba; edad; longitud total; México; toninas.

Literatura citada

- BALLANCE, L.** 1990. Residence patterns, group organization, and surfacing association of bottlenose dolphins in Kino Bay, Gulf of California, Mexico. Pp. 267-283 in *The Bottlenose Dolphin* (Leatherwood, S., y R. R. Reeves eds.). Academic Press. San Diego, EE. UU.
- BAZÚA-DURÁN, C., y A. DELGADO-ESTRELLA.** 2014. Los tursiones, delfines de la laguna de Términos. *Revista FOMIX-Campeche* 19:20-26.
- BERTA, A., J. L. SUMICH, y K. M. KOVACS.** 2006. *Marine Mammals: Evolutionary Biology*. Academic Press. San Diego, EE. UU.
- COCKROFT, V. G., y G. J. B. ROSS.** 1989. Age, growth and reproduction of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, from the east coast of southern Africa. *Fishery Bulletin* 88:289-302.
- DELGADO-ESTRELLA, A.** 1997. Relación de las toninas *Tursiops truncatus* y las toninas moteadas *Stenella frontalis* con la actividad camaronera en la Sonda de Campeche, México. *Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Serie Zoología* 68:317-338.
- FERNÁNDEZ, S., y A. A. HOHN.** 1998. Age, growth and calving season of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, off coastal Texas. *Fishery Bulletin* 96:357-365.
- HOHN, A. A.** 1980. Age determination and age related factors in the teeth of Western North Atlantic bottlenose dolphins. *Scientific Reports of the Whales Research Institute* 32:39-66.
- GALLO-REYNOSO, J. P.** 1984. Interacción de calderones (*Globicephala macrorhynchus*), con la ballena de aleta (*Balaenoptera physalus*) y con tursiones (*Tursiops truncatus gillii*), (Mammalia:Cetacea). *Anales del Instituto de Biología, Serie Zoología. UNAM.* 55:331-333.

- MEAD, J. G., y C. W. POTTER.** 1990. Natural history of bottlenose dolphins along the Central Atlantic Coast of the United States. Pp. 165-195 in *The Bottlenose Dolphin* (Leatherwood, S. y R. R. Reeves, eds.), Academic Press. San Diego, EE. UU.
- MYRICK, A.** 1991. Some new and potential uses of dental layers in studying delphinid populations. Pp. 251-279 in *Dolphin societies, discoveries and puzzle* (Pryor K., y K. S. Norris eds.), University of California Press. Berkeley, EE. UU.
- READ, A. J., R. S. WELLS, A. A. HOHN, y M. D. SCOTT.** 1993. Patterns of growth in wild bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*. *Journal of Zoology* 231:107-123.
- REEVES, R. R., B. D. SMITH, E. A. CRESPO, y G. NOTOBARTOLO DI SCIARA** (compiladores). 2003. Threats faced by cetaceans. Pp. 13-21 in *Dolphins, Whales and Porpoises: 2002-2010 Conservation Action Plan for the World's Cetaceans*. IUCN/SSC Cetacean Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- WADE, P. R.** 2002. Population dynamics. Pp. 974-979 in *Encyclopedia of marine mammals* (Perrin, W. F., B. Würsig, y J. G. M. Thewissen, eds.) Academic press. San Diego, EE. UU.

Summited: February 2, 2015

Review: March 12, 2015

Accepted: May 20, 2015

Associated editor: Juan Pablo Gallo

Genética de la conservación y filogenia de la musaraña de Arizona en las "islas del cielo" del Suroeste de los Estados Unidos

Conservation genetics and phylogeny of the Arizona shrew in the "Sky Islands" of the Southwestern United States

Jesús E. Maldonado¹, Sarah Young², Lee H. Simons³, Sheridan Stone⁴, Lillian D. Parker^{1,5} and Jorge Ortega^{6*}

¹Center for Conservation and Evolutionary Genetics, National Zoological Park/National Museum of Natural History, Smithsonian Institution, 3001 Connecticut Ave., Washington DC, 20008, USA. E-mail: maldonadoj@si.edu (JEM), ParkerLD@si.edu (LDP).

²Albert R. Mann Library, Cornell University, 237 Mann Drive, Ithaca, NY 14853, USA. E-mail: sy493@cornell.edu (SY).

³Nevada Fish and Wildlife Office, 4701 N. Torrey Pines Drive, Las Vegas, NV 89130. E-mail: lee_simons@fws.gov (LHS).

⁴US Army Garrison, 3040 Butler Rd. Bldg. 22526, Ft. Huachuca, AZ 85613 USA. E-mail: sheridan.stone@us.army.mil (SS).

⁵Department of Environmental Science and Policy, George Mason University, 4400 University Dr., David King Hall MSN 5F2, Fairfax, VA, 22030, USA. E-mail: ParkerLD@si.edu (LDP).

⁶Laboratorio de Bioconservación y Manejo, Posgrado en Ciencias Químico-biológicas, Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, Instituto Politécnico Nacional, Prolongación de Carpio y Plan de Ayala s/n, Santo Tomás, 11340. Ciudad de México, Distrito Federal, México. E-mail: artibeus2@aol.com (JO).

*Corresponding author

Introduction: Little is known about the phylogenetic relationships and population genetic structure of the Arizona shrew (*Sorex arizonae*), a small mammal restricted to a few mountainous areas in the southwestern United States and northern Mexico. Information on genetic variability is needed, as the species is restricted to sky islands, which are small and often locally fragmented habitats.

Methods: Using mitochondrial cytochrome-*b* sequences and 12 microsatellite loci, we assessed genetic differentiation among 64 individuals from four mountain ranges in Arizona and New Mexico: Animas, Chiricahua, Huachuca, and Santa Rita ranges.

Results: We found a unique haplotype for the Animas population, while the other mountain ranges shared a common haplotype but they also each had a unique haplotype at lower frequencies. F-statistics indicate that significant population differentiation has occurred among the Chiricahua and Animas populations compared with the other two populations. The F_{ST} statistics revealed high levels of genetic differentiation between the Chiricahua and Animas populations, compared to the other two populations that show lower but significant F_{ST} values. Nevertheless, the STRUCTURE analysis using microsatellite markers did not show significant differentiation between Chiricahua and Animas but it did detect strong signatures of differentiation between the cluster formed by these two populations and Huachuca and Santa Rita. Phylogenetic analysis using cytochrome-*b* sequences confirmed that the Arizona shrew is most closely related to *S. trowbridgii* among North American shrews that have been sequenced for the mtDNA cytochrome-*b* region to date. Both species are placed in a monophyletic group sister to a clade consisting of Nearctic shrews.

Discussion and conclusions: Our results suggest that the *S. arizonae* populations have high levels of differentiation in comparison to other North American shrews. We also detected high levels of population genetic structure with both mtDNA and microsatellite although the pattern between them is different. Given the inherent vulnerability of these naturally isolated populations with their locally fragmented distributions, the genetic data support a need for conservation focused on protection of suitable habitats. As our fieldwork indicates, suitable habitats include mid- to high-elevation riparian zones and upland areas, including ridgelines and mountaintop saddles with having sufficient moisture, vegetation, and soil development to provide cover and a food base for shrews.

Key words: Arizona shrew; haplotype diversity; mitochondrial cytochrome-*b*; sky islands.

Introduction

The Arizona shrew (*Sorex arizonae*) is one of the most geographically restricted shrews in the world and is currently listed as “least concern” by the IUCN (IUCN 2014). Due to their small size, semifossorial habits, and habitat specialization (Simons and Hoffmeister 2003), the vagility of the Arizona shrew is likely to be low relative to other small mammals and their populations are expected to be highly isolated. In addition, shrews must feed often to maintain their high basal metabolic rates, further restricting their movements between and within habitats (Hanski 1994). Like many other shrews, *S. arizonae* rarely lives much longer than a year. Spring populations are composed entirely of adults, which die before the next spring and are replaced by young born the previous summer and fall. These ecological and physiological constraints severely limit the ability of *S. arizonae* to move between suitable habitats and especially to occupy the drier lower elevation habitats that separate areas known to support the species. As a result, we hypothesize that the genetic variation of *S. arizonae* will be highly structured between mountain ranges harboring the shrew.

The Arizona shrew was described in 1977 (Diersing and Hoffmeister 1977) from ten specimens found in the mountain ranges of southern Arizona. The Arizona shrew is distinguished from other shrews by a well-defined post-mandibular foramen among other differences in dental morphology. *S. arizonae* inhabits the montane conifer forests and oak-pine woodlands of certain mountain ranges in Arizona, New Mexico, and Mexico. Its range is known to include the higher elevations (above about 1,500 m) of the Chiricahua, Huachuca, and Santa Rita Mountains of southern Arizona, the Animas Mountains of southwestern New Mexico, and the Sierra Madre Occidental of Chihuahua, Mexico. *S. arizonae* is listed as a species of special concern in Arizona and as endangered in the state of New Mexico and in Mexico (Simons and Hoffmeister 2003).

Montane forest habitats occupied by *S. arizonae* present discrete ecosystems in which to study populations that, since the end of the Pleistocene, have been isolated by the surrounding lower elevation desert scrub and grassland habitats. These lower elevation habitats are not occupied by *S. arizonae*. Known as “sky islands”, described above, the mountain ranges support a large number of endemic species with limited genetic exchange, including many of the threatened and endangered species in the Southwest (Nishida *et al.* 1992). Each sky island has a unique topography with horizontal layers of life zones ranging from arid (at the bottom) to boreal (at the top). In Arizona, for example, the Pinalenos Mountains contain the most life zones in the shortest vertical distance of any mountain in North America (Warshall 1986). Several studies of species present on sky islands report varying degrees of genetic differentiation among populations (DeChaine and Martin 2005). These results typically reveal an unusual degree of *mtDNA* genetic structure as a result of isolation between the different mountain ranges (Masta 2000; Knowles 2001). In addition, a model based on mixing of populations during interglacial expansions of “sky island” ecosystems suggested that glaciations did not inhibit divergence among populations of species having low vagility (Knowles 2001).

In this paper, we measure the genetic variation of *S. arizonae* populations inhabiting the four mountain ranges known to support the species in the United States using mitochondrial DNA (*mtDNA*) cytochrome-*b* sequences. We quantify variation using cytochrome-*b* because it has been previously shown to be useful in examining phylogeographic patterns in mammals (Avice *et al.* 1987) and is known to have moderate rates of evolution in a wide range of shrew species with recent divergence times (Fumagalli *et al.* 1999; Demboski and Cook 2001; 2003; Maldonado *et al.* 2001; Brant and Orti 2002; Mascheretti *et al.* 2003; McAliley *et al.* 2007). Additionally, we used nuclear microsatellite loci to determine the level of genetic differentiation between populations of *S. arizonae* from the four mountain ranges. Through this effort we seek to elucidate patterns

of genetic variation and the phylogenetic status of *S. arizonae*. Based on this information we provide management recommendations for the species, including directions for further research.

Material and methods

Tissue samples from 64 individuals were obtained from four different mountain ranges in Arizona and New Mexico. Shrews were collected in 1992, 1999, and 2001, using pitfall traps generally set among vegetation, logs, rocks, and/or debris piles (Simons and Van Pelt 1999; Simons and Maldonado 2007). Traps were set at 20 sites in a variety of situations including within and near riparian zones, in canyons, along a ridgeline with seeps, and within a mountaintop saddle. Sixteen sites (80 %) yielded at least one *S. arizonae* specimen (Animas: 2 of 4 sites; Chiricahua: 4 of 5 sites; Huachuca: 7 of 8 sites; Santa Rita: all of 3 sites). Trap locations varied between 1,745 and 2,675 meters in elevation; captures of *S. arizonae* occurred from 1,745 to 2,510 meters in elevation. Samples were collected following guidelines approved by the American Society of Mammalogists (Sikes et al. 2011). Tissue samples were obtained from each specimen and stored in ethanol (95 %) at -70 °C. The balance of each of 43 specimens was preserved in ethanol and accessioned at the National Museum of Natural History (USNM) and DNA samples extracted from all 64 individuals used in this study were deposited at the Center for Conservation and Evolutionary Genetics (CCEG) at the Smithsonian Institution (Table 1).

DNA Extraction and mtDNA Sequencing. Whole genomic DNA was extracted using the phenol-chloroform method with a final concentration of 1 µg/µL (Sambrook et al. 1989). Initially we utilized two universal primers, LGL765 and LGL766 (Bickham et al. 1995), to amplify the complete cytochrome-*b* gene of mtDNA of a representative sample from each locality. However, our amplification rates with the larger universal primers were low and worked only in samples with high quality and quantity of DNA. Therefore, we used the larger fragment sequence from a representative sample of *Sorex arizonae* from each of the four localities to design two internal primers, cytbLshrw (3'-TGG CTC CCT ATG TAT CTG T-5') and cytbHshrw (3'-ATA GCA ACT GCC TTT ATG GGG-5'), that amplify a shorter 249 base pair fragment of the mitochondrial cytochrome-*b* region. This shorter fragment was capable of capturing sufficient variation to distinguish different haplotypes as it includes the variable region of the left domain of the cytochrome-*b* that has been previously used for the intraspecific and population level analysis of other North American shrews (Maldonado et al. 2001).

For both primer sets, polymerase chain reactions (PCRs) were performed in a volume of 25 µL with 1.0 unit of AmpliTaq Gold (Applied Biosystems), 1x PCR Buffer, 0.2 mM each dNTP, 0.6 µM each primer, 3 mM MgCl₂ and 20 µg BSA. A 10 minute denaturation at 95 °C was used followed by 35 cycles of 94°C for 1 min, 53°C for 1 min, and 72 °C for 1 minute and finally a 10 minute elongation step at 72 °C. PCR products were cleaned using Qiaquick PCR purification columns (Qiagen Inc.) and sequenced using BigDye Terminator V3.1 Cycle Sequencing kit (Applied Biosystems) according to manufacturer's recommendations. Reactions were purified via centrifugation through Sephadex columns (Amersham Biosciences). Sequences were run on the ABI Prism 3100 Genetic Analyzer and edited in Sequencher 4.1 (Gene Codes Corporation, Inc.).

Microsatellite genotyping. Twelve dinucleotide microsatellite loci were amplified for the species. We used six polymorphic microsatellite loci designed specifically for *S. arizonae* (Ortega et al. 2005). PCR conditions consisted of an initial denaturation at 95 °C for 10 min, followed by 30 cycles at 94 °C for 30s, original annealing temperature for each primer (Ortega et al. 2005) for 45s and 72 °C for 45s, and a final extension of 72 °C for 10 min. All reactions were performed in a Perkin Elmer 9700 Thermalcycler. Amplifications of microsatellites were carried out in a 15 µL volume containing 30 ng of DNA, 0.2 µM of each primer, 0.2 µM of dNTPs, 1x Taq buffer (1.5 µM

Table 1. *Sorex arizonae* specimen accession numbers for DNA samples deposited at the Center For Conservation and Evolutionary Genetics (CCEG) and for museum voucher specimens deposited at the National Museum of Natural History (USNM) at the Smithsonian Institution.

Accession Numbers		Locality		
CCEG Tissue #	USNM #	Mountains	Site	Sex
CCEG-JEM001	602126	Huachuca	Miller Canyon	M
CCEG-JEM006	602128	Huachuca	Miller Canyon	M
CCEG-JEM008	602101	Animas	Saddle @ 8050'	F
CCEG-JEM010	602113	Chiricahua	Pine Canyon	M
CCEG-JEM011	602123	Huachuca	Miller Canyon	M
CCEG-JEM012	602132	Santa Rita	Cottonwood Can.	M
CCEG-JEM013	602140	Santa Rita	Florida Canyon	unk
CCEG-JEM016	602134	Santa Rita	Cottonwood Can.	M
CCEG-JEM018	602130	Huachuca	Miller Canyon	unk
CCEG-JEM019	NA	Santa Rita	Cottonwood Can.	unk
CCEG-JEM020	602138	Santa Rita	Black Bill Canyon	M
CCEG-JEM024	602100	Animas	Pinery Canyon	unk
CCEG-JEM025	602114	Chiricahua	Florida Canyon	unk
CCEG-JEM026	602141	Santa Rita	Madera Canyon	M
CCEG-JEM027	602144	Santa Rita	Cottonwood Can.	F
CCEG-JEM028	602135	Santa Rita	McClure Canyon	M
CCEG-JEM031	602122	Huachuca	Pinery Canyon	unk
CCEG-JEM039	602116	Chiricahua	Pine Canyon	unk
CCEG-JEM040	602111	Chiricahua	Pinery Canyon	M.
CCEG-JEM041	602118	Chiricahua	Pine Canyon	unk
CCEG-JEM043	602133	Santa Rita	Cottonwood Can.	unk
CCEG-JEM047	602099	Animas	Black Bill Canyon	unk
CCEG-JEM052	602145	Santa Rita	Madera Canyon	unk
CCEG-JEM053	602110	Chiricahua	Pine Canyon	unk
CCEG-JEM055	602139	Santa Rita	Florida Canyon	F
CCEG-JEM056	602127	Huachuca	Miller Canyon	unk
CCEG-JEM057	602109	Chiricahua	Pine Canyon	unk
CCEG-JEM059	602124	Huachuca	Miller Canyon	unk
CCEG-JEM061	602142	Santa Rita	Florida Canyon	unk
CCEG-JEM062	602119	Huachuca	Garden Canyon	unk
CCEG-JEM063	602143	Santa Rita	Madera Canyon	unk
CCEG-JEM066	602146	Santa Rita	Madera Canyon	unk
CCEG-JEM068	602136	Santa Rita	Cottonwood Can.	unk
CCEG-JEM075	602120	Huachuca	Garden Canyon	M
CCEG-JEM076	602107	Chiricahua	Pine Canyon	unk
CCEG-JEM078	602121	Huachuca	Garden Canyon	F
CCEG-JEM081	602117	Chiricahua	Pinery Canyon	unk
CCEG-JEM082	602131	Santa Rita	Cottonwood Can.	unk

Continuation table 1

Accession Numbers		Locality		
CCEG Tissue #	USNM #	Mountains	Site	Sex
CCEG-JEM085	602108	Chiricahua	Pine Canyon	unk
CCEG-JEM086	602125	Huachuca	Miller Canyon	F
CCEG-JEM088	602129	Huachuca	Miller Canyon	unk
CCEG-JEM092	602106	Chiricahua	Pine Canyon	unk
CCEG-JEM096	602147	Santa Rita	Madera Canyon	M
CCEG-JEM100	602137	Santa Rita	Cottonwood Can.	unk
CCEG-LHS476	NA	Chiricahua	E.Turkey Creek	unk
CCEG-LHS477	NA	Huachuca	McClure Spring	unk
CCEG-LHS478	NA	Huachuca	McClure Spring	unk
CCEG-LHS479	NA	Huachuca	McClure Spring	unk
CCEG-LHS480	NA	Huachuca	McClure Spring	unk
CCEG-LHS481	NA	Huachuca	McClure Spring	unk
CCEG-LHS482	NA	Huachuca	McClure Spring	unk
CCEG-LHS483	NA	Huachuca	McClure Spring	unk
CCEG-LHS484	NA	Huachuca	McClure Spring	unk
CCEG-LHS489	NA	Huachuca	Ramsey Canyon	unk
CCEG-LHS490	NA	Huachuca	Ramsey Canyon	unk
CCEG-LHS491	NA	Huachuca	Ramsey Canyon	unk
CCEG-LHS492	NA	Huachuca	Ramsey Canyon	unk
CCEG-LHS493	NA	Huachuca	Ramsey Canyon	unk
CCEG-LHS494	NA	Huachuca	L.Blacktail Can.	unk
CCEG-LHS496	NA	Huachuca	L.Blacktail Can.	unk
CCEG-LHS498	NA	Huachuca	Huachuca	unk
CCEG-LHS500	NA	Huachuca	Blacktail Canyon	unk
CCEG-LHS502	NA	Huachuca	Blacktail Canyon	unk
CCEG-LHS503	NA	Huachuca	Blacktail Canyon	unk

Key: NA-Not accessioned at NMNH

MgCl₂, 10 mM Tris-HCl, 50 mM KCl), and 0.75 U of *Taq* polymerase. Analysis was performed on an ABI Prism 3100 Genetic Analyzer. Analysis of computer-generated results was executed using GeneScan (version 2.1) software, and final allele-sizing was done with the ABI Genotyper package (version 2.1). Additionally, we used six loci originally isolated in *S. ornatus* (Maldonado et al. 2006). PCR reactions were performed in a volume of 25 µL with 1.0 unit of AmpliTaq (Applied Biosystems), 1x PCR Buffer, 0.2 mM each dNTP, 0.6 µM each primer, and 3 mM MgCl₂. A 5 minute denaturation at 95 °C was used followed by 30 cycles of 94 °C for 1 min, 54-56 °C for 1 min, and 72 °C for 1 min and finally a 10 min elongation step at 72 °C.

Analyses of mtDNA sequence data. For alignment of all mtDNA sequences, the computer program SEQUENCHER 4.1 (Gene Codes Corp.) was utilized and then each sequence was inspected by eye and checked for the presence of stop codons to detect pseudogenes. The resulting multiple sequence alignment was imported into the computer program MacClade (Madison and Madison 2000) to

identify variable nucleotide positions. Genetic divergence among haplotypes was estimated using the Tamura and Nei (1993) distance with the computer program PAUP* 4.0 (Swofford 2001).

Cytochrome-*b* sequences generated using the 249 bp fragment were aligned and compared among the 64 *S. arizonae* samples. The resulting haplotypes were utilized to generate a statistical parsimony haplotype network using TCS 1.21 (Clement *et al.* 2000) to visualize potential regional mtDNA structure. TCS calculates the number of mutational steps among all pairs of haplotypes and then joins the most similar haplotypes together into a network where their combined probability is .95%. Genetic variability within populations was estimated in terms of haplotypic (*h*) and nucleotide (π) diversity, as implemented in the program ARLEQUIN 2.000 (Schneider *et al.* 2000). We used the analysis of molecular variance (AMOVA; Excoffier *et al.* 1992) to investigate the proportion of total genetic variation within and among described populations. We calculated F_{ST} statistics based on corrected sequence distances among haplotypes. We generated pairwise genetic distances to calculate fixation indices (F_{ST}) between all population pairs. Statistical significance was ascertained by conducting 10,000 permutations in the software ARLEQUIN 2.000.

To examine the phylogenetic status of *S. arizonae*, we obtained a 1,118 bp fragment of the cytochrome-*b* from each representative haplotype from each of the four localities. The *S. arizonae* sequences were aligned and compared with sequences from 38 other *Sorex* species (Ohdachi *et al.* 1997, 2001, 2006; Fumagalli *et al.* 1999; Demboski and Cook 2001, 2003; Maldonado *et al.* 2001; Brant and Orti 2002; Mascheretti *et al.* 2003; Sipe and Browne 2004; Stewart *et al.* in litt.). We aligned our *Sorex* sequences with two short-tailed shrews (*Blarina* and *Cryptotis*; Brant and Orti 2002) and a desert shrew (*Notiosorex crawfordi*) that were used as outgroups (Ohdachi *et al.* 2006). Genbank accession numbers for all of the sequences used in the phylogenetic analysis comparing *S. arizonae* to other shrew species are listed in Table 2.

In order to evaluate the appropriate model of molecular evolution for our cytochrome-*b* sequences we used the program JModeltest v2.1.4 (Darriba *et al.* 2012). The model selected for all codon positions was GTR + I + G based on the corrected Akaike information criterion. Bayesian posterior probabilities were determined using MrBayes 3.2.1 and were used to place confident limits on tree branches (Ronquist and Huelsenbeck 2003). The Bayesian analysis was run using 5,000,000 generations along four chains with two replicates at a temperature of 0.05. The convergence between the two replicates run in MrBayes was assessed by the average standard deviation of split frequencies (ASDSF) between runs. After 5,000,000 generations, the ASDSF was 0.003. Sample frequency was set to 1000 with a burn-in of 1,250.

Analyses of Microsatellite data. For microsatellite data, allelic frequencies, F statistics (Weir and Cockerham 1984), R_{ST} (Rousset 1996), Hardy-Weinberg equilibrium, and genotypic disequilibrium among all loci pairs, as well as expected and observed heterozygosity were estimated using the software program GENEPOP 3.1b (Raymond and Rousset 1995). Sequential Bonferroni corrections (Rice 1989) were made to avoid type I errors.

To examine levels of genetic divergence using microsatellite data, POPULATIONS Version 1.2.28 (O. Langella, Centre National de la Recherche Scientifique, Laboratoire Populations, Génétique et Evolution, Gif sur Yvette; HYPERLINK "<http://www.cnrs-gif.fr/pge/bioinfo/populations>") was used to generate a Nei's standard genetic distance matrix (Saitou and Nei 1987).

To determine the degree of population genetic structure, the program STRUCTURE Version 2 (Pritchard *et al.* 2000) was used. This program uses Bayesian analysis to cluster individuals into subpopulations (K) with no prior information as to known populations. In this case, 100,000 MCMC repetitions following a 100,000 burn-in period were used. We allowed the value of K to vary between 1 and 10 and performed 10 independent runs for each value of K. An admixture

Table 2. Genbank accession numbers for Cytochrome *-b* sequences used in phylogenetic analysis.

Species	Locality	Ref.	Genbank Accession #
<i>Sorex alpinus</i>	Valais Canton, Switzerland	1	AB175119
<i>Sorex antinorii</i>	Piacenza, Italy	1	AB175125
<i>Sorex araneus</i>	Sweden	7	AJ245893
<i>Sorex arizonae</i>	Arizona, Chricahua, Pine Cyn. Hap-A	8	FJ657536.1
<i>Sorex arizonae</i>	Arizona, Santa Rita, Madera Cyn.Hap-B	8	FJ657537.1
<i>Sorex arizonae</i>	Arizona, Animas, Saddle Cyn. Hap-C	8	FJ657538.1
<i>Sorex arizonae</i>	Arizona, Huachuca, Miller Cyn. Hap-D	8	FJ657539.1
<i>Sorex bendirii</i>	Oregon, Lane County	2	AF238032
<i>Sorex caecutiens</i>	Magadan State, Russia	5	AB028551
<i>Sorex camtschatica</i>	Magadan State, Russia	2	AY014920
<i>Sorex cinereus</i>	Minnesota State, USA	2	AY014952
<i>Sorex coronatus</i>	Vercors, France	6	AJ000419
<i>Sorex cylindricauda</i>	Kyangjin Gompa, Nepal	1	AB175121
<i>Sorex dapaenodon</i>	Magadan State, Russia	1	AB175126
<i>Sorex excelsus</i>	Yushu Aut. Pref., Qinghai, China	1	AB175123
<i>Sorex fumeus</i>	Pennsylvania State, USA	1	AB175116
<i>Sorex gracillimus</i>	Hokkaido Pref., Japan	1	AB175131
<i>Sorex granarius</i>	Piedrahita, Avila, Spain	6	AJ000417
<i>Sorex haydeni</i>	South Dakota State, USA	2	AY014940
<i>Sorex hoyi</i>	Alaska State, USA	2	AF238040
<i>Sorex isodon</i>	Gangwon Pref., R. Korea	4	AB062736
<i>Sorex jacksoni</i>	Alaska State, USA	2	AY014926
<i>Sorex longirostris</i>	Tennessee State, USA	2	AY014954
<i>Sorex minutissimus</i>	Primorskii Territory, Russia	1	AB175129
<i>Sorex minutus</i>	Laghi di Ceretto, Italy	1	AB175133
<i>Sorex mirabilis</i>	Gangwon Pref., R. Korea	4	AB062737
<i>Sorex monticolus</i>	Washington State, USA	3	AB100273
<i>Sorex ornatus</i>	California, San Diego County	2	AF238035
<i>Sorex palustris</i>	Alaska State, USA	2	AF238033
<i>Sorex portenkoi</i>	Provideniya, Russia	2	AY014921
<i>Sorex preblei</i>	Oregon State, USA	2	AY014937
<i>Sorex pribilofensis</i>	Alaska State, USA	2	AY014933
<i>Sorex roboratus</i>	Magadan State, Russia	1	AB175128
<i>Sorex samniticus</i>	Opi, Abruzzi, Italy	6	AJ000429
<i>Sorex saussurei</i>	Guerrero State, Mexico	1	AB175117
<i>Sorex shinto</i>	Iwate Pref., Japan	5	AB028544
<i>Sorex tenellus</i>	California State, USA	2	AY014955
<i>Sorex trowbridgii</i>	Washington State, USA	2	AY014956
<i>Sorex tundrensis</i>	Magadan State, Russia	1	AB175127

Continuation table 2

Species	Locality	Ref.	Genbank Accession #
<i>Sorex ugyunak</i>	Alaska State, USA	2	AY014930
<i>Sorex unguiculatus</i>	Hokkaido Pref., Japan	5	AB028530
<i>Sorex vagrans</i>	Montana State, USA	2	AF154551
<i>Blarina brevicauda</i>	Michigan State, USA	1	AB175134
<i>Cryptotis parva</i>	Texas State, USA	1	AB175135
<i>Notiosorex crawfordi</i>	Texas State, USA	1	AB175145

References

- 1 Ohdachi *et al.* 2006.
- 2 Demboski and Cook 2003.
- 3 Shinohara and Suzuki 2003 (published in database only).
- 4 Ohdachi *et al.* 2004.
- 5 Ohdachi *et al.* 2001.
- 6 Brünner *et al.* 2002.
- 7 Mouchaty *et al.* 2000.
- 8 This study.

model was used and correlated allele frequencies were assumed. The mean posterior probability was calculated for each set of ten runs of K and used to determine an optimal K. We also used the ΔK method (Evanno *et al.* 2005) based on the second-order rate of change in the log Pr(X|K), implemented in the program Structure Harvester (Earl and von Holdt 2012). Two monomorphic loci (A3-26 and 1S) were removed from the dataset for all of the analyses.

Results

Mitochondrial DNA analysis. A 249 bp fragment of the variable region of the left domain of the cytochrome-*b* gene was compared between 64 Arizona shrews. Four different haplotypes were identified differing by one to three base pairs (Table 3). Haplotype A was the most common, and it was found in a total of 57 individuals from three populations (Santa Rita, Huachuca, Chiricahua). Haplotype B was found in only two individuals from the Chiricahua population. Haplotype C was restricted to all three individuals from Animas population and, finally, haplotype D was found in two individuals restricted to the Huachuca population (Figure 1a).

Haplotype diversity values (h) ranged from zero in the Santa Rita Mountains, where only one haplotype was recorded, to 0.32 in the Huachuca Mountains. Nucleotide diversity values (π) ranged from 0.03 to 0.15, indicating close relationship among haplotypes (Table 4). Hierarchical analysis of *mtDNA* variation revealed that 54.3 % of the genetic variation was attributable to differences among individuals within regions, whereas 45.7 % of the variation was partitioned among regions. When analyzed in a pairwise fashion, comparisons revealed some statistically significant F_{ST} values ($P < 0.05$; Table 5). Santa Rita and Huachuca populations showed a non-significant difference, but both were significantly different from the Animas and Chiricahua populations.

A hierarchical AMOVA analysis was performed to detect population genetic structure. For the four defined sites, 21.7 % of the variation was detected among groups, 37.5 % of the variation was partitioned among populations within groups, and 40.8 % of the variation was partitioned within populations.

mtDNA haplotypes separated by several mutational steps have a > 0.95 probability of

being connected in a parsimonious way. Within this network, we found no ambiguous haplotype connections and haplotypes only differed by one or two mutations for a total of four substitutions (Table 3). All groups showed no ambiguities, were well resolved, and showed a star-shaped pattern (Figure 1b). Although the analysis did not incorporate geographic distance between sites, it revealed important associations among haplotype A with Santa Rita, Huachuca, and Chiricahua sites, while haplotype C in Animas is a unique haplotype in an exclusive site.

The Bayesian tree based on the 1,118 bp fragment of the cytochrome-*b* gene demonstrated support values ranging from 64 to 100 % for the nodes and the position of *S. arizonae* was well resolved (Figure 2). The four haplotypes of *S. arizonae* formed a monophyletic group that is closely related to *S. trowbridgii* (BI = 0.99) and *S. sausseri* (BI = 0.83). The overall tree topology supports the hypothesis originally generated from allozyme data (George 1988) that three major groupings can be detected in shrews of the genus *Sorex* and does not support classification based primarily on dental characters by Carraway (2007) that *S. arizonae* should be classified within the subgenus *Sorex*. Members of the Palearctic subgenus *Sorex* form a monophyletic group, and members of the Nearctic subgenus *Otisorex* form two monophyletic clades. One clade (clade B) includes the Nearctic species *S. trowbridgii* and *S. arizonae*, which are sister to *S. saussurei*. In general, the long-branch lengths and high Bayesian posterior probabilities for the node that clusters *S. arizonae* haplotypes as a monophyletic group in the tree are consistent with the hypothesis that this is a well defined species with a long evolutionary trajectory.

Microsatellite analysis. Tests for Hardy-Weinberg equilibrium (HWE) showed that all populations

Table 3. The four mitochondrial cytochrome-*b* haplotypes detected in 64 *S. arizonae* including nucleotide changes in 249 bp fragment. GenBank accession numbers are provided.

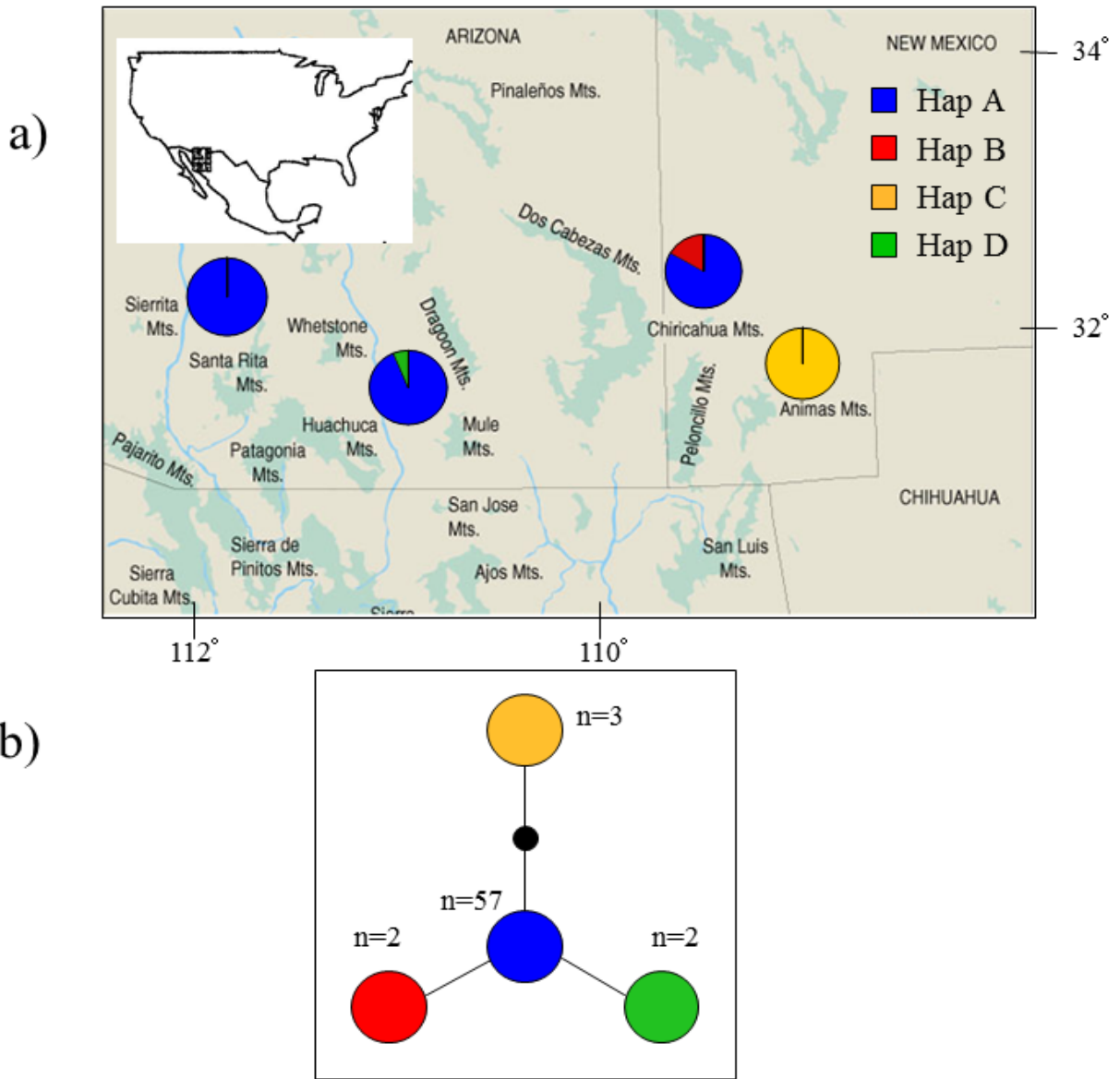
Sequence position	GenBank Accession numbers				
	Haplotype	70	100	173	194
A	T	C	A	A	EF626663.1
B	C	C	A	A	EF626664.1
C	T	C	T	G	EF626665.1
D	T	T	A	A	EF626666.1

were in equilibrium after Bonferroni correction. In addition, none of the tests for linkage disequilibrium were significant at the 0.05 level with a sequential Bonferroni correction.

Population pairwise R_{ST} values exhibited low to high levels of genetic differentiation (0.03 - 0.6). Four population pairwise R_{ST} comparisons indicated significant genetic differentiation between Santa Rita and Huachuca shrews compared to Animas and also to Chiricahua populations. These data also suggest that moderate levels of differentiation, although not significant, exist between the Santa Rita and Huachuca and between Animas and Huachuca populations (Table 5). Heterozygosity levels ranged from 0.9 in locus A3 - 35 and locus 42S, to 0.0 in two monomorphic loci A3 - 36 and 1S (Table 6). Genetic diversity levels are highly variable across loci; expected heterozygosity is about equal for the four populations. We did not observed any microsatellite loci that were out of Hardy-Weinberg equilibrium, nor did we report linkage disequilibrium in any population. We detected that a high levels of population admixture has occurred between the Animas and the Chiricahua populations, but not among the rest of the populations. This was reflected in different genotypic frequencies and high levels of private alleles. An analysis of allele frequency distribution reveals that a large number of alleles are not shared among populations: 5, 14, 20, and 6 private (unique) alleles are found in the Animas, Chiricahua, Huachuca, and Santa Rita populations, respectively.

Clear population genetic structure was detected using the Bayesian cluster approach; the

Figure 1. a) Map of the sampling locations of each population in Arizona and New Mexico (Marshall 1957), including the mtDNA haplotype frequencies for each site. b) Cytochrome-*b* minimum-spanning network based on 249 base pairs (bp) for the four representative haplotypes. Each node represents a 1-bp change.



STRUCTURE program suggested that the sampled *S. arizonae* most likely represent three well-defined groups. The probability of the data was highest for $K = 3$; these population clusters were identified without any population locality prior information. All of the individuals sampled from the Animas and Chiricahua populations fell within a single cluster, while individuals from Huachuca and Santa Rita were assigned to two distinct clusters (Figure 3). There was very little evidence of admixture among the three defined clusters.

Discussion

The Arizona shrew is restricted to mountain ranges of southeastern Arizona, southwestern New Mexico, and northern Mexico. Only a few specimens of Arizona shrew have been collected due to their restricted difficult to access range, specialized habitat preferences, and elusive behavior. Until recently, information about the species' biology was scarce and based on only a few

specimens (Diersing and Hoffmeister 1977). In recent decades however, additional field surveys have improved our understanding of this poorly known shrew (Simons *et al.* 1990; Simons and Van Pelt 1999). The present study represents the largest sampling of *S. arizonae* to date (see also Simons and Maldonado 2007). Our work suggests that *S. arizonae* remains well distributed and relatively abundant within its restricted and fragmented range in Arizona and New Mexico, particularly in many riparian zones and upland areas, including some ridgelines and mountaintop saddles with sufficient moisture, vegetation, and soil development to provide cover and a food base for shrews.

Phylogenetic status of *Sorex arizonae*. In terms of the phylogenetic position of these shrews with

Table 4. Haplotype (h) and nucleotide diversity (π) along with their respective standard error (SE) for the four geographic populations.

Population	h	SE	π	SE
Animas (n = 3)	0.0	0.00	0.00	0.0000
Chiricahua (n = 12)	0.21	0.046	0.09	0.0026
Huachuca (n = 31)	0.32	0.024	0.15	0.0041
Santa Rita (n = 18)	0.0	0.00	0.05	0.0028

respect to other Nearctic and Eurasian shrews, our data supports the close affinity of *S. arizonae* to *S. trowbridgii* from Western North America and *S. saussurei* from Central Mexico.

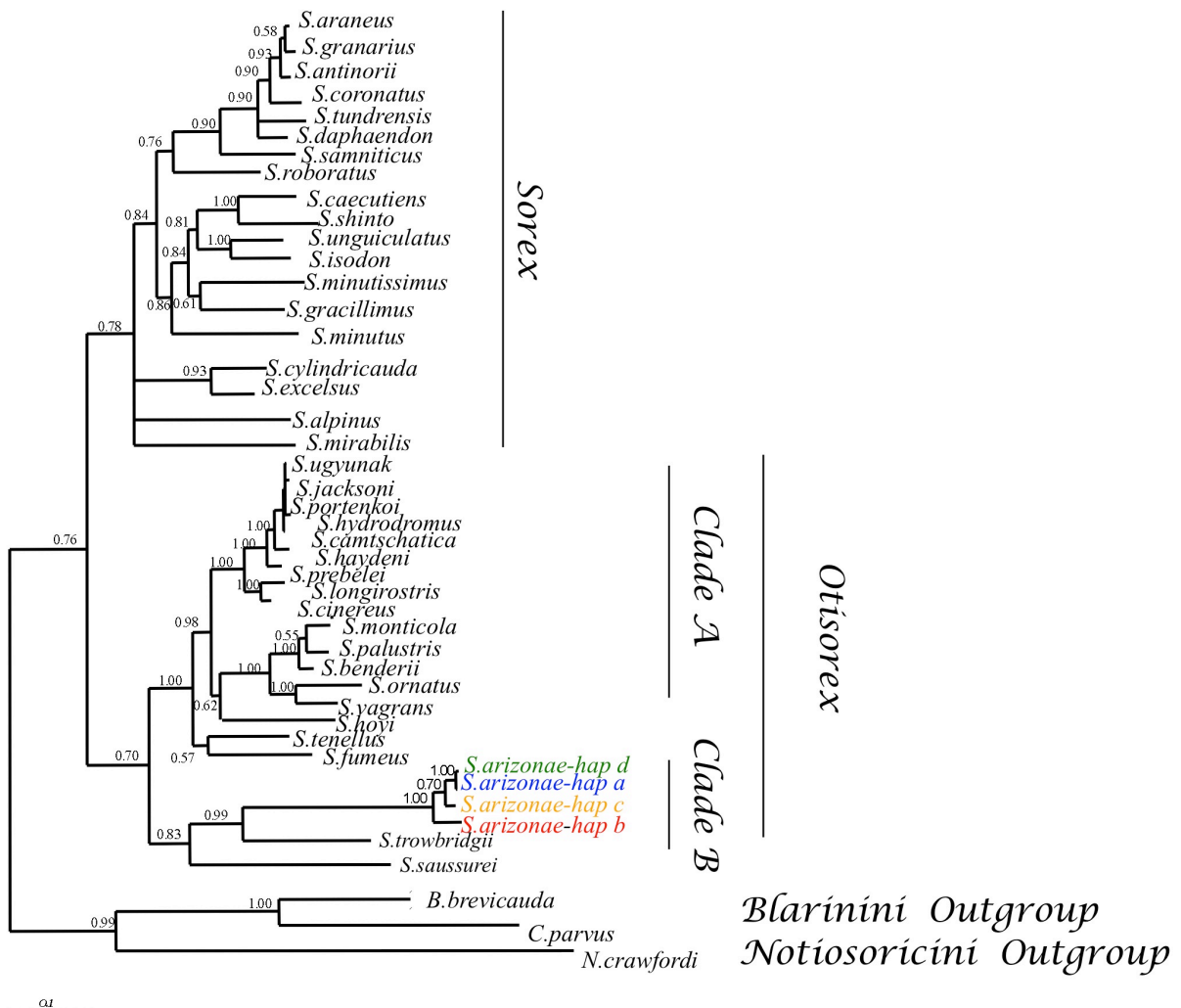
Sorex trowbridgii shows some similarities with *S. arizonae* (George 1989), and it should be noted that the distribution of these species does not overlap; together they form part of a unique radiation of *Sorex* in North America. Our results suggest that *S. arizonae* may represent an earlier radiation with disjunct refugial populations now persisting in the mountains of southeastern Arizona, southwestern New Mexico, and northern Mexico.

Before 1977, all dark shrews from higher elevations in southern Arizona were thought to be *S. monticola* or *S. vagrans*. *S. arizonae* was unrecognized because it shares some external features with the other widely distributed shrews. Relationships among these species have been difficult to assess, with several different classifications proposed based on morphology (Diersing and Hoffmeister 1977). However, *S. arizonae* is distinguished based on a unique combination of cranial and dental features (Junge and Hoffmann 1981; Simons and Hoffmeister 2003). Moreover, our phylogenetic analysis of *mtDNA* data shows that *S. arizonae* is a well-defined species with a clear genetic from both *S. monticola* and *S. vagrans*. Our analysis placed *S. arizonae* in a well supported clade with *S. trowbridgii* and *S. saussurei* in a clade, separate from other North America shrews that are also considered to be members of the subgenus *Otisorex* (Figure 2). This enigmatic clade was previously suggested by allozyme analysis by George (1988) to be part of a distinct yet unnamed subgenus, however, these conclusions were discordant with the conclusions of other more recent molecular studies (Fumagalli *et al.* 1999; Ohdachi *et al.* 2006) that divided the genus *Sorex* into two monophyletic groups: the subgenus *Sorex*, with a primarily Palearctic distribution, and the subgenus *Otisorex*, distributed chiefly throughout the New World. This clade was considered as a sister group to *Otisorex* and did not support the validity of a third subgenus. Furthermore, a more recent study that examined the phylogenetic relationships of *Sorex* from Mexico and Guatemala (Esteva *et al.* 2010) also reported that several middle American species of shrews (*S. saussurei*, *S. veracruzis*, *S. macrodon* and *S. veraepacis*) formed a second major clade in the subgenus *Otisorex* (Clade B in Esteva *et al.* 2010) and were also included with *S. trowbridgii* and appeared to represent an early split of North American soricine shrews. This study dated the diversification of this clade to the late Miocene and only had members of Clade B extending beyond the Isthmus of Tehuantepec. Our study suggests that as member of the *S. trowbridgii-sausseri* clade, *S. arizonae* was also part of this older wave of diversification into southern Mexico.

Population structure of *Sorex arizonae*. Our molecular genetic data provides insight into the population structure of *S. arizonae*. Animas and Chiricahua populations form a single cluster which suggests that there has been gene flow in the recent past. However, with the exception of these two populations, all other individuals from the Santa Rita and Huachuca populations, were assigned with highest likelihood to inferred populations in the STRUCTURE analysis. This analysis coupled with F_{ST} and R_{ST} statistics indicate a highly significant nuclear differentiation between shrews from the Santa Rita and Huachuca mountains with those in the Chiricahua and Animas Mountains. The difference in patterns between *mtDNA* and microsatellite markers may be due to the fact that *mtDNA* shows a historical pattern with perhaps more gene flow between the Arizona populations in the past while microsatellites reveal events which could be correlated with changes in recent habitat connectivity.

Genetic differentiation between populations of *S. arizonae* is explained by the existence of isolated mountain habitats separated by lowland arid areas inhospitable for these shrews. Although *S. arizonae* is restricted to the higher parts of these mountains (e. g. pine-oak woodland;

Figure 2. Phylogenetic tree based on Bayesian inference, depicting cytochrome-*b* relationships of the four *S. arizonae* haplotypes compared with GenBank deposited sequences from 38 other *Sorex* species. We aligned *Sorex* sequences with a short-tailed shrew (*Blarina*), small eared-shrew (*Cryptotis*), and a desert shrew (*Notiosorex crawfordi*) that were used as outgroups. Numbers designate nodes supported by Bayesian posterior probabilities. The three major clades are denoted on the right-hand side of the tree.



Marshall 1957), our extensive field surveys suggest that *S. arizonae* remains well distributed within its restricted and fragmented range, and reasonably abundant within quality habitat. A restricted range and low vagility presumably facilitate population isolation between localities, promoting the development of significant genetic structure among populations. Environmental and geographical factors presumably accelerate genetic differentiation among the three subpopulations. However, details of this isolation, such as the stability of isolating mechanisms through time, remains to be understood.

The microsatellite data suggest that recent gene flow among *S. arizonae* populations is quite limited amongst most of the populations, however, cytochrome-*b* sequences show that there is a widely distributed haplotype (A) among three populations, and therefore, warrant further research based on larger sample sizes and knowledge of dispersal rates that have been inferred in other shrew species (Mascheretti et al. 2003).

Table 5. Pairwise comparison of genetic differentiation among the four geographic populations. Values above diagonal are *Fst*-values based on DNA sequence variation of *mtDNA* cytochrome-*b*. Values below the diagonal are *Rst*-values based on microsatellite data. Numbers denoted by an asterisk (*) are significantly different from 0 ($P < 0.05$).

	Animas	Chiricahua	Huachuca	Santa Rita
Animas	---	0.1617	0.2047*	0.3175*
Chiricahua	0.0397	---	0.2096*	0.3079*
Huachuca	0.4298*	0.307*	---	0.1909
Santa Rita	0.6102*	0.358*	0.1303	---

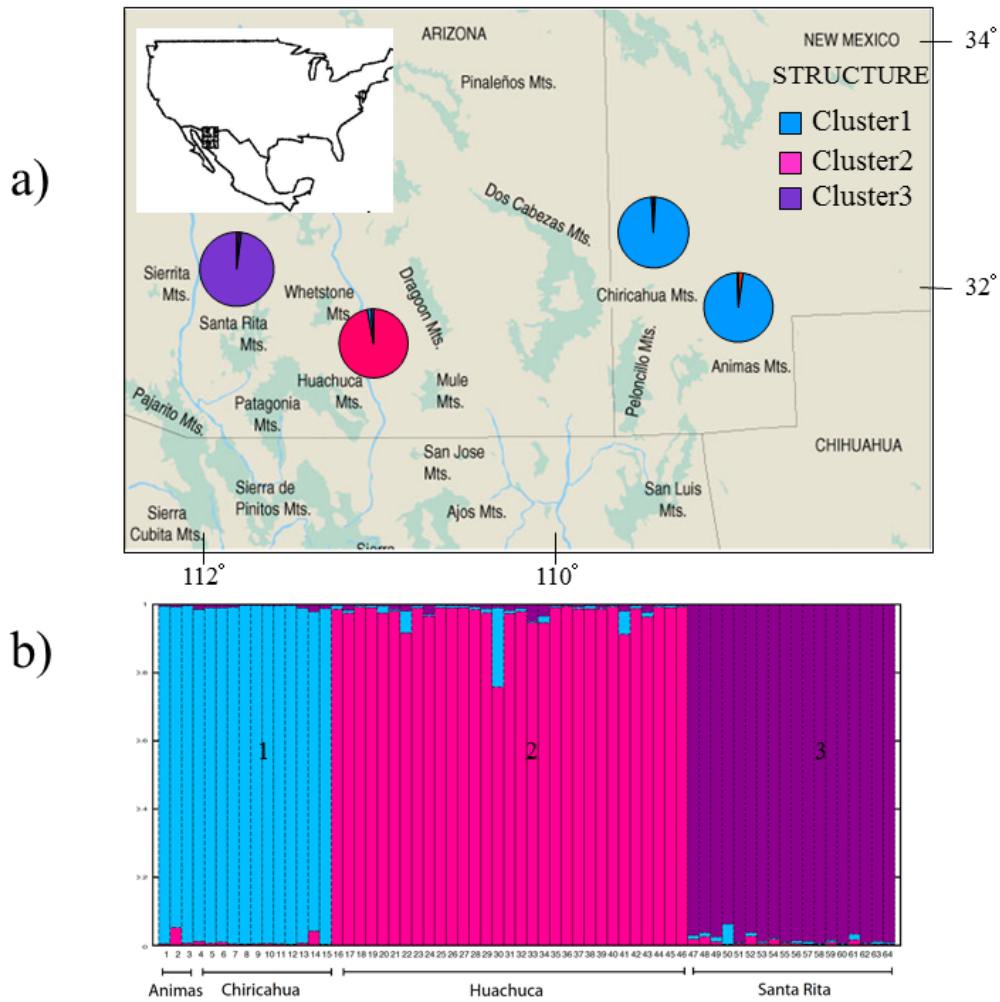
Sorex arizonae's distribution should be assessed more widely in the United States and particularly in northern Mexico, where only a single individual has been reported and the distribution of the species remains to be established (Simons and Val Pelt 1999). Based on the species' known habitat requirements and *mtDNA* differences indicated in this paper, genetic differentiation can be detected between Arizona and New Mexico. However, nuclear microsatellite differentiation among *S. arizonae* is also marked between the three Arizona subpopulations.

Overall, haplotype A was the most widely dispersed as it was found in three of four mountain ranges (Chiricahua, Huachuca, and Santa Rita). From these localities, the Huachuca population has only two haplotypes, the most private alleles, and greater nucleotide diversity and was generally the most variable with respect to measures of microsatellite variation. The Chiricahua and Santa Rita populations demonstrated intermediate levels of variation. In contrast, the Animas population presented one unique haplotype, the least number of private alleles, and moderate nucleotide diversity. Note, however, that the Animas population also had the smallest sample size in this study by far.

Finally, Arizona shrews demonstrated less genetic diversity at *mtDNA* and/or microsatellite loci than ornate shrews (*S. ornatus*; Maldonado et al. 2001, 2004, 2006), masked shrew (*S. cinereus*; Sipe and Browne 2004), smoky shrew (*S. fumeus*; Sipe and Browne 2004), and dusky shrew (*S. monticola*; Demboski and Cook 2001).

Conservation and management implications. Our results have implications for the conservation and management of the Arizona shrew. *S. arizonae* is arguably one of the most threatened small mammals in southern Arizona, southern New Mexico, and northern Mexico (Warshall 1986). It is thought to be threatened primarily by destruction of its habitat. In Mexico, the shrew is listed as an endangered species and; however, throughout its distributional range is considered least concern (Woodman et al. 2008). The one location known to support the species in Chihuahua Mexico was reportedly logged and its habitat possibly destroyed sometime after the single specimen was

Figure 3. a) Individual population assignment from STRUCTURE. b) Barplot from STRUCTURE depicting population assignment for individuals mapped and sorted by sampling location.



discovered (Hoffmeister 1986). In the United States, field assessments suggest that the shrew is restricted to patchy habitats along riparian zones and other well-vegetated areas. This situation suggests that populations may have a high probability of local extinction, particularly if movement corridors are limited.

Sorex arizonae can be reasonably common in high-quality habitat, but these areas are restricted within the desert sky islands where the species occurs (Simons and Maldonado 2007). Furthermore, signatures of recent gene flow were revealed with microsatellite markers between the Animas and Chiricahua populations and, therefore, additional research is needed to assess the extent to which shrews move between the relatively discrete patches of high-quality habitat.

Our data indicate that Arizona and New Mexico populations of *S. arizonae* form three distinct clusters representing independent evolutionary trajectory. We consider each cluster a management unit (MU) because they differ in allele frequencies and haplotype diversity (Moritz 1994). These MU's may respond differently to environmental changes and should be managed as separate units for conservation.

Levels of genetic variability observed in *S. arizonae* populations were low (*mtDNA*) to moderate (microsatellite). A single *mtDNA* haplotype was fixed in the New Mexico population and this population also displayed a lower mean heterozygosity at microsatellite loci compared with

Table 6. Descriptive statistics for each locus for each population including number of alleles (A_N), expected heterozygosity (H_E), and observed heterozygosity (H_O).

Locus	Population	Animas (n = 3)	Chirichua (n = 12)	Huachuca (n = 31)	Santa Rita (n = 18)
A3-35	A_N	4	6	5	4
	H_E	0.87	0.84	0.35	0.66
	H_O	1	0.58	0.32	0.69
A4-20	A_N	3	6	2	2
	H_E	0.73	0.63	0.03	0.11
	H_O	0.67	0.58	0.03	0.11
A4-5	A_N	4	7	10	6
	H_E	0.8	0.77	0.79	0.7
	H_O	1	0.58	0.8	0.56
SH-25	A_N	2	1	3	4
	H_E	0.6	0	0.5	0.63
	H_O	1	0	0.5	0.41
A3-26	A_N	1	1	1	1
	H_E	0	0	0	0
	H_O	0	0	0	0
1S	A_N	1	1	1	1
	H_E	0	0	0	0
	H_O	0	0	0	0
42S	A_N	5	10	8	7
	H_E	0.93	0.91	0.73	0.81
	H_O	1	0.83	0.77	0.71
87S	A_N	1	2	1	1
	H_E	0	0.34	0	0
	H_O	0	0.42	0	0
50S	A_N	3	6	8	2
	H_E	0.6	0.75	0.87	0.06
	H_O	0.67	0.83	0.79	0.06
28-36S	A_N	3	5	8	3
	H_E	0.73	0.74	0.8	0.11
	H_O	1	0.5	0.83	0.11
32-40S	A_N	2	6	9	6
	H_E	0.33	0.83	0.81	0.72
	H_O	0.33	0.67	0.81	0.71
209-3S	A_N	6	8	11	6
	H_E	1	0.7	0.87	0.73
	H_O	1	0.41	0.31	0.44

the other populations. In general, only four *mtDNA* haplotypes were reported; nucleotide diversity was also moderate to low (Table 4). We suggest that the moderate variability indicated by the set of microsatellite loci designed for *S. ornatus* that we used in our analysis may be at least partially a consequence of applying heterologous markers. Other studies have demonstrated that the use of heterologous markers can reveal artificially high genetic variability in other species (Hellborg et al. 2002). We speculate that *S. arizonae* populations have lower levels of genetic diversity than

it appears based on the microsatellite markers given that 5 of the 12 markers we used were designed for another species (*S. ornatus*). The remaining markers used were specifically designed for *S. arizonae* (Ortega *et al.* 2005).

Sky islands can be considered Pleistocene refugia and isolation of the populations may have occurred in the past (Masta 2000). Collaborative efforts between federal governmental agencies are urgently needed to protect sky island ecosystems, including populations of *S. arizonae*. This is particularly relevant now due to the potential impacts of the rapid anthropogenic induced climatic fluctuations on montane species. If shifts in temperature take place faster than the vegetation responses, or occur beyond the boundaries of suitable potential vegetation, then high elevation populations could be forced into areas of marginal habitat where they are likely to experience decreased survival and reproduction (Crick 2004).

Before we can provide management recommendations, additional research should focus on the Animas (New Mexico) population, which displayed relatively low levels of microsatellite variation and no haplotype variation at the mitochondrial level. Although we expended more sample effort in the Animas range than anywhere else, we obtained only three specimens. This suggests that the Animas population may be smaller and more restricted than in other mountain ranges. Due to its ecological and evolutionary significance, more shrews from this mountain range are needed to better characterize population-genetic processes.

In this study, we have provided baseline data on both the nuclear and *mtDNA* genetic variation of the Arizona shrew. Additional well-designed inventory monitoring throughout the range of this species, linked to genetic analyses, particularly in New Mexico and northern Mexico, are needed to understand the status and conservation needs of this unique and elusive species.

Acknowledgements

This work was supported by Heritage Grant # 199023 from Arizona Game and Fish Department (AGFD), the United States Army at Fort Huachuca (Arizona), Friends of the National Zoo, Proyecto CONACyT Ciencia Básica (156725), and the Genetics Program at the Smithsonian Institution. Suzanne Peurach and Kris Helgen for help with accessioning specimens and samples at the NMNH mammal collections. Fieldwork was conducted under authority of a Special Use Permit from the Coronado National Forest in Arizona and with permission of the Animas Foundation in New Mexico. We thank A. Kirk and A. Simons for assistance in the field, and R. Fleischer for support of our work at the Center for Conservation and Evolutionary Genetics, Smithsonian Institution. K. Maldonado and two anonymous reviewers provided valuable suggestions that improved the quality of this manuscript.

Resumen

Introducción: Actualmente, la relación filogenética y estructura poblacional de la musaraña de Arizona (*Sorex arizonae*) es poco conocida. No obstante, tener información sobre su variabilidad genética es fundamental debido a que es una especie que se encuentra restringida a pequeños fragmentos de hábitat llamados "sky islands", que se encuentran en las zonas altas de EU y del norte de México.

Material y métodos: Se determinó la estructuración genética utilizando 64 individuos de cuatro regiones montañosas de Arizona y Nuevo México: Ánimas, Huachuca, Santa Rita y Chiricahua, utilizando secuencias de citocromo-*b* mitocondrial y 12 microsatélites.

Resultados: Los resultados del análisis del citocromo-*b* revelaron que existe un haplotipo único para la población de las Ánimas, mientras que las poblaciones restantes comparten un haplotipo. Además cada población tiene un haplotipo único en frecuencias muy bajas. Los estadísticos de F_{ST} indican que aunque la diferenciación genética es baja, es significativa entre todas las poblaciones, siendo la más alta la existente entre las poblaciones de Chiricahua y de Ánimas. Por otro lado, los análisis de STRUCTURE no revelaron diferenciación significativa entre las poblaciones

de Chiricahua y Ánimas, pero si se detectaron diferenciación entre el grupo formado por estas dos poblaciones y entre Huachuca y Santa Rita. Los análisis filogenéticos, utilizando las secuencias de citocromo-*b* disponibles de todas las musarañas norteamericanas, confirman que las musarañas de Arizona se encuentran relacionadas con *S. trowbridgii*, ambas comparten un grupo monofilético que es basal al grupo de las musarañas Neárticas, siendo parte de un grupo monofilético que es hermano del clado del subgénero *Otiosorex*.

Discusión: Nuestros resultados sugieren que las poblaciones de *S. arizonae* tienen un alto nivel de divergencia evolutiva respecto a lo encontrado para otras musarañas norteamericanas. También muestran que existe estructuración genética entre las poblaciones de acuerdo a ambos marcadores, aunque el patrón de estructuración es diferente entre ellos. Dada la inherente vulnerabilidad de estas poblaciones locales aisladas y distribución fragmentada, los datos genéticos apoyan la necesidad incrementar los esfuerzos de conservación enfocados en la protección de las zonas vegetativas riverinas que están asociadas a las zonas altas y cargadas de humedad, en las zonas altas de las montañas en donde nuestros estudios de muestreo indican que hay suficiente humedad para mantener vegetación para proporcionar suficiente base de alimentos para sostener poblaciones de musarañas *S. arizonae*.

Palabras clave: Citocromo-*b* mitocondrial; diversidad haplotípica; islas del cielo; musaraña de Arizona.

References

- AVISE, J. C., J. ARNOLD, R. M. BALL, JR., E. BERMINGHAM, T. LAMB, J. E. NEIGEL, C. A. REEB, AND N. C. SAUNDERS. 1987. Intraspecific phylogeography: the mitochondrial DNA bridge between population genetics and systematics. *Annual Review of Ecology and Systematics* 18:489-522.
- BICKHAM, J. W., C. C. WOOD, AND J. C. PATTON. 1995. Biogeographic implications of cytochrome b sequences and allozymes in sockeye (*Oncorhynchus nerka*). *Journal of Heredity* 86:140-144
- BRANT, S. V., AND G. ORTI. 2002. Molecular phylogeny of short-tailed shrews, *Blarina* (Insectivora: Soricidae). *Molecular Phylogenetics and Evolution* 22:163-173.
- BRÜNNER, H., N. LUGON-MOULIN, F. BALLOUX, L. FUMAGALLI, AND J. HAUSSE. 2002. A taxonomical re-evaluation of the Valais chromosome race of the common shrew *Sorex araneus* (Insectivora: Soricidae). *Acta Theriologica* 47:245-275.
- CARRAWAY, L. N. 2007. Shrews (Eulypotyphla: Soricidae) of Mexico. *Monographs of the Western North American Naturalist* 3:1-91.
- CLEMENT, M., D. POSADA, AND K. A. CRANDALL. 2000. TCS: a computer program to estimate gene genealogies. *Molecular Ecology* 9:1657-1659.
- CRICK, H. Q. P. 2004. The impact of climate change on birds. *Ibis* 146:48-56.
- DARRIBA, D., G. L. TABOADA, R. DOALLO, AND D. POSADA. 2012. JModelTest 2: more models, new heuristics and parallel computing. *Nature Methods* 9:772.
- DECHAINE, E. G., AND A. P. MARTIN. 2005. Marked genetic divergence among Sky Island populations of *Sedum lanceolatum* (Crassulaceae) in the Rocky Mountains. *American Journal of Botany* 92:477-486.
- DEMBOSKI, J. R., AND J. A. COOK. 2001. Phylogeography of the dusky shrew, *Sorex monticolus* (Insectivora: Soricidae): insight into deep and shallow history in northwestern North America. *Molecular Ecology* 10:1227-1240.
- DEMBOSKI, J. R., AND J. A. COOK. 2003. Phylogenetic diversification within shrews of the *Sorex cinereus* group (Soricidae). *Journal of Mammalogy* 84:144-158.
- DIERSING, V. A., AND D. F. HOFFMEISTER. 1977. Revision of the shrew *Sorex merriami* and a description of a new species of the subgenus *Sorex*. *Journal of Mammalogy* 58:321-333.
- EARL, D. A., AND B. M. VONHOLDT. 2012. Structure Harvester: a website and program for visualizing Structure output and implementing the Evanno method. *Conservation Genetics Resources* 4: 359-361.
- ESTEVA, M., F. A. CERVANTES, S. V. BRANT, AND J. A. COOK. 2010. Molecular phylogeny of long-tailed shrews (genus *Sorex*) from Mexico and Guatemala. *Zootaxa* 2615:47-65.
- EVANNO, G., S. REGNAUT, AND J. GOUDET. 2005. Detecting the number of clusters of individuals using the software Structure: a simulation study. *Molecular Ecology* 14: 2611-2620.

- EXCOFFIER, L., P. SMOUSE, AND J. QUATTRO.** 1992. Analysis of molecular variance inferred from metric distances among DNA haplotypes: Application to human mitochondrial DNA restriction data. *Genetics* 131:479-491.
- FUMAGALLI, L., P. TABERLET, D. T. STEWARD, L. GIELLY, J. HAUSSER, AND P. VOGEL.** 1999. Molecular phylogeny and evolution of *Sorex* shrews (Soricidae: Insectivora) inferred from mitochondrial DNA sequence data. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 11:222-235.
- GEORGE, S. B.** 1988. Systematics, historical biogeography, and evolution of the genus *Sorex*. *Journal of Mammalogy* 69:443-461.
- GEORGE, S. B.** 1989. *Sorex trowbridgii*. *Mammalian Species* 337:1-5.
- HANSKI, I.** 1994. Population biological consequences of body size in *Sorex*. Pp. 15-26 in *Advances in the biology of shrews* (Merritt, J. F., G. L. Kirkland, Jr., and R. K. Rose, eds.). Special Publication of Carnegie Museum of Natural History, Chicago.
- HELLBORG, L., C. W. WALKER, E. K. RUENESS, J. E. STACY, I. KOJOLA, H. VALDMANN, C. VILA, B. ZIMMERMANN, K. S. JAKOBSEN, AND H. ELLEGREN.** 2002. Differentiation and levels of genetic variation in northern European lynx (*Lynx lynx*) populations revealed by microsatellites and mitochondrial DNA analysis. *Conservation Genetics* 3:97-111.
- HOFFMEISTER, D. F.** 1986. *Mammals of Arizona*. The University of Arizona Press. Tucson, EE. UU.
- JUNGE, J. A., AND R. S. HOFFMANN.** 1981. An annotated key to the long-tailed shrews (genus *Sorex*) of the United States and Canada, with notes on Middle American *Sorex*. *Occasional Papers of the Museum of Natural History, The University of Kansas* 94:1-48.
- 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.
- KNOWLES, L. L.** 2001. Did the Pleistocene glaciations promote divergence? Tests of explicit refugial models in the montane grasshoppers. *Molecular Ecology* 10:691-701.
- MADISON, D. R., AND W. P. MADISON.** 2000. *MacClade 4. Analysis of Phylogeny and Character Evolution*. Sinauer Associates, Inc. Publishers. Sunderland, EE. UU.
- MALDONADO, J. E., C. VILA, AND R. K. WAYNE.** 2001. Tripartite genetic subdivision in the ornate shrew (*Sorex ornatus*). *Molecular Ecology* 10:127-147.
- MALDONADO, J. E., F. HERTEL, AND C. VILA.** 2004. Discordant patterns of morphological variation in genetically divergent populations of ornate shrews (*Sorex ornatus*). *Journal of Mammalogy* 85:886-896.
- MALDONADO, J. E., J. LEONARD, G. A. MIRANDA, J. ORTEGA, R. K. WAYNE, AND R. J. AGUILERA.** 2006. Ten polymorphic microsatellite loci for the endangered Buena Vista Lake shrew (*Sorex ornatus relictus*). *Molecular Ecology Notes* 6:349-352.
- MARSHALL, J. T.** 1957. *Birds of the pine-oak woodland in southern Arizona and adjacent Mexico*. Pacific Coast Avifauna, No. 32, Cooper Ornithological Society. Berkeley, EE. UU.
- MASCHERETTI, S., M. B. ROGATCHEVA, I. GUNDUZ, K. FREDGA, AND J. B. SEARLE.** 2003. How did pygmy shrews colonize Ireland? Clues from a phylogenetic analysis of mitochondrial cytochrome b sequences. *Proceedings of Biological Sciences* 270:1593-1599.
- MASTA, S. E.** 2000. Phylogeography of the jumping spider *Habronattus pugillis* (Araneae: Salticidae): Recent vicariance of sky island populations? *Evolution* 54:1699-1711.
- MCAILEY, L. R., M. B. O'NEILL, AND R. J. BAKER.** 2007. Molecular evidence for genetic subdivisions in the desert shrew, *Notiosorex crawfordi*. *The Southwestern Naturalist* 52:410-417
- MORITZ, C.** 1994. Defining Evolutionary Significant Units for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 9:373-375.
- MOUCHATY, S. K., A. GULLBERG, A. JANKE, AND U. ARNASON.** 2000. The phylogenetic position of the Talpidae within eutheria based on analysis of complete mitochondrial sequences. *Molecular Biology and Evolution* 17:60-67.

- NISHIDA, F. H., W. J. SUNDBERG, J. A. MENGE, J. S. STATES, R. E. TULLOSS, AND B. J. CIFUENTES.** 1992. Studies in the mycoflora of the Chiricahua Mountains. I. Preliminary report on species distribution, ecology, and biogeographical affinities. Pp. 35-39 in Chiricahua Mountains Research Symposium, Proceedings (Barton, A. M., and S. Sloane, eds.). Southwest Parks and Monument Association, Tucson, EE. UU.
- OHDACHI, S. D., R. MASUDA, H. ABE, J. ADACHI, N. E. DOKUCHAEV, V. HAUKISALMI, AND M. C. YOSHIDA.** 1997. Phylogeny of Eurasian soricine shrews (Insectivora, Mammalia) inferred from the mitochondrial cytochrome b gene sequences. *Zoological Sciences* 14:527-532.
- OHDACHI, S. D., N. E. DOKUCHAEV, M. HASEGAWA, AND R. MASUDA.** 2001. Intraspecific phylogeny and geographical variation of Northeastern Asiatic *Sorex* shrews based on the mitochondrial cytochrome b sequences. *Molecular Ecology* 10:2199-2213.
- OHDACHI, S. D., M. A. IWASA, V. A. NESTERENKO, H. ABE, R. MASUDA, AND W. HABERL.** 2004. Molecular phylogenetics of Crocidura shrews (Insectivora) in East and Central Asia. *Journal of Mammalogy* 85:396-403.
- OHDACHI, S. D., M. HASEGAWA, M. A. IWASA, P. VOGEL, T. OSHIDA, L. K. LIN, AND H. ABE.** 2006. Molecular phylogenetics of the soricid shrews (Mammalia) based on mitochondrial cytochrome b gene sequences: with special reference to the Soricinae. *Journal of Zoology (London)* 270:177-191.
- ORTEGA, J., S. YOUNG, L. H. SIMONS, AND J. E. MALDONADO.** 2005. Characterization of six microsatellite loci for *Sorex arizonae*. *Molecular Ecology Notes* 5:851-853.
- PRITCHARD, J. K., M. STEPHENS, AND P. DONNELLY.** 2000. Inference of population structure using multilocus genotype data. *Genetics* 155:945-959.
- RAYMOND, M., AND F. ROUSSET.** 1995. GENEPOP (Version 1.2): population genetics software for exact tests and ecumenicism. *Journal of Heredity* 86:248-249.
- RICE, W. R.** 1989. Analyzing tables of statistical tests. *Evolution* 43:223-225.
- RONQUIST, F., AND J. P. HUELSENBECK.** 2003. MRBAYES 3: Bayesian phylogenetic inference under mixed models. *Bioinformatics* 19:1572-1574.
- ROUSSET, F.** 1996. Equilibrium Values of Measures of Population Subdivision for Stepwise Mutation Processes. *Genetics* 142:1357-1362.
- SAITOU, N., AND M. NEI.** 1987. The neighbor-joining method: A new method for reconstruction phylogenetic trees. *Molecular Biology and Evolution* 4:406-425.
- SAMBROOK, I., E. F. FRITSCH, AND T. MANIATIS.** 1989. *Molecular Cloning: A Laboratory Manual*. Second edition. Cold Spring Harbor Laboratory Press. New York, EE. UU.
- SCHNEIDER, S., D. ROESSLI, AND L. EXCOFFIER.** 2000. Arlequin ver. 2.000: a software for population genetics data analysis. Genetics and Biometry Laboratory, University of Geneva. Geneva, Switzerland.
- SIKES, R. S., W. L. GANNON, AND THE ANIMAL CARE AND USE COMMITTEE OF THE AMERICAN SOCIETY OF MAMMALOGISTS.** 2011. Guidelines of the American Society of Mammalogists for the use of wild mammals in research. *Journal of Mammalogy* 92:235-253.
- SIMONS, L. H., AND D. F. HOFFMEISTER.** 2003. *Sorex arizonae*. *Mammalian Species* 732:1-3.
- SIMONS, L. H. AND J. E. MALDONADO.** 2007. Genetics of Arizona Shrew (*Sorex arizonae*). Final Report on Heritage Grants-in-Aid Project Number I99023. Arizona Game and Fish Department. Phoenix, EE. UU.
- SIMONS, L. H., R. C. SZARO, AND S. C. BELFIT.** 1990. Distribution of *Notiosorex crawfordi* and *Sorex arizonae* along an elevational gradient. *Journal of Mammalogy* 71:634-640.
- SIMONS, L. H., AND W. E. VAN PELT.** 1999. Occurrence of *Sorex arizonae* and other shrews (Insectivora) in southern Arizona. *The Southwestern Naturalist* 44:334-342.
- SIPE, T. W., AND R. A. BROWNE.** 2004. Phylogeography of masked (*Sorex cinereus*) and smoky shrew (*Sorex fumeus*) in the southern Appalachian. *Journal of Mammalogy* 85:875-885.
- SWOFFORD, D. L.** 2001. PAUP*: Phylogenetic Analysis Using Parsimony (*and other methods). Version 4.0 b10. Sinauer Associates Inc. Sunderland, EE. UU.
- TAMURA, K., AND M. NEI.** 1993. Estimation of the number of nucleotide substitution in the control region of

- mitochondrial DNA in humans and chimpanzees. *Molecular Biology and Evolution* 10:512-526.
- WARSHALL, P.** 1986. Biogeography of high peaks of the Pinalenos. Environmental Data Book, U.S. Forest Service, Coronado National Forest, by Maricopa Audubon Society. Phoenix, EE. UU.
- WEIR, B. S., AND C. C. COCKERHAM.** 1984. Estimating F-statistics for the analysis of population structure. *Evolution* 38:1358-1370.
- WOODMAN, N., J. MATSON, AND I. CASTRO-ARELLANO.** 2008. *Sorex arizonae*. In: IUCN 2014. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.2. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 13 October 2014.

Summited: November 3, 2014

Review: December 17, 2015

Accepted: April 12, 2015

Associated editor: Sergio Solari

**Potential distribution of the white-tooted woodrat
(*Neotoma leucodon* Merriam 1984) and nest density
in the southern Chihuahuan Desert**

Distribución potencial de la rata magueyera (*Neotoma leucodon* Merriam 1984) y densidad de madrigueras en el sur del desierto chihuahuense

Jesús Manuel Martínez-Calderas¹, Jorge Palacio-Núñez^{1*}, Fernando Clemente-Sánchez¹, Juan Felipe Martínez-Montoya¹, Gerardo Sánchez-Rojas² y Genaro Olmos-Oropeza¹

¹Colegio de Postgraduados, Campus San Luis Potosí. Iturbide 73, Salinas de Hidalgo, S.L.P. 78621, México. E-mail: biologo99mx@yahoo.com.mx (JMM-C), jpalacio@colpos.mx (JP-N), clamente@colpos.mx (FC-S), fmontoya@colpos.mx (JFM-M), olmosg@colpos.mx (GO-O).

²Instituto de Ciencias Básicas e Ingeniería, Centro de Investigaciones Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Apartado postal 63, Pachuca, Hidalgo, 42001, México. E-mail: gerardo.sanchezrojas@gmail.com (GS-R).

*Corresponding author

Introduction: The white-tooted woodrat (*Neotoma leucodon*) is keystone in a variety of ecological processes. However, this specific rodent is considered a delicacy in the Southern region of the Chihuahuan Desert, which has resulted in uncontrolled exploitation. To date there are no studies to determine its population status, and it is not protected by the Mexican law. The objective of this study was to model the potential distribution of this species in the Southern Chihuahuan Desert, and to estimate the current population density.

Methods: The study area includes 12 Physiographic Subprovinces (PSP), which cover the Southern portion of the Chihuahuan Desert, located in North-central Mexico. The initial study area has 88,338.4 km², which we divided into a grid of 5 x 5 square km, obtaining 7,692 squares of which 233 were sampled. We draw rectangular quadrants of 10 x 100 m in the centroid of each square, where we collected the following habitat variables: soil type, vegetation type, slope, altitude, and presence of active nests. We obtained the nest density and a potential distribution model using Maxent, which included 25 predictive variables.

Results: We found evidence of the presence of the white-tooted woodrat in 69 sites. We located the species mainly in low terrain slopes with an altitude range of 1,701- 2,100 m. The results also indicate higher abundance in Xerosol soil associated with microphyllous desert scrub. The potential distribution area found was 60,766 km² (68.8 %), in which the distribution probability was low (27.3 %), medium (25.4 %), and high (16.1 %). The average nest density was 545 km². The variables that best explained the model of potential distribution (AUC 0.920 ± 0.017) were: soil type, vegetation type, vegetation cover, slope, aspect, two bioclimatic variables of precipitation, and three bioclimatic variables of temperature.

Discussion and conclusions: The distribution and abundance of small mammal populations often depend on interactions between environmental variables. In our study, the main habitat variables coincided with those found in other studies. The potential distribution was restricted to the Northern and central portions of the study area. Soil type, vegetation type and vegetation cover markedly influenced the potential habitat for the establishment of nests. Wright (1972) mentions that an increment of vegetation cover rises the density of rats, but only when the plants they eat are abundant, which in turn causes an increase in the number of nests. Nest density was low compared to other sites. The status of the population is worrisome; it is necessary to do more assessments on the species distribution and on its use as food source for the local people.

Key words: Maxent; population abundance; semiarid environments; signs, soil type; vegetation type; wild rodents.

Introducción

Las ratas del género *Neotoma* construyen madrigueras muy conspicuas, por lo que son usadas como un índice para determinar su abundancia (e. g. English 1923; Hanson 1957; Wright 1973; Vreeland y Tietje 1999). La importancia de las madrigueras para las ratas es clara; ofrece protección contra los depredadores, contra el clima extremo (Brown *et al.* 1972) y proporciona un lugar para almacenar alimento (Wells y Jorgensen 1964). Las condiciones que las madrigueras de las ratas del género *Neotoma* generan en los ambientes donde se distribuyen, incluye un incremento de materia orgánica y nitrógeno en el suelo en las áreas contiguas a las madrigueras, proporciona refugio a otras especies lo que hace que se considere a las poblaciones del género *Neotoma* spp., como especies clave en los ambientes que habitan (Whitford y Steinberger 2010).

Además de su importancia ecológica, la rata magueyera (*Neotoma leucodon*) es considerada un manjar en el sur del desierto chihuahuense, siendo un aporte importante de proteína para los habitantes locales (Rangel-Silva 1986) y una fuente de ingreso (Mellink *et al.* 1986) para comerciantes locales. Esto ha ocasionado la explotación excesiva de la especie, lo que ha mermado su población; en cierto momento, los pobladores locales la creyeron extinta, sin embargo, no existen estudios que determinen su estado actual basado en su densidad poblacional en la región. La especie no se encuentra bajo protección legal en México, y no fue considerada como una especie bajo protección de la NOM- 059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT 2010). En el ámbito internacional, la especie está considerada como de preocupación menor ("least concern") debido a su amplia distribución, presumiblemente con una gran población, y porque es poco probable que su tasa de disminución sea la requerida para que califique en la categoría de amenazada (Timm *et al.* 2008).

Para tomar acciones efectivas de conservación, es necesario conocer la situación actual y mantener un monitoreo del estado poblacional de cualquier especie de interés, que esté sujeta a aprovechamiento (e. g. Cuéllar y Noss 2014). Una herramienta muy importante para predecir la distribución potencial de las especies es el algoritmo de máxima entropía (MaxEnt), éste permite no sólo hacer estas predicciones con un valor de robustez estadística asociado, sino que también puede detectar cuáles variables tienen mayor peso para explicar los modelos que permiten hacer las predicciones espaciales, tanto de hábitat como de la distribución potencial de las especies. El objetivo de este trabajo fue estimar la distribución potencial de *N. leucodon* en el sur del desierto chihuahuense, así como su abundancia con base en la densidad de madrigueras activas.

Material y Métodos

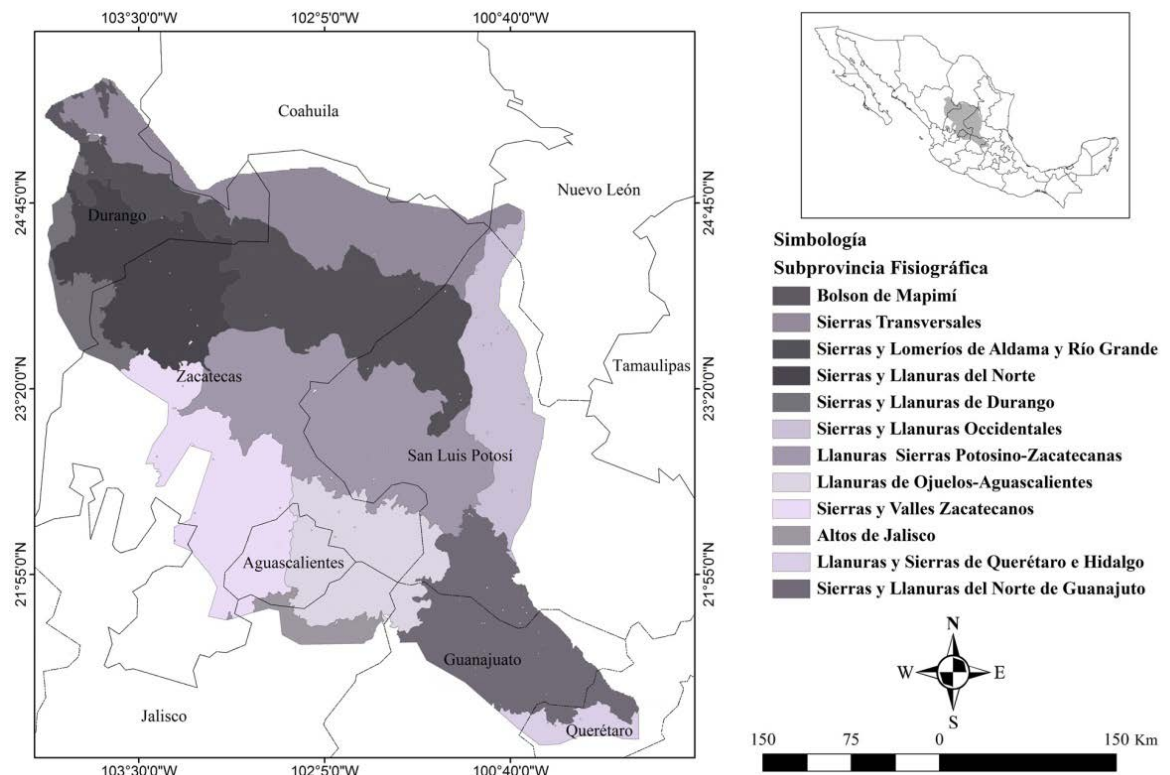
Área de estudio. El área de estudio comprendió la porción sur del desierto chihuahuense, en la porción centro-norte de México. Abarcó parte de los estados de Durango, Coahuila, Zacatecas, Nuevo León, San Luis Potosí, Aguascalientes, Jalisco, Guanajuato y Querétaro, cuyas coordenadas extremas son 21.15 a 25.073° N y -100 a -102° W; abarcando una extensión de 88,338 km² (Figura 1). La fisiografía de la zona va de plana, ligeramente ondulada, a escabrosa, con presencia de grandes llanuras con sierras aisladas (Cervantes-Zamora *et al.* 1990). Para ayudar a comprender la distribución potencial de la rata magueyera, se incluyeron 12 Subprovincias Fisiográficas (SPF), o las porciones de éstas dentro del área de estudio. Esta zona tiene como límite la Sierra Madre Oriental hacia el este, la Sierra Madre Occidental hacia el oeste y el Eje Volcánico Transversal hacia el sur. La SPF Sierras Transversales constituye una barrera que divide al desierto chihuahuense en sus porciones norte y sur (Cervantes-Zamora *et al.* 1990) y sólo la porción sur se incluyó en este estudio. Las SPF consideradas fueron: Bolsón de Mapimí (BM), Sierras Transversales (ST), Sierras y Lomeríos de Aldama y Río Grande (SLARG), Sierras y Llanuras del Norte (SLN), Sierras y Llanuras de Durango (SLD), Sierras y Llanuras Occidentales (SLO), Llanuras y Sierras Potosino-

Zacatecanas (LSPZ), Llanuras de Ojuelos-Aguascalientes (LOA), Sierras y Valles Zacatecanos (SVZ), Altos de Jalisco (AJ), Llanuras y Sierras de Querétaro e Hidalgo (LSQH) y Sierras y Llanuras del Norte de Guanajuato (LSNG). Predominan los climas seco y semiseco, con época de lluvia de junio a septiembre, y seco el resto del año; en el área de estudio suelen presentarse sequías por varios años (SNIARN 2005). La vegetación presenta adaptaciones a la aridez (Rzedowski 1994).

Muestreo en campo. Para ubicar los puntos de muestreo se generó una rejilla con cuadros de 5 x 5 km (25 km²) usando cartografía base 1:250,000 del Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI 1991; INEGI 2005a, b; INEGI 2007), y el programa informático ArcGIS 9.2 (ESRI 2006). De esta cartografía base se eliminaron zonas de cultivo, cuerpos de agua, zonas urbanas y otras infraestructuras humanas. Se obtuvieron 7,962 cuadros y, mediante muestreo simple aleatorio, se seleccionaron 233 sitios de muestreo, separados al menos por 5 km uno del otro, los cuales fueron localizados en campo mediante GPS, buscando el centroide de cada cuadro. A partir de cada centroide se trazó una parcela rectangular de 10 x 100 m, donde se registró la presencia de la rata magueyera, principalmente de madrigueras activas, excretas y mordeduras en nopales o magueyes (Aranda 2000; Elbroch 2003). También se registraron las siguientes variables: coordenadas geográficas, altitud, y pendiente del terreno que fue clasificada con base en lo reportado por el Ministerio del Medio Ambiente (2004) en: Nula o Suave (NS = < 3 °), Moderada (M = 3 - 10 °), Fuerte (F = > 10 - 20 °), Muy fuerte (MF = > 20 - 30 °) y Escarpada (E = > 30 °). Los tipos de suelo y tipos de vegetación se localizaron en la cartografía de INEGI (2005b, 2007).

Modelo de distribución potencial y cálculo de densidad poblacional. El mapa de distribución potencial se generó a partir de 25 variables en formato ráster, con resolución de 1 km², considerando 19 variables bioclimáticas de WorldClim 1.4 (Hijmans *et al.* 2005), tipo de suelo (INEGI 2007), cobertura vegetal (Hansen *et al.* 2000), tipo de vegetación (INEGI 2005b), altitud,

Figura 1. Mapa del área de estudio. Se muestran las Subprovincias Fisiográficas y los límites estatales dentro de la porción sur del desierto chihuahuense.



orientación y pendiente, derivadas del modelo digital de elevación (INEGI 2008). Para minimizar el número de variables se realizó una correlación de Pearson con el programa ENM Tools 1.4 (Warren *et al.* 2008). Todas las parcelas que presentaron registros se usaron para el desarrollo del modelo de distribución potencial. Para el modelado se utilizó el algoritmo MaxEnt versión 3.3.3k, usando 20 réplicas aleatorias y una validación cruzada, que consiste en re-sortear los datos para el modelado y para evaluar el modelo obtenido con los nuevos parámetros, según especificaciones de Phillips *et al.* (2006). Para generar el modelo, este algoritmo usa 70 % de los datos de ocurrencia; 30 % restante se usa para evaluar los errores de omisión y comisión. Se considera el área bajo la curva (AUC) generada por el algoritmo (Hernandez *et al.* 2006), curva obtenida directamente de la evaluación de los modelos por medio de las curvas ROC (*e. g.* Contreras-Medina *et al.* 2010). Asimismo, mediante una prueba de Jackknife, se evalúan las variables en el modelo y se obtiene la información y porcentaje que aporta cada una. Considerando el mapa promedio que representa el hábitat inferido y ajustado de la especie (Anderson *et al.* 2003; Burneo *et al.* 2009), se creó un mapa de presencia-ausencia utilizando ArcGIS 9.2 (ESRI 2006). Para la reclasificación, se tomó como umbral de corte el valor mínimo de probabilidad de presencia (0.6377), con el cual se establecieron cuatro niveles: ausente o no detectado, probabilidad baja, media y alta. Con este mapa y estos niveles se calculó el área de distribución potencial expresado en porcentaje del área total de cada SPF.

Con la información obtenida en las parcelas, se determinó la densidad relativa de madrigueras de rata magueyera (mad/km²). La densidad media fue analizada para el área total, así como para cada SPF. Se estimó el porcentaje de ocurrencia de indicios entre los niveles de altitud y la pendiente del terreno (medidos en campo), así como el tipo de suelo y el tipo de vegetación localizadas en la cartografía (INEGI 2005a).

Resultados

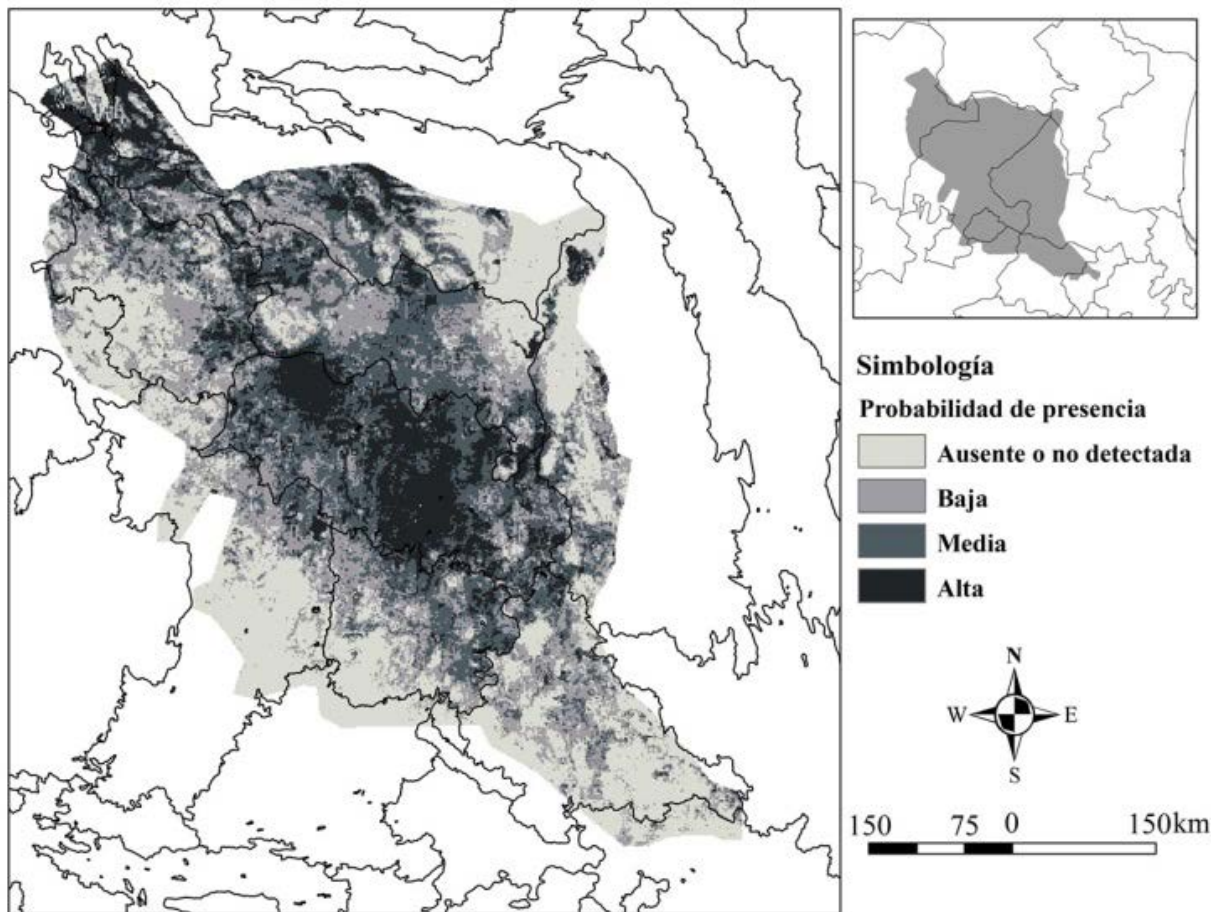
Se localizaron 69 (29.6 %) sitios con presencia de rata magueyera. De éstos, en seis no se encontraron madrigueras sino otras evidencias como excretas o nopales y magueyes roídos. Respecto a la distribución de los registros por pendiente, la mayor proporción (96 %) se encontró en zonas de pendiente baja, en donde 60.6 % en NS (< 3°) y 35.4 % en M (3 - 10°). Sólo el 4 % de los registros se observaron en pendiente E (> 30°). Se localizaron 14 tipos de suelo, los cuales dieron 28 combinaciones considerando textura y fase, donde 22 tuvieron indicios de presencia de madrigueras. El mayor número de registros (62.90 %) se encontró en los Xerosoles, seguido por Litosoles (13.39 %) y Castañozem (11.02 %). El menor número de indicios se localizó en Yermosol háplico con textura media y fase pedregosa. En los suelos Fluvisol, Gipsisol, Solonetz y Planosol no hubo registros. La especie se localizó mayoritariamente en los intervalos de altitud de 1,701 a 1,900, y de 1,901 a 2,100 m, con presencia escasa por debajo y por encima de dicho intervalo. En la zona se registraron 17 tipos de vegetación o uso del suelo, pero sólo se localizaron indicios de la presencia de las ratas magueyeras en diez, siendo el matorral desértico micrófilo el dominante (60 %), seguido de pastizal, mezquital y matorral rosetófilo (Anexo 1).

El modelo de distribución potencial predijo una área de 60,766 km² (68.8 %). Dentro de ésta, las zonas donde la probabilidad de presencia de la especie fue clasificada como media y alta, mostraron los porcentajes más bajos (Figura 2). La mayor probabilidad de distribución alta y media fue en el Bolsón de Mapimí (BM) y Llanuras y Sierras Potosino-Zacatecanas (LSPZ). Por su parte, Sierras y Lomeríos de Aldama y Río Grande (SLARG), Llanuras de Ojuelos-Aguascalientes (LOA) y Sierras Transversales (ST) presentaron probabilidad de media a baja, con aporte importante en la probabilidad de ausente o no detectada, sobre todo en LOA y ST. En Sierras y Llanuras del Norte (SLN), Sierras y Llanuras de Durango (SLD), Sierras y Llanuras Occidentales (SLO), Sierras y Valles

Zacatecanos (SVZ) y Sierras y Llanuras del Norte de Guanajuato (SLNG) sólo hubo clasificación de probabilidad baja o, mayoritariamente, en ausente o no detectada. Se presentó la mayor proporción de hábitat con distribución ausente o no detectado en Altos de Jalisco (AJ) y Llanuras y Sierras de Querétaro e Hidalgo (LSQH). La densidad media de indicios para el área de distribución potencial fue de 545 mad/km². Las SPF que mostraron la mayor densidad (Tabla 1) fueron: LOA, LSPZ, BM, ST, SLO y SLARG. En SLD y SVZ no se observaron madrigueras, pero se localizaron otras evidencias de presencia. Las demás subprovincias presentaron valores más bajos.

De acuerdo con el análisis de la curva ROC, el modelo presentó una buena predicción (AUC = 0.903 ± 0.014). Con base en la correlación de Pearson, sólo 11 variables fueron utilizadas para la generación del modelo. Tres bioclimáticas relacionadas con la precipitación (Bio01, Bio03, Bio05), dos relacionadas con la precipitación (Bio13, Bio15), tipo de vegetación, cobertura vegetal, tipo de suelo, orientación, altitud y pendiente, que correspondieron a las variables que tuvieron baja correlación entre sí, y con las demás variables. Pero sólo diez fueron las que mejor explicaron la distribución (Tabla 2).

Figura 2. Distribución potencial de la rata magueyera en el sur del desierto chihuahuense.



Discusión

En recientes investigaciones de secuenciación de citocromo-b, *Neotoma leucodon* fue reconocida como una especie separada del complejo *N. albigula* (Edwards et al. 2001), debido a que ésta cambió de clasificación taxonómica. Existen pocos estudios relacionados con su distribución, y no hay ninguno específico relacionado con la población (Tim et al. 2008). En el caso del sur del desierto

chihuahuense, varios estudios anteriores al estudio genético hacen referencia a *N. albigula*, cuando en realidad se están refiriendo a *N. leucodon*.

La distribución y abundancia de las poblaciones de los pequeños mamíferos usualmente dependen de las interacciones entre las variables ambientales (Brown *et al.* 1972). En el caso de las principales variables de este estudio, éstas coincidieron con las reportadas por otros autores como las de mayor relevancia en el uso del hábitat por *N. albigula*. Respecto a la pendiente, sólo el estudio de Wright (1972) hace mención del uso de terrenos con pendiente moderada por parte de *N. albigula*. Esta característica es similar a los sitios en donde se localizaron las madrigueras

Tabla 1. Probabilidad de distribución potencial de la rata magueyera reportando tanto el área (km²) como el porcentaje, así como los valores de densidad de madrigueras (mad/km²), para cada SPF en el sur del desierto chihuahuense.

SPF	A-ND ¹		Baja		Media		Alta		mad/km ²
	Área	%	Área	%	Área	%	Área	%	
BM	30.7	5.8	41.9	7.9	83.7	15.9	370.9	70.35	666.7
ST	4,960.5	33.3	3,982.4	26.8	3,531.3	23.7	2,413.3	16.21	638.9
SLARG	2,143.4	11.6	6,037.9	32.8	7,148.3	38.8	3,084.3	16.75	509.4
SLN	1,679.0	26.6	2,504.0	39.6	1,485.1	23.5	648.7	10.27	375.0
SLD	1,335.4	63.6	541.5	25.8	195.0	9.3	29.4	1.40	0.0
SLO	2,266.6	47.9	1,366.0	28.9	813.0	17.2	289.3	6.11	600.0
LSPZ	110.1	0.8	1,854.3	13.1	5,581.2	39.6	6,566.2	46.53	727.3
LOA	1,451.9	27.1	1,832.7	34.2	1,691.6	31.5	387.2	7.22	789.5
SVZ	4,922.1	59.7	2,330.4	28.3	783.1	9.5	207.7	2.52	0.0
AJ	1,728.6	93.7	114.2	6.2	2.8	0.2	0.0	0.00	500.0
LSQH	2,295.6	80.5	496.5	17.4	53.3	1.9	4.8	0.17	333.3
SLNG	4,648.2	52.0	3,009.1	33.7	1,093.6	12.2	191.4	2.14	142.9
Total	27,572.1	31.2	24,110.9	27.3	22,462.1	25.4	14,193.3	16.1	545.1

¹A-ND = Ausente o No detectada

de *N. leucodon* en este estudio. Resalta la importancia del tipo de suelo y el tipo de vegetación, ya que están correlacionadas con la distribución y abundancia de varios roedores (Rosenzweig y Winakur 1969). En el caso del tipo de suelo, varios autores mencionan que las ratas magueyeras construyen sus madrigueras en zonas con presencia de rocas (Wright 1973; Timm *et al.* 2008). En el presente estudio, los suelos mostraron diferentes fases asociadas a rocas. Los tipos de vegetación en donde se localizaron los registros coincide con lo mencionado por Rangel-Silva (1987), Macedo y Mares (1988), Mellink (1991), Luévano *et al.* (2008) y Tim *et al.* (2008). El género *Neotoma* muestra una gran afinidad con la densidad de *Agave* sp. (Rangel-Silva 1987), *Opuntia* sp., y *Cylindropuntia* sp. (Vorhies y Taylor 1940; Raun 1966; Brown *et al.* 1972). Esto se debe a que las condiciones en estos sitios (estructura cerrada, alta densidad de plantas con espinas) ofrecen una mayor protección contra los depredadores (Brown *et al.* 1972). Wright (1972) menciona que el aumento de la cobertura vegetal parece incrementar la densidad de estas ratas sólo cuando las plantas que proveen alimento y agua son suficientes, por lo que se ocasiona un incremento en el número de madrigueras.

La distribución potencial de las madrigueras en el sur del desierto chihuahuense estuvo limitada hacia el norte y centro del área. Presentó alrededor de 40 % con condiciones adecuadas para probabilidad alta y media de distribución. Aun dentro de las diferentes subprovincias se observaron cambios en la probabilidad de presencia, por lo que es un hecho que la distribución

potencial de esta especie no es homogénea, la cual coincide en parte con la reportada por Ceballos *et al.* (2006). En el mapa que reportan dichos autores, casi en su totalidad (98 %) aparece como de alta probabilidad de presencia, y sólo pequeños parches de probabilidad baja y ausente o no detectada. Ese modelo se realizó por medio del algoritmo GARP, y usaron para su desarrollo sólo coberturas climáticas digitales y localidades de registro de la especie, las cuales fueron obtenidas de bases de datos. En el caso del modelo del presente artículo, se realizó con las coberturas climáticas digitales que no presentaron correlación entre ellas, y seis capas de variables del hábitat. El modelo tuvo un área bajo la curva mayor a 0.90, por lo que éste fue una buena predicción de distribución potencial (Phillips *et al.* 2006).

En cuanto a la relevancia de las variables bioclimáticas, se ha confirmado que las madrigueras de *Neotoma* proveen microclimas que permiten a sus ocupantes sobrevivir a las condiciones climáticas extremas del hábitat (Lee 1963; Brown 1968; Mares 1999). Esto se debe a que son excelentes irradiadores o conservadores de calor de acuerdo con las condiciones existentes en el momento (Cameron y Rainey 1972). Brown (1968) reportó que las ratas del género *Neotoma* pueden mantener constante la temperatura de su cuerpo aun después de estar cuatro horas expuestas a temperaturas ambientales de -10 a 30 °C. Si la temperatura ambiental aumenta a más de 32 °C, también incrementa la temperatura corporal de la rata. La máxima temperatura que puede tolerar esta especie es de 38 °C, observándose mortandad en la población a los 40 °C (Brown 1968). No existen reportes que indiquen que la precipitación influya de alguna manera en su dinámica poblacional. Morrison *et al.* (2002) menciona que, con excepción de *N. albigula*, todas las especies de roedores en el sureste de Arizona incrementaron sus poblaciones al aumentar la precipitación.

La localización de madrigueras es una fuente de información valiosa para determinar la distribución y hábitat potencial de las especies (*e. g.* Hansen y Beck; 1968; Kendall *et al.* 1992). También pueden ser usados para estimar la abundancia relativa (*e. g.* Reid *et al.* 1966; Kendall *et al.* 1992; Fargo y Laudenslayer 1999; Vreeland y Tietje 1999) debido a que la densidad relativa de esos indicios suele ser un reflejo de la abundancia real de una especie en un área en particular (Hansen 1957; Fargo y Laudenslayer 1999). En lo referente a la densidad de indicios tanto para el área de estudio como para cada una de las subprovincias, los valores se encuentran debajo de lo reportado para otros sitios. En el caso de *N. albigula* para el suroeste de Arizona, Hanson (1957) reporta una densidad de 21 madrigueras activas en 4.132 acres (aproximadamente 1,260 madrigueras/km²).

En la porción sur del desierto chihuahuense sólo el estudio de Rangel-Silva (1987) evaluó la densidad de madrigueras en tres localidades del altiplano potosino, reportando de 12 a 72

Tabla 2. Variables predictivas importantes para generación del modelo de distribución potencial de rata magueyera en el sur del desierto chihuahuense.

Variable	Contribución (%)	Porcentaje acumulado
Tipo de suelo	31.8	31.8
Tipo de vegetación	18.7	50.5
Cobertura vegetal	12.6	63.1
Máxima temperatura del mes más cálido Bio05	8.2	71.3
Pendiente	7.0	78.3
Precipitación estacional (Bio15)	5.4	83.7
Isotermalidad (Bio03)	4.9	88.6
Temperatura media anual (Bio01)	4.7	93.3
Orientación	4.0	97.3
Precipitación del mes más húmedo (Bio13)	2.7	100
Altitud	0	100

madrigueras activas/ha (1,200 - 2,700 madrigueras activas /km²). La localidad donde obtuvo la mayor densidad presentó vegetación de nopalera densa, así como presión moderada de manejo ganadero. En cuanto a la ocupación de madrigueras, el mismo autor menciona que se localizaron ratas jóvenes con ratas hembras adultas, corroborando parentesco entre ellas. En el presente estudio, los valores de densidad media de indicios se relacionaron directamente con los resultados de distribución potencial en algunas de las SPF. Para Llanuras y Sierras Potosino-Zacatecanas (LSPZ), Sierras y Llanuras de Aldama y Río Grande (SLARG), Llanuras de Ojuelos-Aguascalientes (LOA) y Sierras Transversales (ST) hubo un reflejo directo, con alta densidad de indicios y alta distribución potencial. En Sierras y Llanuras del Norte (SLN), Altos de Jalisco (AJ), Sierras y Llanuras del Norte de Guanajuato (SLNG) y Llanuras y Sierras de Querétaro e Hidalgo (LSQH) hubo reflejo directo entre baja densidad y probabilidad baja o ausente. La excepción fue para el Bolsón de Mapimí (BM), donde se presentó baja densidad de indicios, pero alta probabilidad de presencia. En el caso de Sierras y Llanuras Occidentales (SLO) presentó densidad alta, pero el modelo de distribución potencial mostró áreas con probabilidad de presencia baja o ausente. En el caso de Sierras y Valles Zacatecanos (SVZ) y Sierras y Llanuras de Durango (SLD) hubo indicios, pero no se observaron madrigueras.

Comúnmente se considera que una rata ocupa una madriguera, pero en varios estudios se ha observado que no siempre es así, ya que el número de madrigueras usadas por esta especie es variable entre los individuos y el tiempo de uso (Fargo y Laudenslayer 1999). El cambio en el número de madrigueras no coincide necesariamente con la variación en el número de ratas, ni el cambio en el número de ratas necesariamente influye en la cantidad de madrigueras (Fargo y Laudenslayer 1999; Vreeland y Tietje 1999; Hamm *et al.* 2002; Merckels y Kerr 2002). En cambio, la abundancia de madrigueras puede estar relacionada con la calidad del hábitat, en lugar de la cantidad de ratas. Áreas con muchas madrigueras indican probablemente que el hábitat es de mejor calidad y, que potencialmente, puede mantener una gran cantidad de ratas, aunque, en un momento dado, el número de ratas puede ser bajo, y las áreas con relativamente pocas ratas indican baja calidad del hábitat (Fargo y Laudenslayer 1999).

El hábitat potencial para el establecimiento de madrigueras de rata magueyera en el sur del desierto chihuahuense estuvo marcadamente influido por el tipo de suelo y el tipo de vegetación. La densidad fue baja comparándola con los reportes en otros estudios (*e. g.* Hanson 1957; Rangel-Silva 1987). La gente que captura las ratas magueyeras en el sur del Desierto Chihuahuense usualmente destruye tanto la madriguera como la vegetación aledaña, con lo cual alteran el hábitat. La situación poblacional de esta especie es preocupante y, ante esto, es necesario realizar evaluaciones mejor enfocadas a este rubro. Se deben hacer más estudios para considerarla como un recurso aprovechable, siempre bajo la definición de estrictas bases de utilización, en las que debe enfatizarse su papel ecológico, y con un plan de manejo eficiente para la protección y utilización sustentable de la especie.

Resumen

Introducción: La rata magueyera es una especie clave para diversos procesos ecológicos. Es considerada un manjar y ha sido aprovechada sin control. Este trabajo se realizó con la finalidad de determinar su distribución potencial y evaluar su densidad con base en las madrigueras, así como las variables de mayor influencia.

Materiales y Método: El área de estudio fue de 88,338.4 km², y fue dividida en una rejilla de 7,962 cuadros de 5 x 5 km, de los cuales se muestrearon 233. En el centroide de cada cuadro se trazó una parcela rectangular de 10 x 100 m, donde se tomaron datos de las variables del hábitat: tipo de suelo, tipo de vegetación, pendiente, altitud, y presencia de madrigueras activas.

Resultados: Se localizaron 69 sitios con presencia de rata y con estos datos se obtuvieron valores de densidad, así como un modelo de distribución potencial con el programa Maxent usando 25 variables predictivas. El modelo (AUC = 0.920 ± 0.017) mostró una área de 60,766 km² (68.8 %) donde la densidad promedio fue de 545 madrigueras/km².

Discusión y conclusiones: Las principales variables que determinaron su distribución fueron: tipo de suelo y de vegetación, cobertura vegetal, pendiente y orientación, así como dos variables bioclimáticas derivadas de la precipitación y tres de temperatura. El hábitat potencial estuvo marcadamente influido por el tipo de suelo y de vegetación. La densidad de madrigueras fue baja comparándola con lo encontrado en otros sitios. Su situación poblacional podría considerarse preocupante, por lo que es necesario realizar evaluaciones más extensas de la población, incluyendo su uso como recurso alimenticio para un posible manejo de su uso.

Palabras clave: Abundancia poblacional; ambientes semiáridos; Maxent; tipo de suelo; tipo de vegetación.

Literatura citada

- ANDERSON, R. P., D. LEW, Y A. T. PETERSON. 2003. Evaluating predictive models of species distributions: criteria for selecting optimal models. *Ecological Modelling* 162:211–232.
- ARANDA, M. 2000. Huellas y otros rastros de los mamíferos grandes y medianos de México. Comisión para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Instituto de Ecología, A. C. Xalapa, México.
- BROWN, J. H. 1968. Adaptation to environmental temperature in two species of woodrats, *Neotoma cinerea* and *N. albigula*. *Miscellaneous publications / University of Michigan. Museum of Zoology* 135:1-48.
- BROWN, J. H., G. A. IEBERMAN, Y W. F. DENGLER. 1972. Woodrats and cholla: dependence of a small mammal population on the density of cacti. *Ecology* 53:310-313.
- BURNEO, S., J. F. GONZÁLEZ-MAYA, Y D. TIRIRA. 2009. Distribution and habitat modelling for Colombian weasel *Mustela felipei* in the Northern Andes. *Small Carnivore Conservation* 41:41-45.
- CAMERON, G. N., Y D. G. RAINEY. 1972. *Neotoma lepida* in the Mohave Desert. *Journal of Mammalogy* 53:251-266.
- CEBALLOS, G., S. BLANCO, C. GONZÁLEZ, Y E. MARTÍNEZ. 2006. *Neotoma leucodon* (Rata magueyera). Distribución potencial. Extraído del proyecto DS006 'Modelado de la distribución de las especies de mamíferos de México para un análisis GAP'. Con un tamaño de píxel: 0.01 grados decimales. Instituto de Biología. Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). Financiado por la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). Ciudad de México, México.
- CERVANTES-ZAMORA, Y., S. L. CORNEJO-OLGUÍN, R. LUCERO-MÁRQUEZ, J. M. ESPINOZA-RODRÍGUEZ, E. MIRANDA-VIQUEZ, Y A. PINEDA-VELÁZQUEZ. 1990. Provincias Fisiográficas de México. Clasificación de Regiones Naturales de México II, IV. 10. 2. Atlas Nacional de México. Vol. II. Escala 1:4000000. Instituto de Geografía. UNAM. Ciudad de México, México.
- CONTRERAS-MEDINA, R., I. LUNA-VEGA, Y C. A. RÍOS-MUÑOZ. 2010. Distribución de *Taxus globosa* (Taxaceae) en México: Modelos ecológicos de nicho, efectos del cambio del uso de suelo y conservación. *Revista Chilena de Historia Natural* 83:421-433.
- CUÉLLAR, E., Y A. J. NOSS. 2014. Diversidad de mamíferos y participación local en la conservación en el Gran Chaco Boliviano. *Therya* 5:39-60.
- EDWARDS, C. W., C. F. FULHORST, Y R. D. BRADLEY. 2001. Molecular phylogenetics of the *Neotoma albigula* species group: further evidence of a paraphyletic assemblage. *Journal of Mammalogy* 82:267-279.
- ELBROCH, M. 2003. *Mammals track and sign. A Guide to North American species.* Stanckpole books. Mechanicsburg, EE. UU.
- ENGLISH, P. F. 1923. The dusky-footed woodrat (*Neotoma fuscipes*). *Journal of Mammalogy* 4:1-9.
- ESRI. 2006. ArcGIS Desktop 9.2. Environmental System Research Institute. Redlands, EE. UU.
- FARGO, R., Y W. F. LAUDENSLAYER, JR. 1999. Are house counts reliable estimators of dusky-footed woodrat population size? *Transactions of the Western Section of the Wildlife Society* 35:71-75.
- HAMM, K. A., L. V. DILLER, Y D. W. KITCHEN. 2002. Comparison of indices to estimate abundance of dusky-footed woodrats. *Wildlife Society Bulletin* 30:64-70.
- HANSEN, R. M., Y R. F. BECK. 1968. Habitat of pocket gophers in Cochetopa Creek drainage, Colorado. *American Midland Naturalist* 79:103-117.

- HANSEN, M., R. DEFRIES, J. R. G. TOWNSHEND, Y R. SOHLBERG.** 2000. Global land cover classification at 1km resolution using a decision tree classifier. *International Journal of Remote Sensing* 21:1331-1365.
- HANSON, W. R.** 1957. Density of woodrat houses in Arizona chaparral. *Ecology* 38:650.
- HERNÁNDEZ, P. A., C. H. GRAHAM, L. L. MASTER, Y D. L. ALBERT.** 2006. The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography* 29:773-785.
- HIJMANS, R. J., S. E. CAMERON, J. L. PARRA, P. G. JONES, Y A. JARVIS.** 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25:1965-1978.
- INEGI.** 1991. Cartas geográficas de clima, suelo y precipitaciones, escalas 1: 10,000 y 1: 250,000. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Ciudad de México, México.
- INEGI.** 2005a. Conjunto de datos Vectoriales de la Carta de topografía. Escala 1:150,000, Serie II. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Aguascalientes, México.
- INEGI.** 2005b. Conjunto de datos Vectoriales de la Carta de Uso del Suelo y Vegetación. Escala 1:250,000, Serie III, Continuo Nacional. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Ciudad de México, México.
- INEGI.** 2007. Conjunto de datos Vectoriales Edafológicos. Escala 1:250,000, Serie II, Continuo Nacional. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Ciudad de México, México.
- INEGI.** 2008. Continuo de elevación nacional. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Aguascalientes, México.
- KENDALL, K. C., L. H. METZGAR, D. A. PATTERSON Y B. M. STEELE.** 1992. Power of sign surveys to monitor population trends. *Ecological Applications* 2:422-430.
- LEE, A. K.** 1963. Adaptations to arid environments in woodrats of the genus *Neotoma*. University of California Publications in Zoology 64:57-96.
- LUÉVANO, J., E. MELLINK, M. E. RIOJAS-LÓPEZ, Y J. L. FLORES-FLORES.** 2008. Comunidades de roedores nocturnos en un ecotono de matorrales micrófilos y zacatal gipsófilo en San Luis Potosí, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 79:197-203.
- MACEDO, R. H., Y M. A. MARES.** 1988. *Neotoma albigula*, Mammalian species 310: 1-7.
- MARES, M. A.** 1999. *Neotoma albigula*. Pp. 596-598 in *The Complete Book of North American Mammals* (Wilson, D. E. ed.). American Society of Mammalogists. Lawrence, EE. UU.
- MELLINK, E., J. R. AGUIRRE, Y E. M. GARCÍA.** 1986. Estudio sobre la utilización de la fauna Silvestre en el Altiplano Potosino-Zacatecano. Colegio de Postgraduados. Chapingo, México.
- MELLINK, E.** 1991. Rodent communities associated with three traditional agroecosystems in the San Luis Potosi Plateau. *Mexico: Agriculture, Ecosystems and Environment* 33:363-375.
- MERKELS, R., Y S. F. KERR.** 2002. Demographics, den use, movements and absence of *Leishmania mexicana* in Southern plains woodrats (*Neotoma micropus*). *The Southwestern Naturalist* 47:70-77.
- MINISTERIO DEL MEDIO AMBIENTE.** 2004. Guía para la elaboración de estudios del medio físico. Ministerio del Medio Ambiente. Madrid, España.
- MORRISON M. L., A. J. KUENZI, C. F. BROWN, Y D. E. SWANN.** 2002. Habitat use and abundance trends of rodents in southeastern Arizona. *The Southwestern Naturalist* 47:519-526.
- PHILLIPS, S. J., R. P. ANDERSON, Y R. E. SCHAPIRE.** 2006. A maximum entropy modelling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190:231-259.
- RANGEL-SILVA, M. G.** 1987. Estudio sobre la producción de *Neotoma albigula* (Rata magueyera) en nopaleras de solar. Tesis licenciatura. Universidad Autónoma de Aguascalientes. Aguascalientes, México.
- RAUN, G. G.** 1966. A population of woodrats (*Neotoma micropus*) in southern Texas. *Bulletin of the Texas Memorial Museum* 11:1-62.
- REID, V. H., HANSEN, R. M., Y A. L. WARD.** 1966. Counting mounds and earth plugs to census mountain pocket gophers. *Journal of Wildlife Management* 30:327-334.

- RIOJAS-LÓPEZ, M. E.** 2006. Rodent communities in two natural and one cultivated "nopaleras" (*Opuntia* spp.) in North-Eastern Jalisco, Mexico. *Journal of Arid Environments* 67:428-435.
- ROSENZWEIG, M. L., Y R. WINAKUR.** 1969. Population ecology of desert rodent communities: habitats and environmental complexity. *Ecology* 50:558-572.
- RZEDOWSKI, J.** 1994. Vegetación de México. Limusa. Ciudad de México, México.
- SEMARNAT.** 2010. 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. 30 de diciembre del 2010.
- SCOBIE, D.** 2002. Status of the American badger (*Taxidea taxus*) in Alberta. Alberta Sustainable Resource Development, Fish and Wildlife Division, and Alberta Conservation Association, Wildlife Status Report No. 43:1-17.
- SNIARN (SISTEMA NACIONAL DE INFORMACIÓN AMBIENTAL Y DE RECURSOS NATURALES).** 2005. Informe de la situación del medioambiente en México. Compendio de Estadísticas Ambientales. Sistema Nacional de Información Ambiental y de Recursos Naturales, Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. Ciudad de México, México.
- SWEETS, J.** 1988. Measuring the accuracy of diagnostic system. *Science* 240:1285-1293.
- TIMM, R., S. T. ÁLVAREZ-CASTAÑEDA, Y T. LACHER.** 2008. *Neotoma leucodon*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.1. <www.iucnredlist.org>. Consultada el 16 de julio de 2014.
- VAN DE KOPPEL, J., Y H. H. T. PRINS.** 1998. The importance of herbivore interactions for the dynamics of African savanna woodlands: an hypothesis. *Journal of Tropical Ecology* 14:565-576.
- VORHIES, C. T., Y W. P. TAYLOR.** 1940. Life history and ecology of the white-throated woodrat, *Neotoma albigula* Hartley, in relation to grazing in Arizona. University of Arizona, College of Agriculture - Technical Bulletin 86:445-529.
- VREELAND, J. K., Y W. D. TIETJE.** 1999. Counts of woodrat houses to index relative population abundance. *Wildlife Society Bulletin* 27: 337-343.
- WARREN, D. L., R. E. GLOR, Y M. TURELLI.** 2008. Environmental niche equivalency versus conservatism: quantitative approaches to niche evolution. *Evolution* 62:2868-2883.
- WELLS, P. V., Y C. D. JORGENSEN.** 1964. Pleistocene woodrat middens and climate change in the Mojave Desert: a record of juniper woodlands. *Science* 143:1171-1173.
- WILSON, J. W. III.** 1974. Analytical zoogeography of North American mammals. *Evolution* 28:124-140.
- WILSON, J. W., J. O. SEXTON, R. J. TODD, Y N. M. HADDAD.** 2013. The relative contribution of terrain, land cover and vegetation structure indices to species distribution models. *Biological Conservation* 164:170-176.
- WHITFORD, W. G., Y Y. STEINBERGER.** 2010. Pack rats (*Neotoma* spp.): keystone ecological engineers? *Journal of Arid Environments* 74:1450-1455.
- WRIGHT, M. E.** 1973. Analysis of habitats of two woodrats in southern New Mexico. *Journal of Mammalogy* 54:529-535.

Sometido: 7 de septiembre de 2014

Revisado: 22 de noviembre de 2014

Aceptado: 15 de enero de 2014

Editor asociado: Juan Pablo Gallo

Anexo 1

Ubicación de los registros de presencia de madrigueras de rata magueyera en el sur del desierto chihuahuense. Se aporta información de las coordenadas y ubicación en SPF, así como de las condiciones ambientales en esos puntos: pendiente del terreno (Pend), tipo de suelo (Tip), fase (Fase), altitud (msnm), tipo de vegetación (Veg), así como el tipo de evidencia (Evi).

Suelo								
Long	Lat	SPF	Pend ¹	Tip ²	Fase ³	Elev	Veg ⁴	Evi ⁵
-100.853	24.528	ST	NS	Xh	Pc	1714	Mdm	Ma
-101.148	24.402	ST	NS	Kh	NP	1938	Mdm	Ma-Ex
-101.196	24.448	ST	M	Xh	Pc	1797	Mdr	Ma
-101.894	24.704	ST	NS	Xh	Pc	1692	Mdm	Ex
-102.064	24.757	ST	M	Xk	G	1898	Mdr	Ma-Ro
-102.145	24.765	ST	NS	Xk	NP	1982	M	Ma-Ro
-102.157	24.430	ST	M	I	Pd	1700	Mdm	Ma-Ro
-102.207	24.389	ST	NS	Xk	Pc	1633	Mdm	Ma
-102.220	24.756	ST	NS	Xk	NP	1945	M	Ma
-103.315	25.116	ST	E	I	Li	1338	Mdm	Ma
-103.413	25.119	ST	E	I	Li	1454	Mdr	Ma
-103.642	25.192	ST	E	Yh	Pd	1338	Mdr	Ma
-103.952	25.308	BM	E	I	Li	1299	Mdr	Ma-Ex
-104.137	25.415	ST	E	I	G	1520	Mdr	Ex
-101.605	23.663	SLARG	NS	Xh	Pc	2120	Mdm	Ma
-101.868	24.110	SLARG	NS	Xh	S	1822	Mdm	Ma
-101.895	24.060	SLARG	NS	Xh	S	1847	Mdm	Ma
-101.943	23.771	SLARG	M	Xh	S	2061	Mdm	Ma
-102.281	24.260	SLARG	NS	Xh	Pc	1769	Mdm	Ma-Ex-Ro
-102.450	24.053	SLARG	NS	PHh	Li	1852	Mdm	Ma
-102.527	24.209	SLARG	NS	Xh	S	1791	Mdm	Ma
-102.579	24.233	SLARG	NS	Xh	NP	1800	Mdm	Ma
-102.749	24.624	SLARG	NS	Xh	G	1581	Mdm	Ma
-103.266	24.709	SLARG	M	I	G	1588	Mdm	Ex
-103.272	24.778	SLARG	M	I	G	1510	Mdm	Ma-Ex-Ro
-103.323	24.818	SLARG	M	I	G	1526	Mdr	Ma
-103.367	24.874	SLARG	NS	Xh	NP	1425	Mdm	Ma
-103.497	24.876	SLARG	M	Xk	G	1569	Mdm	Ma
-103.772	25.085	SLARG	NS	Rh	Pd	1367	Mdr	Ma
-103.789	25.102	SLARG	NS	Rh	Pd	1361	Mdr	Ma
-103.352	24.582	SLN	M	I	Pd	1754	Mdm	Ma
-103.322	24.599	SLN	M	Xh	NP	1735	Mdm	Ma
-103.646	25.616	SLD	M	Re	Pc	1241	Mdm	Ro
-100.843	24.374	SLO	NS	Xh	Pc	1745	Iz	Ma
-100.862	23.431	SLO	NS	Xh	NP	1864	M-I	Ma

Continuación Anexo 1

Long	Lat	SPF	Pend ¹	Tip ²	Fase ³	Elev	Veg ⁴	Evi ⁵
-100.967	23.814	SLO	NS	Xg	S	1728	Vh	Ma
-101.567	23.503	LSPZ	M	Xh	Pc	2082	Mdm	Ma
-101.655	23.477	LSPZ	NS	Xh	Pc	2027	Mdm	Ma
-101.660	23.048	LSPZ	NS	Xh	Pc	2109	Mdm	Ma
-101.679	23.273	LSPZ	M	Xh	Pc	2005	Mdm	Ma
-101.684	22.665	LSPZ	NS	Xk	Pcp	2100	P	Ma
-101.696	22.679	LSPZ	NS	Xk	Pcp	2092	P	Ma
-101.703	22.672	LSPZ	NS	Xk	Pcp	2098	P	Ma
-101.714	22.692	LSPZ	NS	Xk	Pc	2105	M	Ma
-101.768	23.328	LSPZ	NS	Kh	Pd	1994	Mdm	Ma
-101.781	22.825	LSPZ	NS	Xk	Pc	2141	P	Ma
-101.872	23.320	LSPZ	NS	Kh	Pd	1968	Mdm	Ma-Ro
-101.953	23.353	LSPZ	NS	Xh	S	1933	M	Ma
-101.954	22.673	LSPZ	M	Xk	Pc	2130	Mdm	Ma
-102.170	23.178	LSPZ	NS	I	Pd	1891	Mdm	Ex
-102.333	23.265	LSPZ	NS	I	Pc	1999	Mdm	Ma
-102.360	23.466	LSPZ	M	Xh	Pc	2049	Mdm	Ma
-102.367	23.504	LSPZ	NS	I	Pc	1989	Mdm	Ma
-102.437	23.491	LSPZ	M	Re	Pc	2065	Mdm	Ro-Ex
-102.483	23.611	LSPZ	NS	I	Pc	1975	Mdm	Ma
-102.499	23.656	LSPZ	M	Kh	Pc	1968	Mdm	Ma
-102.596	23.560	LSPZ	M	Kh	Pc	2039	Mdm	Ma
-102.628	23.431	LSPZ	NS	Xh	NP	2111	M	Ma-Ex-Ro
-101.682	21.867	LOA	NS	PHh	NP	2186	H	Ma
-101.226	21.904	LOA	NS	Xh	NP	2180	P	Ma
-101.368	21.834	LOA	M	Kh	NP	2264	P	Ma
-101.379	21.861	LOA	M	Xh	NP	2226	P	Ma
-101.408	22.111	LOA	M	Kh	S	2161	P	Ma
-102.294	22.343	SVZ	M	Rh	Pd	1987	P	Ex
-101.646	21.617	AJ	NS	Xh	S	2193	P	Ma
-102.388	21.562	AJ	NS	PHh	NP	1793	P-H	Ma
-100.262	20.676	LSQH	M	Rh	Pd	1919	Mc	Ma
-100.405	21.267	SLNG	M	PHh	Li	2176	Mc	Ma
-100.918	21.377	SLNG	NS	PHh	NP	2036	M	Ma

¹NS = nula a suave, M = moderada, E = escarpada; ²I = Litosol, Yh = Yermosol háptico, Xk = Xerosol cálcico, Xh = Xerosol háptico, Kh = Castañozem háptico, Rh = Regosol háptico, PHh = Feozem háptico, Xg = Xerosol gípsico, Re = Regosols eútrico; ³Pc = Petrocálcico, NP = Sin fase, G = Gravosa, Pd = Pedregosa, L = Lítica, S = Salina, Pcp = petrocálcica profunda; ⁴Mdr = Matorral desértico rosetófilo, Mdm = Matorral desértico micrófilo, M = Mezquital, Iz = Izotal, Vh = Vegetación halófila, P = Pastizal, H = Huizachal, p-H = Pastizal-huizachal, Mc = Matorral crasicaule; ⁵Ma = Madriguera, Ex = Excreta, Ro = Vegetación roída.

Richness and relative abundance of medium and large mammals in a community of the Biosphere Reserve Tehuacán-Cuicatlán, Oaxaca, Mexico

Riqueza y abundancia relativa de mamíferos medianos y grandes en una localidad en la Reserva de la Biosfera Tehuacán-Cuicatlán, Oaxaca, México

Oscar Cruz-Jácome¹, Eva López-Tello², Christian A. Delfín-Alfonso^{3*} y Salvador Mandujano⁴

¹ Facultad de Biología, Universidad Veracruzana. Circuito Gonzalo Aguirre Beltrán s/n Zona Universitaria, Xalapa 91090, Veracruz, México. E-mail: borre.72@hotmail.com (OCJ)

² Posgrado, Instituto de Neuroetología, Universidad Veracruzana. Av. Luis Castelazo Ayala s/n Col. Industrial Ánimas, Xalapa 91190, Veracruz, México. E-mail: eera_4@yahoo.com.mx (ELT)

³ Instituto de Investigaciones Biológicas, Universidad Veracruzana. Av. Luis Castelazo Ayala s/n, Col. Industrial Ánimas, Xalapa 91190 Veracruz, México. E-mail: cada7305@gmail.com (CADA)

⁴ Red de Biología y Conservación de Vertebrados, Instituto de Ecología A. C., Carretera antigua a Coatepec 351, El Haya, Xalapa 91070, Veracruz, México. E-mail: salvador.mandujano@inecol.mx (SM)

*Corresponding author

Introduction: In Mexico, the state of Oaxaca is the second with higher mammalian richness. However, habitat loss and poaching have resulted in the decline and extinction of several species of flora and fauna. The present study focused on identifying the species richness and the relative abundance of medium and large mammals in the community of San Gabriel Casa Blanca, in the Biosphere Reserve Tehuacán-Cuicatlán. The work is important for the management and conservation of wildlife.

Methods: We placed 10 camera-traps during the dry season (November to April) and rainy season (May to October) in 2012. The camera traps were separated at least 500 m and were programmed to function 24 h a day, it took series of three photos at 10 to 15 second intervals. The cameras were reviewed every month. The richness and relative abundance during the dry and rainy season were estimated.

Results: An effort sampling of 3,300 night-trap was performed, and 826 independent records of 15 species of medium and large mammals were obtained. Additionally, *Puma concolor* was recorded by tracks. Only one species is under some risk category according to NOM-059-SEMARNAT-2010, *Herpailurus yagouaroundi*. The most abundant species were: *Sylvilagus floridanus*, *Odocoileus virginianus*, *Urocyon cinereoargenteus* and *Dicotyles angulatus*; while those of lower abundance were: *Bassariscus astutus* and *Herpailurus yagouaroundi*.

Discussion and conclusions: The results indicated that the species richness of medium and large mammals is similar to other areas with similar vegetation. In contrast, it is lower compared to other localities dominated by high and medium forests in Oaxaca.

Key words: Abundance; conservation; mammals; Oaxaca; richness; UMA.

Introducción

Oaxaca es uno de los estados con mayor diversidad biológica en México por encontrarse en la zona de transición entre dos regiones biogeográficas: la Neártica y la Neotropical. Esto contribuye a su invaluable riqueza natural y ejemplo de ello son las 222 especies de mamíferos terrestres con los que cuenta (Santos-Moreno 2014). Sin embargo, siguen existiendo vacíos de información biológica para la mayoría de ellas (Briones-Salas 2000). En la Reserva de la Biosfera de Tehuacán-Cuicatlán (RBTC), se han realizado esfuerzos encaminados a incrementar el conocimiento de las poblaciones y comunidades animales (v. gr. Briones-Salas 2000; Botello *et al.* 2006a; Ortíz-García y Mandujano 2011; Ortíz-García *et al.* 2012; Yáñez-Arenas *et al.* 2014). Particularmente, en la RBTC se ha empleado el foto-trampeo para documentar la diversidad de carnívoros y el patrón de actividad del venado cola blanca en la Región de La Cañada (Botello *et al.* 2005, 2006a, b, 2013; López-Tello 2014).

El foto-trampeo o de cámaras-trampa es un método que se aplica para obtener información de la presencia de los animales (O'Connell *et al.* 2011; Royle *et al.* 2014). En particular, esta técnica es muy útil en hábitats tropicales donde la detección de los mamíferos es complicada debido a factores como su baja abundancia, comportamiento evasivo, visibilidad en baja cobertura, terreno irregular y actividades humanas (Karanth *et al.* 2004). En consecuencia, el monitoreo de mamíferos entre diferentes localidades y épocas del año ha sido el foco principal de muchos estudios que emplean el foto-trampeo (Lyra-Jorge *et al.* 2008; Jenks *et al.* 2011; Gray 2012; Ahumada *et al.* 2013).

El presente trabajo se enfocó en identificar la riqueza y estimar la abundancia relativa de especies de mamíferos medianos y grandes en los Bienes Comunales de San Gabriel Casa Blanca, Oaxaca, en la RBTC, utilizando el método de foto-trampeo. El trabajo tiene importancia para el manejo y la conservación de fauna silvestre en la localidad de estudio, ya que actualmente es una Unidad para la conservación, manejo y aprovechamiento sustentable de la vida silvestre (UMA), del venado cola blanca y de otras especies de flora y fauna.

Material y Métodos

Área de estudio. Los bienes comunales de San Gabriel Casa Blanca (SGCB), municipio San Antonio Nanahuatipam, Oaxaca, se localizan en la región de La Cañada, en la Mixteca Oaxaqueña, y se enclava en el oriente-centro de la RBTC, en el extremo SE del estado de Puebla y el NE de Oaxaca (18° 08' 31" N, -97° 07' 46" W; Figura 1). Su altitud es poco variable (760 a 800 msnm), con una topografía dominada por terrenos accidentados entre cañadas, lomeríos, grietas y cerros (INEGI 2005; Barrera 2012). El clima es caluroso-semidesértico, con una temperatura media anual de 24 °C y una precipitación promedio de 438 mm con lluvias en verano y vientos del este en febrero y marzo. La tenencia de la tierra se distribuye en bienes comunales, ejido y pequeña propiedad (INEGI 2005). La UMA, con 2,000 ha decretadas, se localiza en la zona de transición entre dos tipos de vegetación: una de origen neártico (matorral *crusicaule*) y otra de origen neotropical (selva baja caducifolia), al igual que algunos manchones de pastizal inducido y zonas de cultivos (Valiente-Banuet *et al.* 2000; Dávila *et al.* 2002).

Colecta de datos. Se colocaron 10 cámaras-trampa digitales con sensor de movimiento (Primos Truth Cam 35® y Moultrie Game Spy D-55IR®) de febrero a diciembre de 2012. Se abarcó la época de lluvias (mayo a octubre) y de secas (noviembre a abril). Las cámaras-trampa fueron colocadas en sitios donde se localizaron rastros (huellas, excretas, senderos, rascaderos), y en lugares sugeridos por guías locales, con una separación mínima entre ellas de 500 m, de acuerdo con lo recomendado por otros autores (v. gr., Gutiérrez-González *et al.* 2012). Se sujetaron a troncos a

una altura de 20 a 30 cm del suelo, con una orientación sur a norte para evitar la interferencia de rayos solares. Una vez instaladas, se georreferenciaron con la ayuda de un GPS Garmin eTrex® en unidades métricas (UTM). Se programaron para registrar eventos fotográficos de tres tomas consecutivas con intervalos de 10 a 15 segundos durante 24 horas y se revisaron mensualmente. Con los datos colectados, se conformó una base de datos y se ordenó la información de acuerdo con las coordenadas UTM, la clave de cámara, el nombre común y el científico de la especie fotografiada, la fecha (día/mes/año), la hora, fase lunar, número de individuos, sexo (cuando fue posible identificarlo), clave de la fotografía y observaciones generales. Se utilizó bibliografía especializada para la identificación de las especies (Hall 1981; Reid 1997; Ceballos y Oliva 2005; González-Christen 2010), así como el juicio de expertos para verificar registros dudosos. El arreglo taxonómico de las especies, así como su nombre científico, se basó en el trabajo de Ramírez-Pulido *et al.* (2014).

Riqueza y abundancia de especies. Se estimó la riqueza específica y el índice de abundancia relativa (IAR) para cada especie y por época de lluvias y secas (Goulart *et al.* 2009). Las estimaciones de abundancia por especie se obtuvieron como resultado del conteo de los individuos capturados por la unidad de esfuerzo, calculando una fracción de la población con el número de registros independientes, diferenciados por ciclos de 24 horas. Se asume que todas las especies tienen la misma probabilidad de ser registradas (Aranda *et al.* 2012). El esfuerzo de muestreo se calculó sumando todos los días en que cada una de las cámaras permaneció activa. Se tomaron, como registros independientes, las fotografías consecutivas de individuos de diferentes especies, las

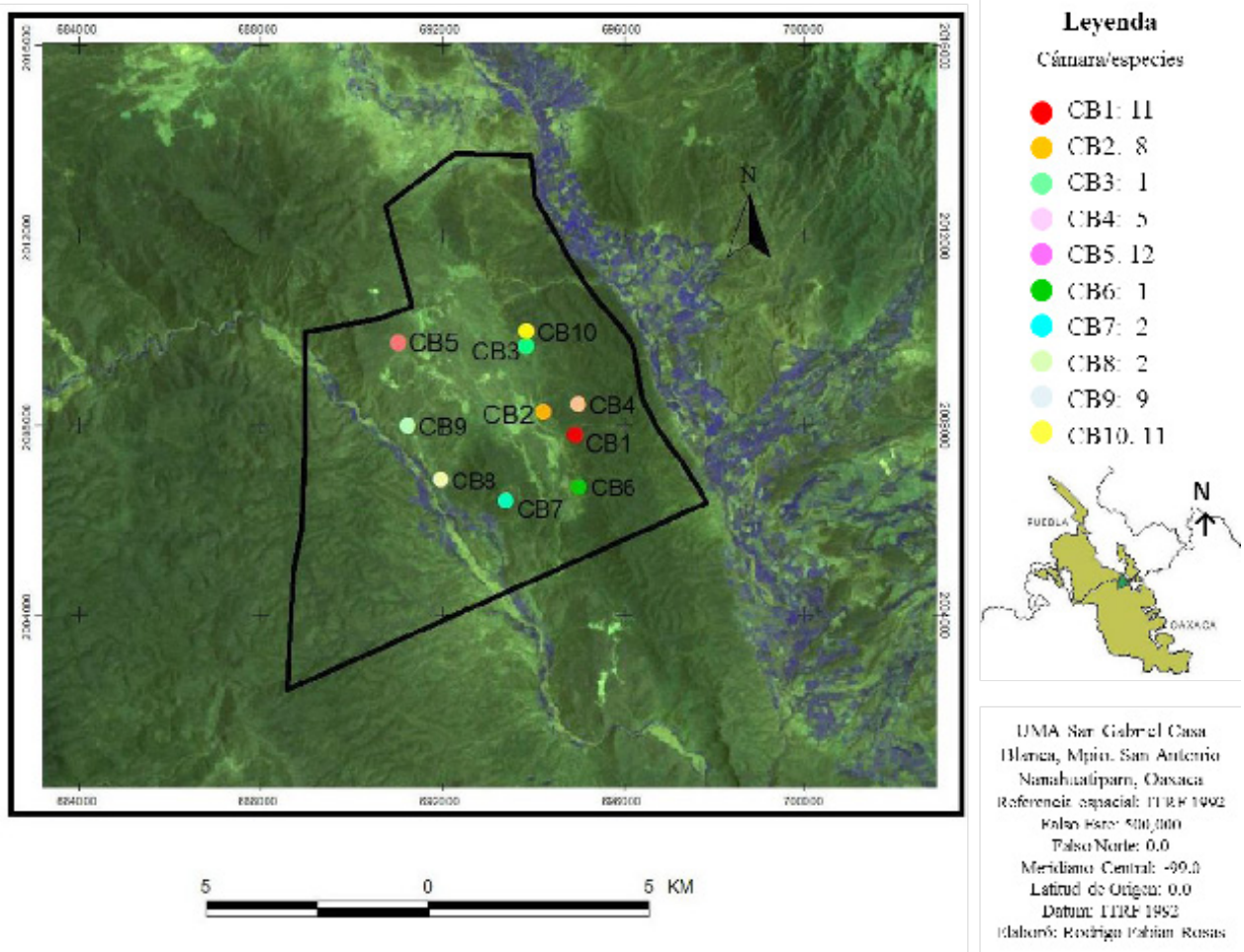


Figura 1. Localización geográfica del sitio de estudio, ubicado dentro de la Reserva de la Biosfera de Tehuacán-Cuicatlán, Oaxaca, y distribución de las cámaras y número de especies registradas en cada una.

fotografías consecutivas de individuos de la misma especie separadas por más de 24 horas y las fotografías no consecutivas de individuos de la misma especie. En las fotografías en que se identificaron varios individuos, los registros se tomaron como el total de individuos capturados (Rowcliffe *et al.* 2008). Para obtener el IAR de cada especie, se utilizó la fórmula propuesta por Maffei *et al.* (2002) y Jenks *et al.* (2011): $IAR = (C/EM) \times 100$. Donde: C = número de capturas o eventos fotografiados, EM = esfuerzo de muestreo (número de cámaras por días de monitoreo) por época o total y 100 días-trampa (factor de corrección estándar).

Se compararon los valores del IAR para todo el conjunto de especies entre las dos épocas, empleando la prueba de *t-Student* para observaciones independientes con nivel de significancia de $P \leq 0.05$ (Tabla 1). Por otro lado, con el fin de determinar probables diferencias significativas en el IAR para cada una de las especies por épocas, se aplicó una prueba binomial de comparación de igualdad de proporciones con la corrección para la continuidad de datos (Crawley 2013). En este caso, se empleó el número de observaciones independientes de la especie en función del número de días de foto-trampeo para cada una de las dos épocas. La prueba evalúa la similitud proporcional entre épocas. En caso de valor significativo, se concluye que el IAR varía entre épocas para la misma especie. Para este caso, se empleó la función *prop.test* en el programa R vr. 3.1.3 (R Core Team 2015).

Resultados

Se obtuvo un total de 826 registros independientes de 3,459 fotografías, con un esfuerzo total de muestreo de 3,300 cámaras-día. Los datos obtenidos con foto-trampeo y con métodos indirectos (huellas) para ambas épocas del año revelaron una riqueza específica de 16 especies compuestas por cinco órdenes (Didelphimorphia, Cingulata, Lagomorpha, Carnivora y Artiodactyla), nueve familias y 16 géneros. Los registros obtenidos con el foto-trampeo muestran que solo en cuatro familias (Leporidae, Cervidae, Canidae y Tayassuidae) se concentra 87 % de los registros obtenidos únicamente en la época de lluvias (Figura 2). En secas se mantiene un patrón similar, aunque la familia Tayassuidae se sustituye por la familia Mephitidae (Figura 2), ya que los pecaríes de collar no fueron registrados en la época de secas.

De las especies registradas, 11 pertenecen al Orden Carnivora y están distribuidas en cuatro familias. Las más representadas fueron Felidae, Mephitidae y Procyonidae, con tres especies cada una (Tabla 1, Figura 3 y 4). Es importante mencionar que *Puma concolor* fue registrada por medio de huellas durante los recorridos. Las 15 especies restantes fueron registradas con el foto-trampeo. De las 16 registradas, solo *Herpailurus yagouaroundi* se encuentra catalogada en la NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT 2010) como especie amenazada (A).

Las especies con mayor frecuencia de foto-captura para ambas épocas fueron: *Sylvilagus floridanus* ($n = 321$ registros, 38.40 %), *Odocoileus virginianus* ($n = 263$ registros, 31.46 %) y *Urocyon cinereoargenteus* ($n = 93$ registros, 11.12 %). En cambio, las especies con menor frecuencia fueron: *Bassariscus astutus* y *H. yagouaroundi* (Tabla 1, Figura 4). En cuanto a los registros por épocas, en lluvias se registraron 15 especies, mientras que en la época seca, 12 especies. No se registraron *H. yagouaroundi*, *B. astutus* y *Didelphis virginiana* (Figura 4).

Las especies con mayor abundancia relativa estimada (\bar{X}) en ambas épocas fueron (\pm D.E.): el conejo, *S. floridanus* ($\bar{X}_{IAR} = 10.01 \pm 0.22$) y el venado cola blanca, *O. virginianus* ($\bar{X}_{IAR} = 8.13 \pm 0.88$), seguidas de la zorra gris, *U. cinereoargenteus* con una abundancia relativa cuatro veces menor que los venados ($\bar{X}_{IAR} = 2.94 \pm 0.31$). El resto de las especies ($n = 12$) con un $\bar{X}_{IAR} < 1.16$ para ambas épocas. Las especies menos abundantes fueron el cacomixtle, *B. astutus* y el jaguarundi, *H. yagouaroundi* ($\bar{X}_{IAR} = 0.03 \pm 0.04$ ambas especies, respectivamente; Tabla 1, Figura 4). Por otro lado, es importante notar que especies consideradas como muy comunes y con altas probabilidades

Tabla 1. Comparación del número de registros independientes del foto-trapeo e índice de abundancia relativa (IAR) por especie y época. El orden taxonómico y los nombres científicos de las especies es el propuesto por Ramírez-Pulido et al. (2014). No se incluye a *P. concolor* debido a que solo fue registrado por rastros. Prueba χ^2 binomial prueba binomial de comparación de igualdad de proporciones.

Orden	Familia	Especie	Registros		IAR		$\bar{X}_{(IAR)+D.E.}$	χ^2	P	
			Lluvia	Seca	Lluvia	Seca				
Didelphimorphia	Didelphidae	<i>Didelphis virginiana</i> Kerr, 1792	2	0	0.11	0.00	0.05 ± 0.08	0.252	0.62	
Cingulata	Dasypodidae	<i>Dasyopus novemcinctus</i> Linnaeus, 1758	2	1	0.11	0.07	0.09 ± 0.02	0.041	0.84	
Lagomorpha	Leporidae	<i>Sylvilagus floridanus</i> (J. A. Allen, 1890)	187	134	10.16	9.85	10.01 ± 0.22	0.869	0.35	
		<i>Lynx rufus</i> (Schreber, 1777)	22	14	1.20	1.03	1.11 ± 0.12	0.082	0.75	
	Felidae	<i>Herpailurus yagouaroundi</i> (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1803)	1	0	0.05	0.00	0.03 ± 0.04	Datos insuficientes		
		<i>Canis latrans</i> Say, 1822	5	2	0.27	0.15	0.21 ± 0.09	0.135	0.71	
		Canidae	<i>Urocyon cinereoargenteus</i> (Schreber, 1775)	50	43	2.72	3.16	2.94 ± 0.31	0.549	0.46
	<i>Canis latrans</i> Say, 1822		5	2	0.27	0.15	0.21 ± 0.09	0.135	0.71	
	<i>Conepatus leuconotus</i> (Lichtenstein, 1832)		14	8	0.76	0.59	0.67 ± 0.12	0.144	0.74	
	Carnivora	Mephitidae	<i>Mephitis macroura</i> Lichtenstein, 1832	2	3	0.11	0.22	0.16 ± 0.08	0.117	0.73
			<i>Spilogale angustifrons</i> A. H. Howell, 1902	10	14	0.54	0.29	0.42 ± 0.18	2.01	0.16
			<i>Bassariscus astutus</i> (Lichtenstein, 1830)	1	0	0.05	0.00	0.03 ± 0.04	Datos insuficientes	
Procyonidae		<i>Nasua narica</i> (Linnaeus, 1766)	8	6	0.43	0.44	0.44 ± 0	0.005	0.95	
		<i>Procyon lotor</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	0.05	0.07	0.06 ± 0.01	Datos insuficientes		
Artiodactyla	Tayassuidae	<i>Dicotyles angulatus</i> Cope, 1889	40	2	2.17	0.15	1.16 ± 1.43	26.43	0.0001	
	Cervidae	<i>Odocoileus virginianus</i> (Zimmermann, 1780)	161	102	8.75	7.50	8.13 ± 0.88	8.334	0.004	

de ser registradas, en SGCB tuvieron muy pocos registros y, por ende, abundancias relativas con valores bajos, como *Procyon lotor*, *D. virginiana*, *Dasyopus novemcinctus*, *Mephitis macroura* y *Canis latrans* (Figura 4).

En cuanto a las abundancias relativas por especie y época, destacan los resultados obtenidos para el pecarí de collar (*Dicotyles angulatus*), que en época de lluvias fue más abundante que en secas ($IAR = 2.17$ y 40 registros independientes, $IAR = 0.15$ y 2 registros independientes, respectivamente). Las abundancias relativas fueron estadísticamente similares entre la época de lluvias y la de secas ($t = 0.689$, g. l. = 14, $P = 0.49$). No obstante, el análisis estadístico con la separación de cada una de las

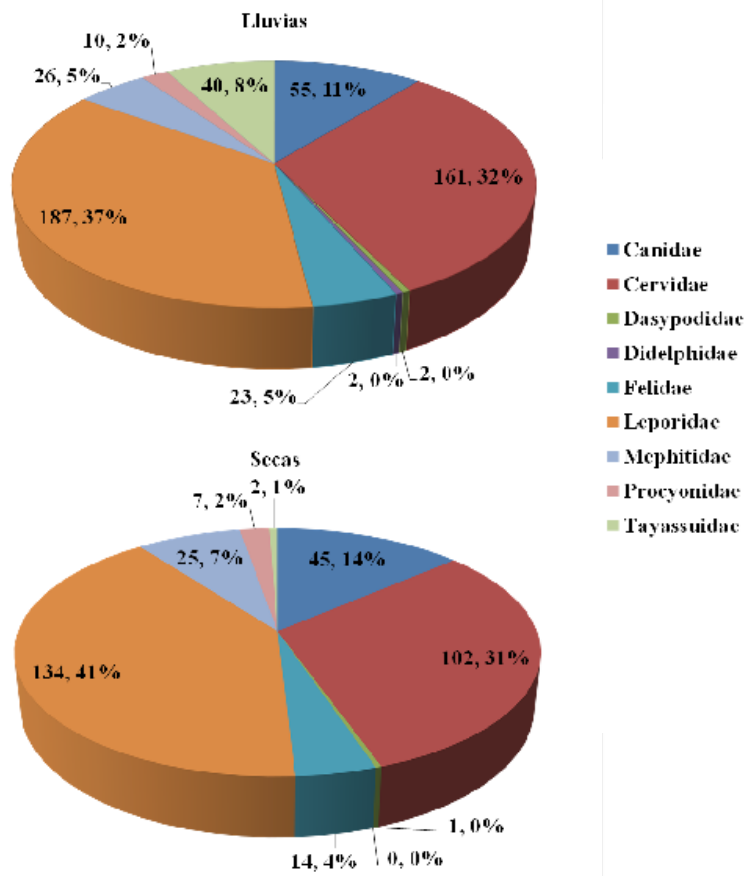


Figura 2. Representación proporcional de los registros obtenidos por familia y épocas con la técnica de foto-trampeo en San Gabriel Casa Blanca, Oaxaca.

especies por época arrojó que existen diferencias significativas entre las abundancias estimadas solo para dos especies ($P < 0.05$): el pecarí de collar (*D. angulatus*, $X^2 = 26.43$, g. l. = 1, $P = 0.0001$) y el venado cola blanca (*O. virginianus*, $X^2 = 8.334$, g. l. = 1, $P = 0.004$; Tabla 1). El resto de las especies no tuvo diferencias significativas en las estimaciones de abundancia entre épocas, es decir, el patrón de los resultados se muestra similar tanto para lluvias como para secas.

Discusión

Las especies de mamíferos medianos y grandes en el área de estudio ya habían sido registradas anteriormente para la RBTC (Briones-Salas 2000; Botello *et al.* 2006 a, b, 2013). Sin embargo, es importante resaltar que SGCB, enclavado en la Región de La Cañada, alberga al 26 % de los carnívoros registrados en el país. Este gremio trófico es el más ampliamente registrado en el área. Aunado a esto, destacan la presencia de cuatro de las seis especies de felinos mexicanos, lo que representa 2/3 de las especies de felinos del país. La mayor importancia de la presente contribución radica en la diferencia sustancial entre los resultados aquí reportados y los reportados con anterioridad. Si bien en 2000 se publicó un listado de los mamíferos de la Región de la Cañada y se reportan 26 especies, solo 10 de ellas se consideran mamíferos de talla mediana a grande (Briones-Salas 2000). Posteriormente, se reportaron *Leopardus wiedii*, *Spilogale angustifrons* y *H. yagouaroundi* (Botello *et al.* 2006 a, b, 2013). En este estudio, registramos cuatro especies de mamíferos medianos y grandes que no habían sido reportadas previamente en la Región de La Cañada (Briones-Salas 2000; Botello *et al.* 2006 a, b, 2013): *S. floridanus*, *Lynx rufus*, *C. latrans* y *D. angulatus*, consideradas todas especies comunes. En particular, tomando en cuenta

todas las tallas de mamíferos terrestres, la localidad de estudio tiene 60 % de las especies registradas en la región, y 6.8 % en el estado de Oaxaca (Cervantes y Riveros 2012; Santos-Moreno 2014).

Los resultados muestran que la riqueza de mamíferos medianos y grandes de Casa Blanca es similar a lo obtenido en otras áreas del estado de Oaxaca; por ejemplo, en sitios con tipos de



Figura 3. Imágenes de algunas de las especies capturadas con foto-trampeo en San Gabriel Casa Blanca, Oaxaca. De izquierda a derecha: *B. astutus*, *C. latrans*, *C. leuconotus*, *D. angulatus*, *D. novemcinctus* y *H. yagoarundi*.

vegetación similar (selva baja caducifolia) al área de estudio, se han reportado entre 11 y 15 especies de mamíferos de talla mediana (Alfaro *et al.* 2006; Cervantes y Riveros 2012; Pérez-Irineo y Santos-Moreno 2012). En este estudio, se reportan 16 especies. Sin embargo, la riqueza de



Figura 3. Imágenes de algunas de las especies capturadas con foto-trampeo en San Gabriel Casa Blanca, Oaxaca. De izquierda a derecha: *L. rufus*, *M. macroura*, *N. narica*, *O. virginianus*, *P. lotor* y *U. cinereoargenteus*.

especies de tallas mediana a grande obtenidas en la presente contribución es sustancialmente menor a lo registrado en la Región Los Chimalapas (Carnivora 17, Didelphimorphia 6, Artiodactyla 4, Pilosa 2, Lagomorpha 2, Cingulata 1, y Perissodactyla 1; Olgúin-Monroy et al. 2008). Aun cuando se muestran en selva baja caducifolia, esta diferencia probablemente se deba a la localización latitudinal de Los Chimalapas (mucho más al sur-sureste que SGCB), situación biogeográfica que apunta a que, en gran medida, la riqueza específica de mamíferos aumenta conforme disminuye el gradiente latitudinal (Willing et al. 2003; Olgúin-Monroy et al. 2008).

Las especies más abundantes para ambas épocas del año fueron: *S. floridanus*, *O. virginianus*, *U. cinereoargenteus* y *D. angulatus*. En el caso del venado cola blanca, los resultados del presente estudio (a pesar de que no se realizaron estimaciones de densidad) son consistentes con lo reportado para Casa Blanca, donde se estimaron densidades relativamente altas (Ramos-Robles et al. 2013) y pueden estar influidas por la disponibilidad de recursos alimenticios y de refugio. La tercera especie más abundante fue *U. cinereoargenteus*. Lo anterior contrasta con estudios realizados en Los Chimalapas, donde fue de las menos abundantes (Olgúin-Monroy et al. 2008). En cuarto lugar resultó el pecarí de collar (*D. angulatus*), que en otros estudios resulta ser muy abundante (Olgúin-Monroy et al. 2008). La abundancia notable de estas cuatro especies, particularmente de los herbívoros, puede explicarse por la disponibilidad de los recursos (alimento, refugio) que mantiene la UMA SGCB. Dichos recursos se relacionan con el tipo de vegetación dominante de la región de La Cañada (bosque tropical caducifolio), el cual proporciona una mejor disponibilidad de cobertura arbórea y arbustiva, así como protección contra radiación solar y depredación. En cuanto a las abundancias del

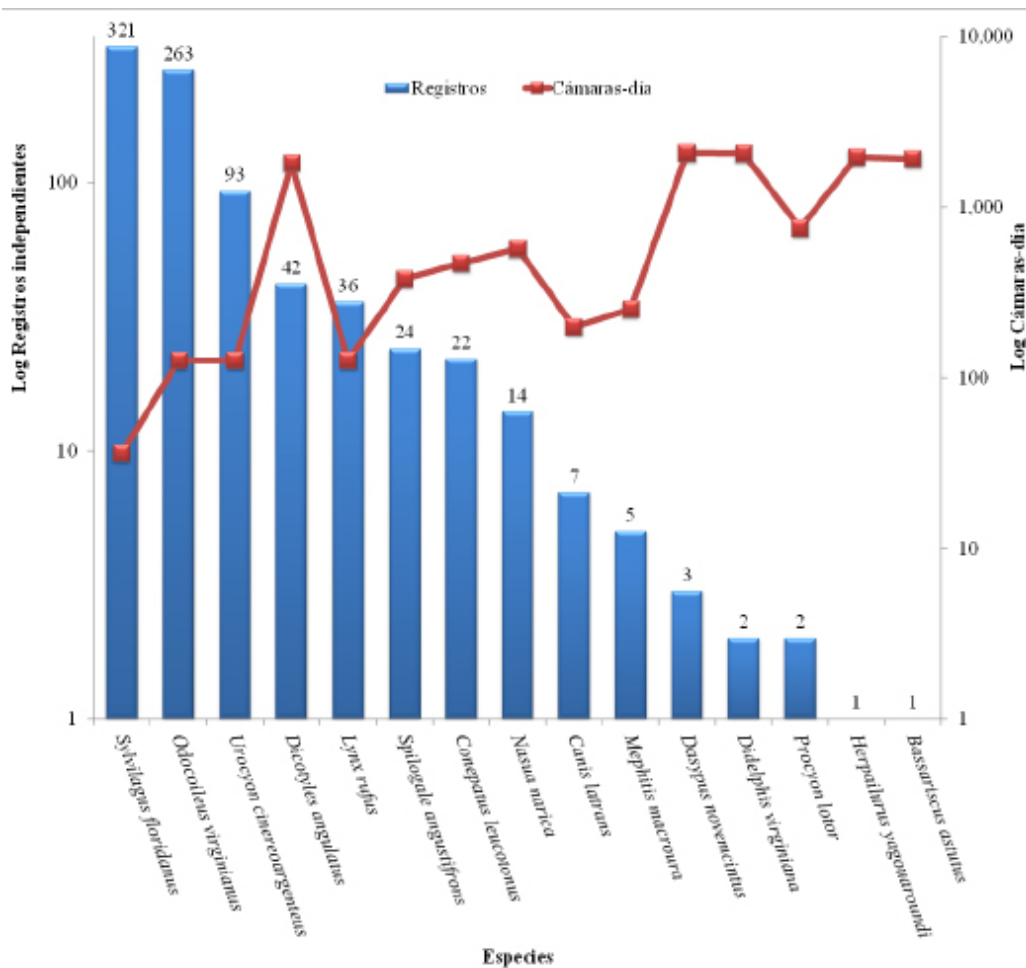


Figura 4. Registros independientes de las especies fotografiadas en San Gabriel Casa Blanca en ambas épocas. No se incluye a *P. concolor* porque solo fue registrado por rastros durante los muestreos en campo.

venado y del pecarí de collar, es probable que sean reflejo del estado de conservación que guarda la vegetación en la UMA, a diferencia de otros sitios en la misma región. Estas características presentes en la UMA SGCB, aunadas a que se trata de un área en constante vigilancia comunitaria por sus pobladores, le confieren a la zona un importante valor como sitio de conservación de la diversidad biológica de la RBTC.

Las especies menos abundantes fueron *P. lotor*, *D. novemcinctus*, *B. astutus* y *H. yagouaroundi*. El dominante es el Orden Carnívora, con 11 especies de las 16 registradas. No obstante, la especie más abundante resulta ser un herbívoro (*S. floridanus*), pieza importante en la dieta de al menos cuatro de las especies de carnívoros registrados (*P. concolor*, *H. yagouaroundi*, *C. latrans* y *L. rufus*).

Resulta interesante que para el caso de las especies consideradas medianamente abundantes (33% de las especies), la lista esté dominada por el Orden Carnívora, con seis especies (*M. macroura*, *C. latrans*, *Nasua narica*, *S. angustifrons*, *Conepatus leuconotus* y *L. rufus*). De ellas, el lince (*L. rufus*) y el zorrillo cadeno (*C. leuconotus*) fueron las más frecuentemente fotografiadas, aun cuando se podría esperar que por sus hábitos evasivos, el lince fuera menos frecuente y abundante; no obstante, resultó lo contrario. El fenómeno anterior puede relacionarse con la abundancia de presas como los conejos, en particular durante la temporada de lluvias.

El coyote (*C. latrans*) es otra especie que abunda en muchos lugares del país. Sin embargo, los resultados aquí obtenidos no lo muestran. Esto puede estar supeditado a la presión por cacería, a la que la especie está sujeta históricamente, aun cuando se localice dentro de un área natural protegida. Por último, las especies menos abundantes fueron *B. astutus* y *H. yagouaroundi* (especie amenaza). Este fenómeno puede deberse a que son especies difíciles de observar en campo por sus hábitos sigilosos y de evasión, propios de los carnívoros. Finalmente, es importante considerar que la riqueza de especies registradas en el área puede estar influida por el hecho de que SGCB posee un registro como UMA, por lo que se realizan actividades de protección y vigilancia, lo que evidencia que este tipo de estrategias es una alternativa para la conservación y el mantenimiento de la biodiversidad.

Agradecimientos

Agradecemos a E. Suárez Domínguez, J. Benítez Rodríguez, Ma. A. Chamorro y G. Castro Bobadilla por los comentarios al trabajo de tesis del primer autor, a dos revisores anónimos del manuscrito y al editor asociado, C. Lorenzo, por sus acertadas observaciones y recomendaciones. Para realizar el trabajo, se contó con el apoyo durante los muestreos y con el apoyo logístico de la Red de vigilancia de SGCB, Red de Biología y Conservación de Vertebrados del Instituto de Ecología A. C. (INECOL, A. C.), Laboratorio de Zoología del Instituto de Investigaciones Biológicas-UV, de R. Fabian y del A. González-Christen. El presente trabajo fue financiado por CONACyT a través del INECOL, A. C. con el proyecto CB-2009-01-130702 "Evaluación de las interacciones entre el venado cola blanca y el ganado en la reserva de la biosfera Tehuacán-Cuicatlán: implicaciones de conservación y manejo" otorgado a S. Mandujano y parcialmente por el Patronato Pro-Universidad Veracruzana A. C.

Resumen

Introducción: En México, el estado de Oaxaca ocupa el segundo lugar en riqueza de mamíferos; sin embargo, la pérdida de hábitat y la caza furtiva han dado lugar a la disminución y extinción de varias especies de flora y fauna. El presente estudio se centró en determinar la riqueza de especies y la abundancia relativa de mamíferos de talla mediana y grande en la comunidad de San Gabriel Casa Blanca, Oaxaca, en la Reserva de la Biosfera Tehuacán-Cuicatlán. Este estudio es importante para el manejo y conservación de la vida silvestre.

Material y métodos: *Métodos:* Se colocaron 10 cámaras trampa, que permanecieron activas de febrero a diciembre de 2012, durante la época de lluvias (mayo a octubre) y de secas (noviembre a abril). La separación entre una y otra cámara fue de al menos 500 m lineales. Se programaron para estar activas las 24 horas, tomando series de tres fotos a intervalos de 10 a 15 segundos y se revisaron cada mes. Se estimó la riqueza específica y la abundancia relativa de cada especie y por época.

Resultados: Se realizó un esfuerzo de muestreo de 3,300 días-trampa. Se obtuvieron 826 registros independientes de 15 especies de mamíferos de talla mediana a grande. Adicionalmente, se registró al *Puma concolor* por medio de huellas. Solo una especie se encuentra bajo categoría de riesgo en la NOM-059-SEMARNAT-2010: *Herpailurus yagouaroundi*. Las especies con mayor abundancia relativa fueron *Sylvilagus floridanus*, *Odocoileus virginianus*, *Urocyon cinereoargenteus* y *Dicotyles angulatus*. Las de menor abundancia fueron *Bassariscus astutus* y *Herpailurus yagouaroundi*.

Discusión y conclusiones: Los resultados indicaron que la riqueza de especies de mamíferos medianos y grandes es similar a otras áreas con vegetación parecida. Por el contrario, es más baja en comparación con otras localidades dominadas por bosques tropicales en Oaxaca.

Palabras clave: Abundancia, conservación, mamíferos, Oaxaca, riqueza, UMA.

Literatura citada

- AHUMADA, J., J. HURTADO, Y D. LIZCANO. 2013. Monitoring the status and trends of tropical forest, terrestrial vertebrate communities from camera trap data: a tool for conservation. PLOS ONE 8:e73707.
- ALFARO, A., L. GARCÍA, Y A. SANTOS-MORENO. 2006. Mamíferos de los municipios Santiago Jocotepec y Ayotzintepec, Chinantla Baja, Oaxaca. Revista Naturaleza y Desarrollo 4:19-23.
- ARANDA, M., F. BOTELLO, Y L. LÓPEZ-DE BUEN. 2012. Diversidad y datos reproductivos de mamíferos medianos y grandes en el bosque mesófilo de montaña de la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán, Jalisco-Colima, México. Revista Mexicana de Biodiversidad 83:778-784.
- BARRERA, A. 2012. Caracterización y evaluación del hábitat del venado cola blanca (*Odocoileus virginianus mexicanus*) en los bienes comunales de San Gabriel Casa Blanca, San Antonio Nanahuatipam, Oaxaca. Tesis de licenciatura. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. Puebla, México.
- BOTELLO, F., P. ILLOLDI, M. LINAJE, G. MONROY, Y V. SÁNCHEZ-CORDERO. 2005. Nuevos registros del tepezcuintle (*Agouti paca*) para el norte del estado de Oaxaca, México. Revista Mexicana de Biodiversidad 76:103-105.
- BOTELLO, F., P. ILLOLDI-RANGEL, M. LINAJE, Y V. SÁNCHEZ-CORDERO. 2006a. Primer registro del tigrillo (*Leopardus wiedii*, Schinz 1821) y del gato montés (*Lynx rufus*, Kerr 1792) en la Reserva de la Biosfera de Tehuacán-Cuicatlán, Oaxaca, México. Acta Zoológica Mexicana 22:135-139.
- BOTELLO, F., J. M. SALAZAR, P. ILLOLDI, M. LINAJE, G. MONROY, D. DUQUE, Y V. SÁNCHEZ-CORDERO. 2006b. Primer registro de la nutria neotropical de río (*Lontra longicaudis*) en la Reserva de la Biosfera de Tehuacán-Cuicatlán, Oaxaca, México. Revista Mexicana de Biodiversidad 77:133-135.
- BOTELLO, F., E. VILLASEÑOR, L. GUEVARA, Á. MÉNDEZ, A. CORTÉS, J. IGLESIAS, M. IZÚCAR, M. LUNA, A. MARTÍNEZ, Y J. M. SALAZAR. 2013. Registros notables del zorrillo manchado (*Spilogale angustifrons*) y del jaguarundi (*Puma yagouaroundi*) en la Reserva de la Biosfera de Tehuacán-Cuicatlán, Oaxaca, México. Revista Mexicana de Biodiversidad 84:713-717.
- BRIONES-SALAS, M. 2000. Lista anotada de los mamíferos de la región de La Cañada, en el valle de Tehuacán-Cuicatlán, Oaxaca, México. Acta Zoológica Mexicana (n. s.) 81:83-103.
- CEBALLOS, G., Y G. OLIVA. 2005. Los mamíferos silvestres de México. CONABIO/ Fondo de Cultura Económica. Ciudad de México, México.
- CERVANTES, F., Y B. RIVEROS. 2012. Mamíferos del Municipio de Cosoltepec, Oaxaca, México. Therya 3:311-325.
- CRAWLEY, M. J. 2013. The R Book. Second edition. John Wiley and Sons, Reino Unido
- DÁVILA, P., M. DEL CORO ARIZMENDI, A. VALIENTE-BANUET, J. L. VILLASEÑOR, A. CASAS, Y R. LIRA. 2002. Biological diversity in the Tehuacán-Cuicatlán Valley, Mexico. Biodiversity and Conservation 11:421-442.
- GONZÁLEZ-CHRISTEN, A. 2010. Los Mamíferos de Veracruz: Guía Ilustrada. Primera edición. Colección La Ciencia en Veracruz. Consejo Veracruzano de Investigación Científica y Desarrollo Tecnológico-Secretaría de Educación Pública. Xalapa, México.

- GOULART, F. V. B., N. C. CACERES, M. E. GRAIPEL, M. A. TORTATO, I. R. GHIZONI, Y L. R. OLIVEIRA-SANTOS.** 2009. Habitat selection by large mammals in a southern Brazilian Atlantic Forest. *Mammalian Biology* 74:184-192.
- GRAY, T. N. E.** 2012. Studying large mammals with imperfect detection: status and habitat preferences of wild cattle and large carnivores in eastern Cambodia. *Biotropica* 44:531-536.
- GUTIÉRREZ-GONZÁLEZ, C. E., M. A. GÓMEZ-RAMÍREZ, Y C. A. LÓPEZ-GONZÁLEZ.** 2012. Estimation of the density of the near threatened jaguar *Panthera onca* in Sonora, Mexico, using camera trapping and an open population model. *Oryx* 46:431-437.
- HALL, R.** 1981. The mammals of North American. Willey-Interscience. New York, EE. UU.
- INEGI (INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA, GEOGRAFÍA E INFORMÁTICA).** 2005. Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos. San Antonio Nanahuatipam, Oaxaca. Ciudad de México, México.
- JENKS, K. E., P. CHANTEAP, K. DAMRONGCHAINARONG, P. CUTTER, T. REDFORD, A. J. LYNAM, J. HOWARD, Y P. LEIMGRUBER.** 2011. Using relative abundance indices from camera-trapping to test wildlife conservation hypotheses - an example from Khao Yai National Park, Thailand. *Tropical Conservation Science* 4:113-131.
- KARANTH, K. U., J. D. NICHOLS, Y N. S. KUMAR.** 2004. Photographic sampling of elusive mammals in tropical forests. Pp. 229-247 en *Sampling rare or elusive species: concepts, designs and techniques for estimating population parameters* (Thompson, E. L., ed.). Island Press. Washington, EE.UU.
- LÓPEZ-TELLO, E.** 2014. Patrón de actividad del venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*) en la Reserva de la Biosfera Tehuacán-Cuicatlán. Tesis de Maestría. Instituto de Neuroetología, Universidad Veracruzana. Xalapa, México.
- LYRA-JORGE, M. C., G. CIOCHETI, V. R. PIVELLO, Y S. T. MEIRELLES.** 2008. Comparing methods for sampling large-and medium sized mammals: camera traps and track plots. *European Journal of Wildlife Research* 54:739-744.
- MAFFEI, L., E. CUELLAR, Y J. NOSS.** 2002. Uso de trampas cámara para la evaluación de mamíferos en el ecotono Chaco-Chiquitania. *Revista Boliviana de ecología y conservación* 11:55-65.
- O'CONNELL, A. F., J. D. NICHOLS, Y K. U. KARANTH (Eds.).** 2011. *Camera traps in animal ecology: methods and analyses*, primera edición, Springer Press. New York, EE. UU.
- OLGUÍN-MONROY, H., L. LEÓN PANIAGUA, U. M. 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*, vol. II. (Lorenzo-Monterrubio, C., E. Espinoza-Medinilla, y J. Ortega, eds.) Publicaciones especiales. Asociación Mexicana de Mastozoología. Ciudad de México, México.
- ORTÍZ-GARCÍA, A. I., Y S. MANDUJANO.** 2011. Evaluación de la calidad del hábitat para el pecarí de collar en una Reserva de Biosfera de México. IUCN/SSC Wild Pig, Peccary, and Hippo Specialist Groups, *Suiform Soundings* 11:14-27.
- ORTÍZ-GARCÍA, A. I., M. I. RAMOS-ROBLES, L. A. PÉREZ-SOLANO, Y S. MANDUJANO.** 2012. Distribución potencial de los ungulados silvestres en la Reserva de Biosfera de Tehuacán-Cuicatlán, México. *Therya* 3:333-348.
- PÉREZ-IRINEO, G., Y A. SANTOS-MORENO.** 2012. Diversidad de mamíferos terrestres de talla grande y media de una selva subcaducifolia del noreste de Oaxaca, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 83:164-169.
- RAMÍREZ-PULIDO, J., N. GONZÁLEZ-RUIZ, A. GARDNER, Y J. ARROYO-CABRALES.** 2014. List of recent land mammals of Mexico. *Special Publications of the Museum of Texas Tech University* 63:1-69.
- RAMOS-ROBLES, M. I, S. GALLINA, Y S. MANDUJANO.** 2013. Habitat and human factors associated with white-tailed deer density in the tropical dry forest of Tehuacán-Cuicatlán Biosphere Reserve, Mexico. *Tropical Conservation Science* 6:70-86.
- R CORE TEAM.** 2015. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical

Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.

- REID, A. F.** 1997. A field guide to the mammals of Central America and Southeast Mexico. Oxford University Press. New York, E.E.U.U.
- ROWCLIFFE, J., J. FIELD, S. T. TURVEY, Y C. CARBONE.** 2008. Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition. *Journal of Applied Ecology* 45:1228-1236.
- ROYLE, J. A., R. B. CHANDLER, R. SOLLMANN, Y B. GARDNER.** 2014. Spatial capture-recapture. Academic Press Elsevier Inc. Waltham, EE. UU.
- SANTOS-MORENO, A.** 2014. Los Mamíferos del estado de Oaxaca. *Revista Mexicana de Mastozoología* 4:18-32.
- SEMARNAT (SECRETARÍA DE MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES).** 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección Ambiental-Especies nativas de México de Flora y Fauna Silvestres-Categorías de Riesgo y Especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. *Diario Oficial*, 56, 2ª. Sección: 1-85.
- VALIENTE-BANUET, A., A. CASAS, A. ALCÁNTARA, P. DÁVILA, N. FLORES HERNÁNDEZ, M. C. ARIZMENDI, J. L. VILLASEÑOR, Y J. ORTEGA.** 2000. La vegetación del Valle de Tehuacán-Cuicatlán. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 67:27-74.
- WILLING, M. R., M. KAUKMAN, Y R. D. STEVENS.** 2003. Latitudinal gradients of biodiversity: pattern, process, scale and synthesis. *Annual Reviews of Ecology. Evolution Systematics* 34:273-309.
- YÁÑEZ-ARENAS, C., S. MANDUJANO, Y E. MARTÍNEZ-MEYER.** 2014. Predicting the density and abundance of white-tailed deer based on ecological niche theory. *Deer Specialist Group IUCN Newsletter* 26:20-30.

Summited: March 7, 2015

Review: April 22, 2015

Accepted: May 2, 2015

Associated editor: Consuelo Lorenzo

Conectividad entre las poblaciones de jaguar en la Sierra Madre Oriental, México

Connectivity among jaguar populations in the Sierra Madre Oriental, México

Gmelina Dueñas-López¹, Octavio C. Rosas-Rosas^{2*}, Leonardo Chapa-Vargas³, Louis C. Bender⁴, Luis Antonio Tarango-Arámbula², Juan Felipe Martínez-Montoya² and José Luis Alcántara-Carbajal¹

¹ Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo. Carretera México-Texcoco, Km. 36.5, Montecillo, 56230 Texcoco, Estado de México, México. Email: gmelina.dl@gmail.com (GD-L), jalcant@colpos.mx (JLAC).

² Colegio de Postgraduados-Campus San Luis Potosí. Iturbide #73. Salinas de Hidalgo, S.L.P. 78621. México. Email: octaviocrr@colpos.mx (OCR-R), litarango@colpos.mx (LAT-A), fmontoya@colpos.mx (JFM-M).

³ Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica A.C. Camino a la Presa San José No.2055, Lomas 4^a Secc. San Luis Potosí 78216. San Luis Potosí, México. Email: lchapa@ipicyt.edu.mx (LC-V)

⁴ Extension Animal Sciences and Natural Resources, New México State University, Las Cruces, New México, U.S.A. Email: lbender@nmsu.edu (LCB)

*Corresponding author

Introduction: The jaguar (*Panthera onca*) is an apex carnivore that is vulnerable to habitat fragmentation, and some of its populations are believed to be isolated in México where it is classed as endangered. The main objective of our study was to evaluate connectivity of available jaguar habitat from the Sierra Madre Oriental of México (SMO) towards southern México.

Methods: We determined least-cost pathways for jaguar movements among habitat patches in the SMO and identified potential corridors from the SMO. We used recent jaguar presence data and maximum entropy modeling to identify habitat patches in the SMO. We then used the Analytical Hierarchy Process to generate input values for a resistance (landscape permeability) matrix for jaguar movements that we generated using Multi-Criteria-Evaluation with a weighted linear combination. We then modeled least-cost pathways for both dispersal and local movements of jaguars.

Results: We identified 581 potential highly suitable habitat patches for the jaguar. Of these, three were > 100 km² and thus met the criteria for fundamental (*i. e.* capable of supporting a viable jaguar population) patches. The resistance matrix contained 3 % of low cost and 49 % intermediate cost areas for jaguar movements. Least-cost pathways analysis showed 61 dispersal routes totaling > 2,000 km and > 200 travel routes, with the largest number of both route types in Hidalgo. We also identified potentially five significant corridors for jaguar movement within the SMO and south towards southern México populations.

Discussion and implications: We determined that the SMO contains significant jaguar habitat with multiple biological corridors for connectivity with more southern populations of jaguar in México. Based on this, we recommend development of management strategies to facilitate exchange of individuals from the SMO with other known jaguar populations in southern states (*i. e.* Oaxaca, Tabasco, Guerrero). Principal strategies may focus on habitat management of fundamental patches and habitat restoration between or around stepping-stones. Promoting connectivity among patches and populations which inhabit the SMO will increase its potential as a biodiversity conservation area.

Key words: Biodiversity, corridors, habitat fragmentation, jaguar, least-cost pathways, movements

Introduction

Biological corridors are important to connect populations that would otherwise be isolated, and thus mitigate the effects of fragmentation, one of the main threats to biodiversity (Bennett *et al.* 2004). Corridors are generally identified from spatial analyses in combination with inferences about movement patterns (*i. e.* “functional corridors”) and habitat requirements (*i. e.* “structural corridors”; Cushman *et al.* 2009).

Large carnivores often function as keystone species in terms of their value for wildlife conservation. When extirpated, ecosystem functions may be destabilized and ecosystems could be driven to a disturbance state (Cramer and Portier 2001). The jaguar (*Panthera onca*) is an apex predator with a historical distribution that ranged from the southern United States to the Río Negro in Argentina and included much of México (Seymour 1989). Presently, the distribution of the jaguar in México is much reduced as compared to its historic range (Sanderson *et al.* 2002). Moreover, due to its large home range, this species is susceptible to the influences of habitat fragmentation (Dixon *et al.* 2006). Therefore, it is considered endangered in México (Semarnat 2010).

The Sierra Madre Oriental (SMO), the eastern mountain range of México, has been classified as having only medium priority for the long-term conservation and viability of the jaguar in México (Sanderson *et al.* 2002). This classification was given because the SMO was considered isolated from the rest of the distributional range of jaguars in México (Rabinowitz and Zeller 2010). However, recent studies indicate that the SMO may have significant potential for the conservation of jaguars (Villordo-Galván *et al.* 2010; Rodríguez-Soto *et al.* 2011). Thus, characterizing the SMO as a region of limited conservation potential for jaguars may be premature, and could result in well-intentioned conservation priorities that may actually be detrimental for the species, as has happened to other organisms (*e. g.* Morrison *et al.* 2012). For example, we are aware of no evidence that indicates that jaguar populations in the SMO are genetically isolated from other populations, which could justify marginalization of the SMO as a viable conservation unit for jaguars in México. Because of the presence of jaguar populations in the SMO, we suggest that the SMO deserves attention to evaluate both the real status of jaguar habitat and the connectivity among populations in this region.

Distributional studies have reported jaguars in areas where they were considered extirpated, suggesting that these areas may contain habitat that could sustain the species (Sanderson *et al.* 2002). These studies have also identified the need to promote connectivity among these areas to increase both dispersal potential and maintenance of these populations (Grigione *et al.* 2009; Villordo-Galván *et al.* 2010; Rodríguez-Soto *et al.* 2011; Briones-Salas *et al.* 2012). This is the present case in the SMO of México. Therefore, our objectives were to (1) evaluate the current habitat conditions for jaguars within the SMO and (2) to model habitat linkages that could facilitate exchange of jaguars with established populations, particularly to the south of the SMO.

Material and Methods

Study area. The flora and fauna of the SMO are mainly of tropical origin, and the SMO in northeastern México is a key region for biodiversity conservation (Ortega-Huerta and Peterson 2004). It is located at the northern limits of low and medium tropical moist forests, as well as tropical oak (*Quercus* spp.) forest. Cloud forests are also present in this region. Dominant climates include warm sub-humid (AW2), sub-temperate humid (A) Cf, and temperate with continuous precipitations C(f). The topography of this area range from very rugged to flat to undulating, with a of humid tropical climate. The altitude ranges from 0 to 2,300 m and the annual rainfall varies from 600 to 2,500mm (INEGI 2011).

Our evaluation area was centered at 21° 4' 46'' N and -98° 47' 8'' W and included 30,837 km² in the southern SMO. This region includes seven priority conservation areas that are managed under different categories (Ortega-Huerta and Peterson 2004). These areas include the Abra-Tanchipa Biosphere Reserve which harbors one of the most important jaguar populations in the SMO (Figure 1; Villordo-Galván et al. 2010).

Increasing human populations and resultant habitat loss and increased fragmentation of remaining natural habitats is the primary threat for long term conservation of the SMO. In addition to increasing urbanization, rural areas are influenced by frequent land conversions from natural habitats to agriculture and cattle pasturing. In all cases, road development threatens the connectivity of wildlife populations and natural habitats throughout the mountain range. Numerous rural agrarian communities are found throughout the SMO, and these communities require services, environmental products, and food as they grow; this often results in overuse of the natural resources (including water, timber, forage for livestock, game, etc.) in the region. Current policies affecting habitat conservation, restoration, and management are mostly inadequate in the region, as are policies aimed at conservation of biodiversity (Villordo-Galván et al. 2010; Sahagún-Sánchez et al. 2011).

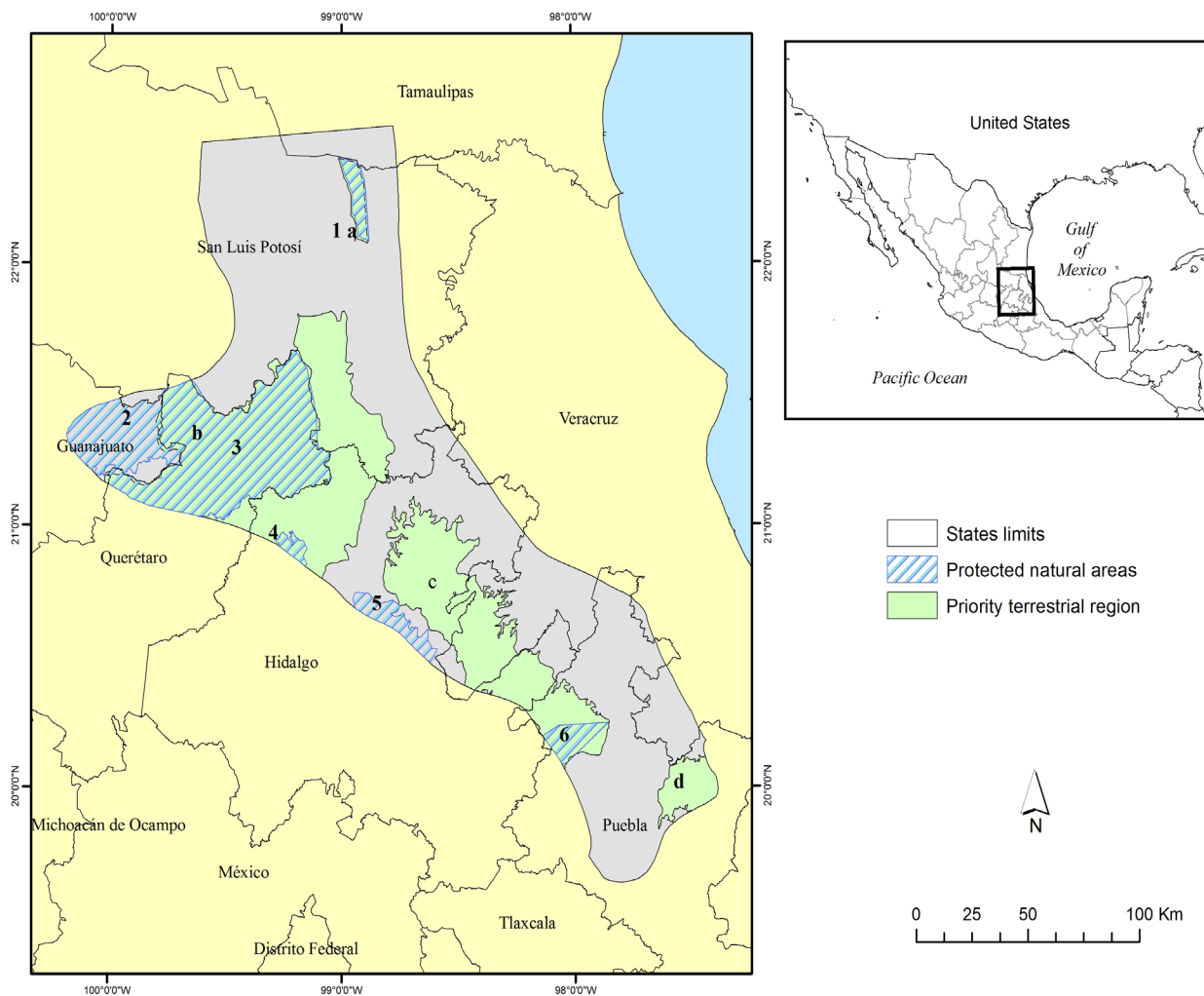


Figure 1. Evaluation area for modeling suitable habitats and biological corridors of jaguars in the Sierra Madre Oriental of México. Protected natural areas in the evaluation area include: (1) Sierra del Abra Tanchipa, (2) Sierra Gorda de Guanajuato, (3) Sierra Gorda, (4) Los Marmoles, (5) Barranca de Mezquitlan, and (6) Cuenca Hidrográfica del Rio Necaxa. Priority Terrestrial Region areas in the evaluation area include: (a) Sierra del Abra Tanchipa, (b) Sierra Gorda – Rio Moctezuma, (c) Bosque Mesofilos de la Sierra Madre Oriental, (d) Cuetzalan.

Identification of potential habitat patches. We developed a jaguar occurrence database for the SMO that included only photographic records that (1) were collected within the previous 12 years and (2) were verified as jaguars by experts. We used maximum entropy modeling (Maxent 3.3.3; Phillips *et al.* 2006) to predict potential jaguar habitat patches from presence records. Maximum entropy modeling uses only known locations to determine key correlates of a species presence in a region. Because it uses only presence data, Maxent eliminates the need for pseudo-absence data which can bias wildlife-habitat models and thus provides a less biased alternative to other approaches that require the generation of known non-use areas (*i. e.* discriminant analysis, logistic regression, etc; Phillips *et al.* 2006; Baldwin and Bender 2008). We identified variables that likely influence jaguar presence in Mexican habitats, including elevation, slope, land use and vegetation type, distance to roads, distance to water sources, and human population density (Ortega-Huerta and Medley 1999; Monroy-Vilchis *et al.* 2008; Rosas-Rosas *et al.* 2010; Colchero *et al.* 2011; Rodríguez-Soto *et al.* 2011). We obtained baseline geospatial digital maps for these variables from INEGI[®] (Mexican National Institute of Statistics and Geography). Digital map resolution was 30 m at 1:250,000.

We modeled all possible 1–6 variable candidate models and compared resultant models using receiver operating characteristic (ROC) plots and the critical ratio test (Pearce and Ferrier 2000 as modified by Baldwin and Bender 2008). We compared models using ROC plots to assess relative performance and to establish thresholds for identifying the likelihood of a site being occupied by jaguar (Phillips *et al.* 2006). We then used the area-under-the-curve (AUC) to assist in selecting the most-appropriate model (Fielding and Bell 1997; Phillips *et al.* 2006). AUC provides an index of accuracy of models; values range from 0.5 to 1.0 with values of 0.5 indicating no fit greater than that expected by chance alone, whereas models with AUC > 0.7 indicate good fit (Swets 1988). We used 30 % of locations as test data to approximate SEs around AUC scores.

We compared all possible models, and reported models with the highest AUC value for each subset of habitat variables (*i. e.* 1–6 variable models). Because higher dimensioned models often have greater AUC even if some variables contribute little to the model (Baldwin and Bender 2008), we (1) used AUC to select the model with the best fit (highest AUC) from each set of 1–6 variable models (to ensure that only models that fit the data well were considered) and then (2) compared whether the highest AUC model differed statistically from lower (more parsimonious) models. If they did not differ, we selected the most parsimonious (fewer variable) model. For the latter, we used the critical ratio test (Pearce and Ferrier 2000; Baldwin and Bender 2008) to compare the highest AUC model to simpler models to determine if the increase in explanatory value was significant at $\alpha = 0.05$. We also derived thresholds for probability of jaguar presence for test data by maximizing sensitivity and minimizing specificity (Fielding and Bell 1997; Phillips *et al.* 2006). We used these thresholds to convert probabilities to binary response (presence-absence) and used the equal test sensitivity and specificity threshold values to calculate successful classification percentages to corroborate results from ROC curves. We corroborated model selection using concordance (percent successful classification of sites) because a model that poorly classifies the data it was built from is unlikely to have any true predictive ability (Hosmer and Lemeshow 1989).

Once a preferred model was determined, we used the binary predictions to generate a model of 2 habitat quality classifications, high (probability of jaguar presence > 0.390) and low (probability of presence < 0.390). We discarded low quality habitat patches and used only high quality patches in further analyses. We calculated the area of each patch in order to differentiate between fundamental patches and stepping-stone patches. Fundamental patches encompassed at least 100 km² of optimal jaguar habitat, which was the minimal area

reported capable of holding a population of 5 individual jaguars (Núñez-Pérez 2011). In contrast, the minimal area for a stepping-stone was 1 km² (Bunn *et al.* 2000; Bennett *et al.* 2004).

Identification of potential corridors. We used a functional connectivity model (Rabinowitz and Zeller 2010) utilizing a least cost-path method (LCP; LaRue and Nielsen 2008) to analyze jaguar movement opportunities. This method involves analyzing landscape structure and the response of the target species to the landscape (Dickson *et al.* 2005; Cushman *et al.* 2009). The result is a parameters value matrix that reflects the difficulty or ease for jaguar movements through the landscape, termed a permeability or resistance matrix. The permeability matrix in turn allows identification of the least-cost paths of movement (Rabinowitz and Zeller 2010).

We used the same landscape characteristics described for maximum entropy modeling to evaluate landscape structure and its permeability to jaguar movements (Figure 2). However, because habitat attributes that correlate with jaguar presence may not be the same as those that facilitate or inhibit long range movements of jaguars, we used Analytical Hierarchy Analysis (AHP; Saaty 1980) to develop the landscape permeability matrix rather than the maximum entropy modeling results. AHP is a process that utilizes pair-wise comparison matrices to clarify the relative importance of criteria that measure each elements (habitat variables) contribution to movements. Experts then compare every possible pairing and enter ratings, which are based on a continuous scale of nine points (Saaty 1980). We interviewed jaguar experts to quantify how landscape characteristics may influence jaguar movements, and analyzed their responses using Expert Choice 11v (Expert Choice Inc., Pittsburgh, PA; <http://expertchoice.com>). We selected the interviews with the best consistency index (IC) for each criterion to develop inputs for each variable in the permeability matrix. This evaluation requires a minimum value for data acceptance of IC < 1 (Malczewski 2004).

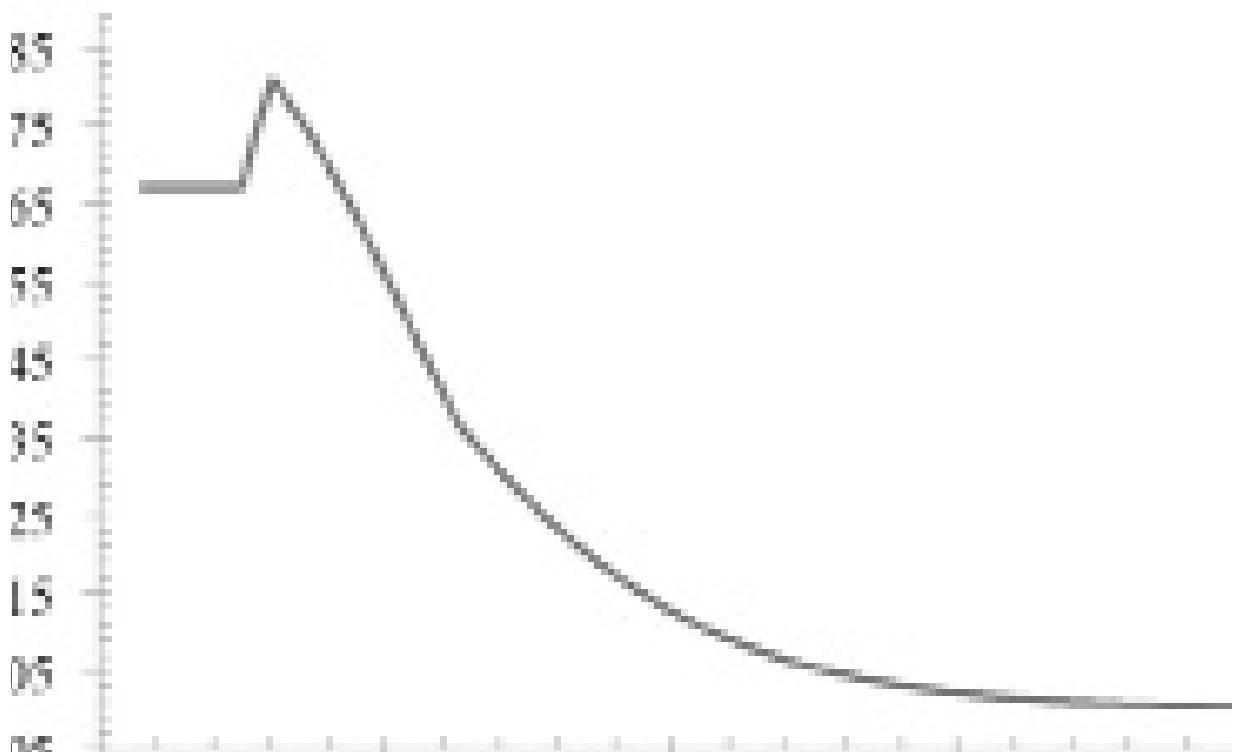


Figure 2. Hierarchical model in which the landscape habitat criteria are illustrated that define the resistance of the landscape to movements of jaguars in the permeability matrix.

We then used the Multi-Criteria-Evaluation (MCE) module in IDRISI Andes (Eastman 2004) to assign the values derived from AHP using the Weighted Linear Combination (WCL) method (Eastman 2004). This allowed production of a raster reflecting the condition of the evaluation area with respect to the evaluated landscape elements (Malczewski 2004). The WCL is a weighted average, in which the landscape variables are input in raster format with weights assigned to each from the AHP. The decision maker directly assigns the weights of “relative importance” to each alternative by multiplying the importance weight assigned for each attribute by the scaled value given to the alternative on that attribute, and summing the products over all attributes. When the overall scores are calculated for all of the alternatives, the alternative with the highest overall score is chosen (Malczewski 2004). The output is a map of suitable habitat scaled from 0 to 1, where 1 = no resistance to movement. We reclassified the resultant map into 9 categories using the inverse of the score to create the permeability matrix; higher values thus indicated a major barrier to jaguar movements. We also calculated the percentage of the area occupied by each category.

Last, we used the permeability matrix to identify LCPs for jaguar movements using the “Cost Path” tool of ArcGIS 9.3 (ESRI, Redlands, California, USA). LCPs are represented as lines that result from cell selection for the shortest distance and the lowest costs of movements in the landscape permeability matrix. The LCPs can be interpreted as potential corridors (LaRue and Nielsen 2008; Cushman *et al.* 2009).

For LCPs, we selected as movement origins each of the jaguar records from the SMO, and used the potential habitat patches identified from maximum entropy modeling as destinations. We calculated the length of each route, and termed routes ≥ 20 km (maximum distance traveled regularly by a jaguar; Sollmann *et al.* 2011) dispersal routes. In contrast, we classified shorter routes (0.5 km to 19.9 km) as daily travel routes (Schaller and Crawshaw 1980). We interpreted the resultant biological routes regionally from north to south using each Mexican state as a separate region. This regionalization was necessary because all Mexican states are independent administrative units within the country, and therefore each state has its own administrative policy. Finally we described the relationship between route type and habitat patches relative to their location with respect to natural protected areas and Priority Terrestrial Regions within the study area.

Results

We obtained and classified 68 jaguar locations (Rosas-Rosas *et al.* 2002; Villordo-Galván *et al.* 2010; Hernández Saint-Martin *et al.* 2013; Hernández Saint-Martin *et al.* 2014; Martínez-Calderas, per. comm.) that met the Class I credibility criterion of Tewes and Everett (1986; Figure 3). Maximum entropy modeling indicated that distribution of jaguars in the SMO was most strongly associated with slope and land use-vegetation type (Table 1). The best supported model contained slope and land use-vegetation type and fit data well (AUC = 0.881; SE = 0.056; Concordance = 79 %); slope accounted for 53% of the proportional variance in the model and likelihood of jaguar presence was > 0.70 in areas with slope $<$ approximately 9° , then decreased rapidly until likelihood of presence was < 0.50 with slopes $> 11^\circ$. Land use-vegetation type accounted for 47 % of the proportional variance in the model; presence of jaguar was most strongly associated with tropical forest (Likelihood > 0.70 ; Figure 4). Collectively, jaguar presence was most likely in tropical and oak forests with moderate slope.

We identified 581 patches of suitable habitat ranging from 1 km² to 740.5 km² which totaled 23% of our evaluation area. Of these, 3 were > 100 km² and thus met the criteria for fundamental patches. The remaining (578) patches were classified as stepping-stone (Figure 5). Of our evaluation landscape, 1 % was classed as fundamental patches and 99 % as stepping-stones (Figure 5).

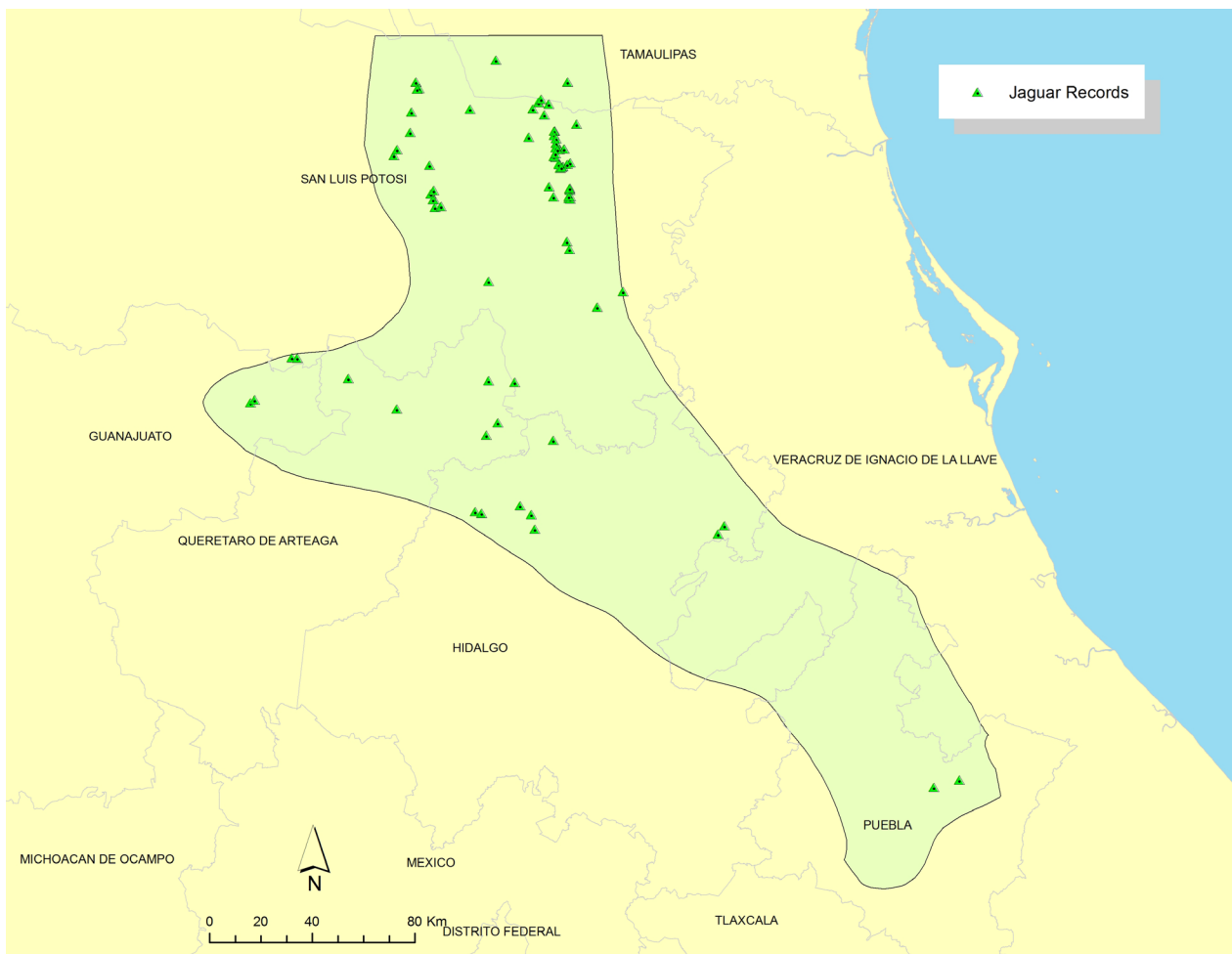


Figure 3. Verified photographic records of jaguars in the Sierra Madre Oriental, 1999-2011.

Table 1. Area-under-curve, SE, probability that models differed from the highest AUC model, and percent successful classification of maximum entropy models of jaguar presence in the Sierra Madre Oriental. Presented are the highest AUC 1–6 variable models.

Model	AUC	SE	Concordance(%)	P
S, L, R, W, E, P ^a	0.906	0.049	82.5	0.946
S,L,R,W,E	0.908	0.050	82.5	---
S, L, R,W	0.892	0.056	82.5	0.600
S, L, R	0.881	0.056	78.2	0.312
S, L	0.882	0.052	79.4	0.314
S	0.819	0.046	73.0	0.001

^aS = slope; L = landuse-vegetation type; R = distance to road; W = distance to water; E = elevation; P = human population density.

We surveyed 9 jaguar researchers from universities and research centers in Latin America for our AHP analysis. Results of surveys suggested that areas with population densities < 7 inhabitants/ km²; with slopes from 0 – 3°; elevations of > 1000 m; presence of permanent water within 2 km; and > 16 km from roads were the most likely to be used by jaguar. Further, tropical forests, oak forests, and tropical deciduous forests were considered the most suitable vegetation types for jaguar in the

Table 2. Weights of relative importance for landscape variables (distance to water, distance to roads, elevation, slope, human density, and land use-vegetation type) used in the development of the permeability matrix for jaguar movements in the Sierra Madre Oriental, eastern México.

Variable	IC	Attribute	Weight	Normalized Weight
Distance to water (km)	0.06	0-2	0.582	1
		2-4	0.216	0.371
		4-8	0.128	0.22
		8-16	0.047	0.081
		>16	0.027	0.046
Distance to road (km)	0.05	0-2	0.033	0.065
		2-4	0.063	0.124
		4-8	0.129	0.252
		8-16	0.261	0.51
		>16	0.513	1
Elevation (m)	0.06	16-1000	0.613	1
		1000-2000	0.208	0.34
		2000-3000	0.089	0.145
		3000-3169	0.089	0.145
Slope (°)	0.07	0-3	0.577	1
		3-17	0.301	0.522
		17-45	0.082	0.142
		> 45	0.039	0.068
Human population density (No. of people/km²)	0.09	0-7	0.647	1
		7-14	0.243	0.376
		14-28	0.059	0.092
		> 28	0.051	0.079

study area (Table 2). Respondents considered the type of land use- vegetation and the human population density to be the most important landscape characteristics associated with jaguar presence (Table 3).

The resultant permeability matrix indicated that approximately 49 % and 3 % of the SMO constituted areas of medium and low resistance to jaguar movements, respectively (Figure 6). The remaining 48 % was characterized by attributes that probably represented a barrier for jaguar movements. Most of the areas of higher resistance and therefore the higher cost areas for jaguar movements were located in the western portion of the SMO (Figure 6).

Results of the LCP analysis showed 61 dispersal routes totaling > 2,000 km, and > 200 travel routes (Figure 7). The largest number of both route types was in Hidalgo (Table 4). Potentially significant movement corridors for jaguar in the SMO included:

1. In the northern region of our study area, routes originate in habitat patches in Queretaro Jalpan de Serra, Landa de Matamoros and Arroyo Seco in Querétaro and reach Tepehuacán de Guerrero and Jacala de Ledezma in San Luis Potosí and Hidalgo, respectively. A fourth route originates in San Ciró de Acosta and Lagunillas in San Luis Potosi and reaches Xichú municipality in Guanajuato.

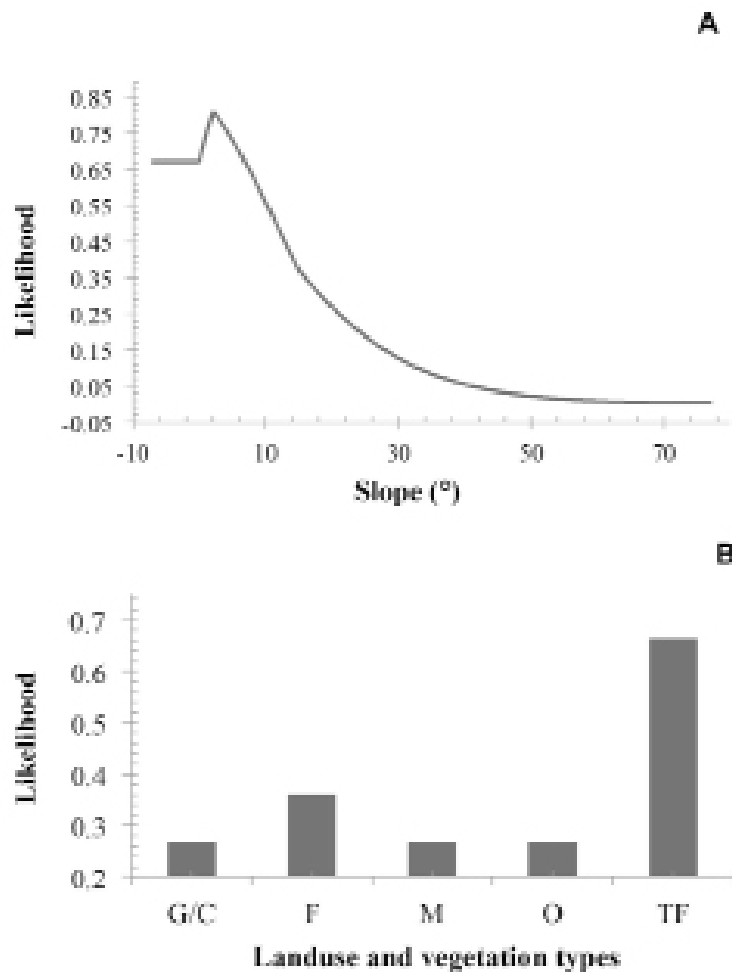


Figure 4. Likelihood of jaguar presence as a function of slope (A) and landuse-vegetation type (B) in the Sierra Madre Oriental of México. Landuse and vegetation types include: G/C = grassland/cattle; F = oak forest; M = matorral; O = others (urban areas and human settlements); and TF = Tropical deciduous forest.

2. In the middle region, numerous dispersal routes originate in Hidalgo (*e. g.* in localities including Pisaflores, Chapulhuacan, Tlanchinol, Yahualica, San Felipe Orizatlan, Hujutla de Reyes, and Atlapexco, Huatla) providing for movement throughout Hidalgo and into other states, including a route towards Veracruz that passes through through Chiconamel.

Table 3. Relative importance of landscape variables based on an expert opinion analysis of how they may influence movements of jaguars in the Sierra Madre Oriental. IC = 0.07 for relative importance weights (IC measures the proportion of the consistency of judgments and the desired value must be < 1; Malczewski 2004).

Landscape Attribute	Weight	Normalized Weight
Landuse-vegetation type	0.2484	1.000
Human population density	0.4744	0.524
Distance to road	0.0284	0.259
Elevation	0.0767	0.162
Distance to water	0.0493	0.104
Slope	0.1229	0.060

*IC: Measures the proportion of the consistency of judgments and the desired value must be < 1.

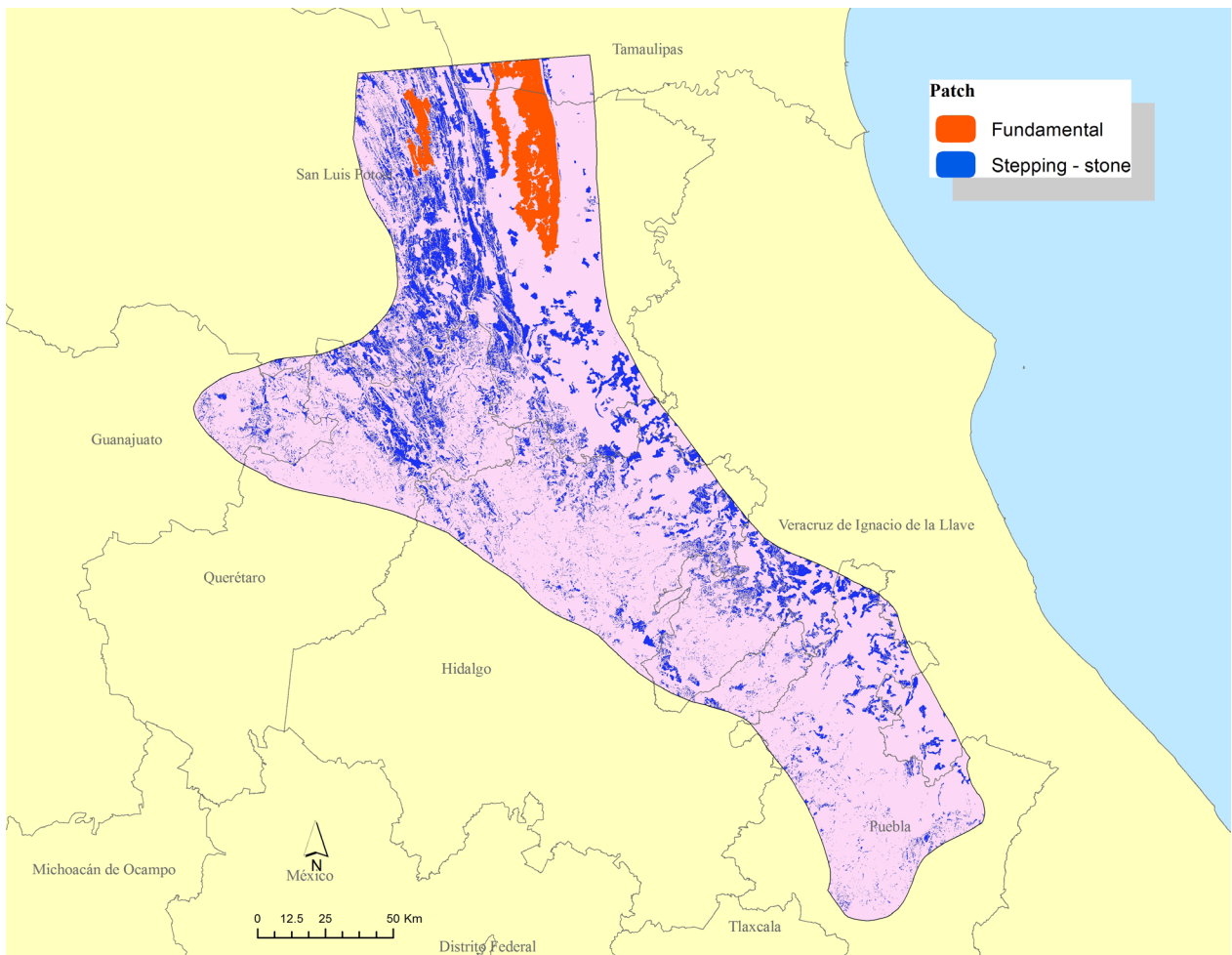


Figure 5. Fundamental ($\geq 100 \text{ km}^2$) and stepping-stone patches of suitable habitat for jaguars in the Sierra Madre Oriental.

3. In the south, two potential dispersal routes interconnected by numerous travel routes could function as major jaguar corridors to northern areas of the state of Puebla. These corridors may be particularly important for jaguar dispersal south to other jaguar populations in southern México (Figure 8). The Sierra Madre Oriental corridors originate in the state of Veracruz through

Table 4. Number and total length of dispersal and travel routes determined from Least Cost Path analysis for jaguar movements in the southern Sierra Madre Oriental, México, by state.

Region	Dispersal		Travel	
	Number	Length (km)	Number	Length (km)
Tamaulipas	0	0	2	19.7
San Luis Potosí	14	417.2	131	1085.9
Guanajuato	2	47.2	3	37.5
Querétaro	4	118.3	32	282.5
Hidalgo	19	697.2	40	372.7
Puebla	15	540.2	27	320.4
Veracruz	7	242.1	26	213.0
Total	61	2062.2	261	2331.7

the Cuenca Hidrográfica del Río Necaxa including municipalities of Z. Mena, Venustiano Carranza, Xicotepec and the priority región of Cuetzalan through municipalities such as Tuzamapa de Galeana, Jonotla and Zoquiapan.

Discussion

Our regional analysis of the southern SMO identified habitat patches sufficient to maintain multiple populations of jaguars (fundamental patches), as well as numerous smaller habitat patches that provided the resources necessary to facilitate movements of jaguars (stepping-stones). These results affirm the importance of the SMO for the conservation of jaguars in México in both the short and long term (Grigione *et al.* 2009; Rodríguez-Soto *et al.* 2011). Although the fundamental patches we identified were separated by relatively long distances (Figure 7) with respect to the movement patterns of the jaguar, this was mitigated by the number and distribution of stepping-stones as intermediates that provided connectivity among the fundamental patches. Because of the number, function, and importance of the stepping-stone patches, the fundamental patches were likely not isolated despite the relatively high degree of fragmentation. Stepping-stones help maintain the populations that reside in the fundamental patches by facilitating the flow of individuals and serving as forage and cover stations during dispersal (Bennett *et al.* 2004).

The biological corridor concept has evolved into a more comprehensive paradigm from its origin of simple linear features (Bennett and Mulongoy 2006). Currently, corridors are viewed as a mosaic of land use types and other landscape features that allow connectivity among patches of suitable habitat across the landscape (Bennett and Mulongoy 2006). Understanding the role of the landscape matrix as habitat for wildlife, particularly in fragmented landscapes such as the SMO, is important because the distribution of habitat components influences the movement patterns of the target species (Riley *et al.* 2003). Our results corroborated the presence of suitable habitat for the jaguar where jaguars have been located and studied in the states of Tamaulipas, San Luis Potosí, and Querétaro (Ortega-Huerta and Medley 1999; Bravo and González 2006; Villordo-Galván *et al.* 2010). Moreover, our model predictions indicated several additional areas with high likelihood of suitable habitat in little studied areas, including Veracruz, Hidalgo, and Puebla. A priority should be to survey these areas for jaguar presence, and to analyze with greater detail the potential connectivity between these patches and the known populations of jaguar that occur to the south.

Our permeability matrix indicated a high proportion (48 %) of areas with high resistance to jaguar movement, likely due to the degradation of the landscape, particularly changes in land use to agriculture and cattle ranching (Williams-Linera *et al.* 2003; Rivera *et al.* 2010). Ongoing development results in only remnants of original habitat being available for jaguars, and reaffirms the need to protect and restore habitat that connects core jaguar populations (Villordo-Galván *et al.* 2010; Ávila Nájera *et al.* 2011). However, despite high disturbance and fragmentation in this region of México, our results and previous studies indicate that biodiversity is still high in the Huasteca Region of San Luis Potosí (Villordo-Galván *et al.* 2010). In addition, jaguars are resident in this region of San Luis Potosí and likely juveniles or adults are dispersing towards southern areas through the proposed corridors (Villordo-Galván *et al.* 2010; Ávila Nájera *et al.* 2011).

Moreover, it is possible that areas classified as having high resistance to jaguar movements could result simply from the characteristics of the habitat variables proposed by experts from other countries exceeding the standards of suitability for jaguars in México. This would result in an apparent lower level of habitat suitability in the SMO than is actually present. This could also have occurred when the Jaguar Conservation Units were delineated by Sanderson *et al.* (2002), which declared the SMO as likely isolated from other jaguar populations in México and therefore as an area of secondary importance for long-term jaguar conservation. This conclusion was made despite a

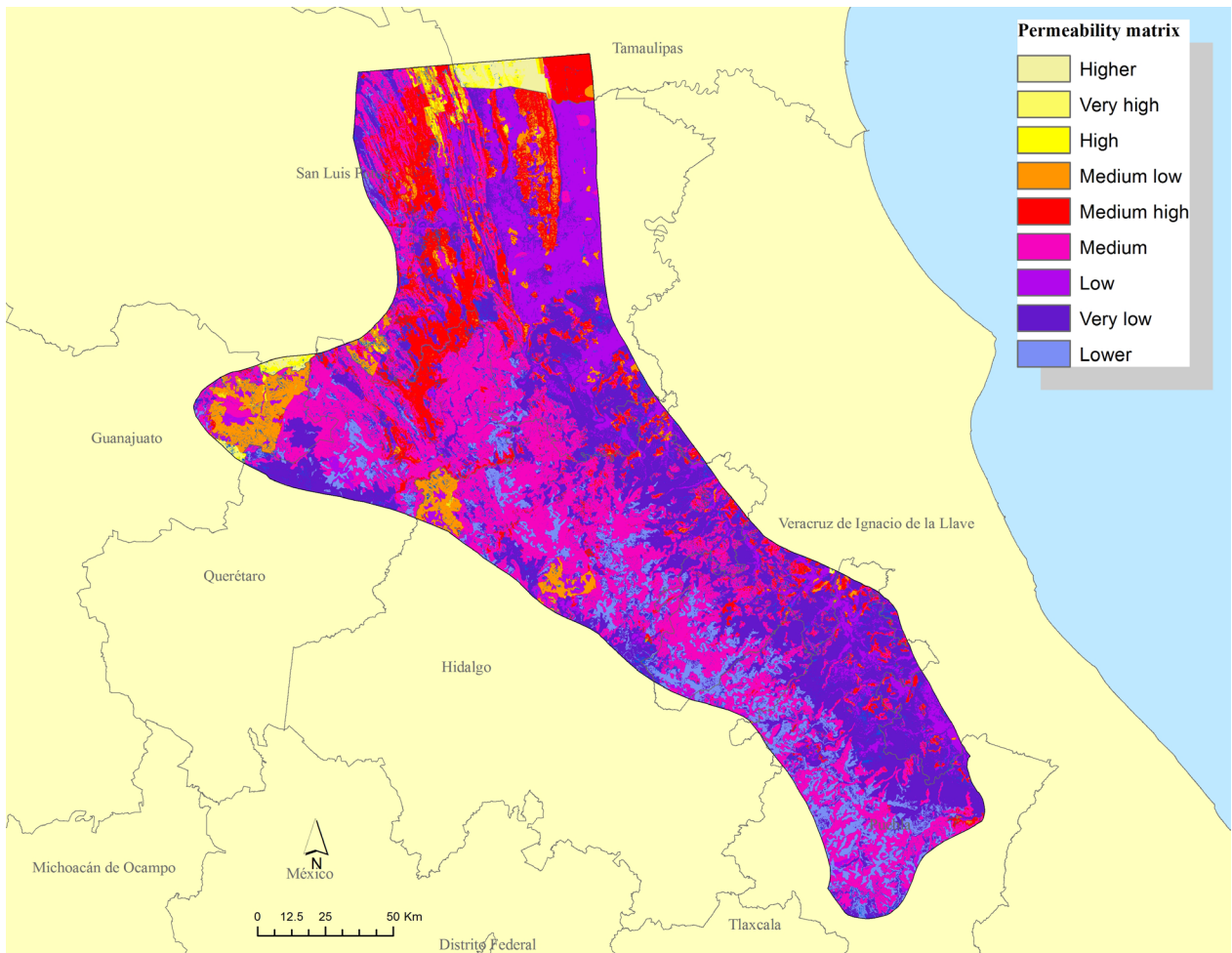


Figure 6. Permeability matrix showing resistance of the landscape for movements of jaguars.

lack (at that time) of recent field surveys, and was likely premature. A similar case was presented by Morrison *et al.* (2012). Therefore, it is important to continue monitoring studies to better understand the current condition of the jaguar habitat and movement patterns throughout their range in México.

In our evaluation we analyzed the suitability of the SMO to provide corridors for movements of jaguars within the SMO and among other regions. The routes described were based on the best available data and knowledge, although they require further validation in field. With respect to existing landscape policy in the SMO, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO; <http://www.conabio.gob.mx>) identified 4 Priority Terrestrial Regions (RTP) in our evaluation area. Three of these – the Sierra del Abra Tanchipa, Sierra Gorda-Rio Moctezuma, and Bosque Mesofilos de la Sierra Madre Oriental – are postulated to act as biological corridors, whereas the fourth region (RTP-Cuetzalan) had no information to support this biological function (CONABIO; Fig 1). Our results confirm the biological functions of three of the four areas defined by CONABIO, while providing further information on the function of the RTP-Cuetzalan. We identified several travel or dispersal routes which converged or originated in this RTP, providing potential routes of dispersal for jaguars into the Sierra Norte de Puebla. For this reason, the RTP-Cuetzalan is important for connectivity not only for the jaguar but also for other species that inhabit this region. Consequently, we recommend that the RTP-Cuetzalan be considered for designation as a Natural Protected Area, because it still retains significant high

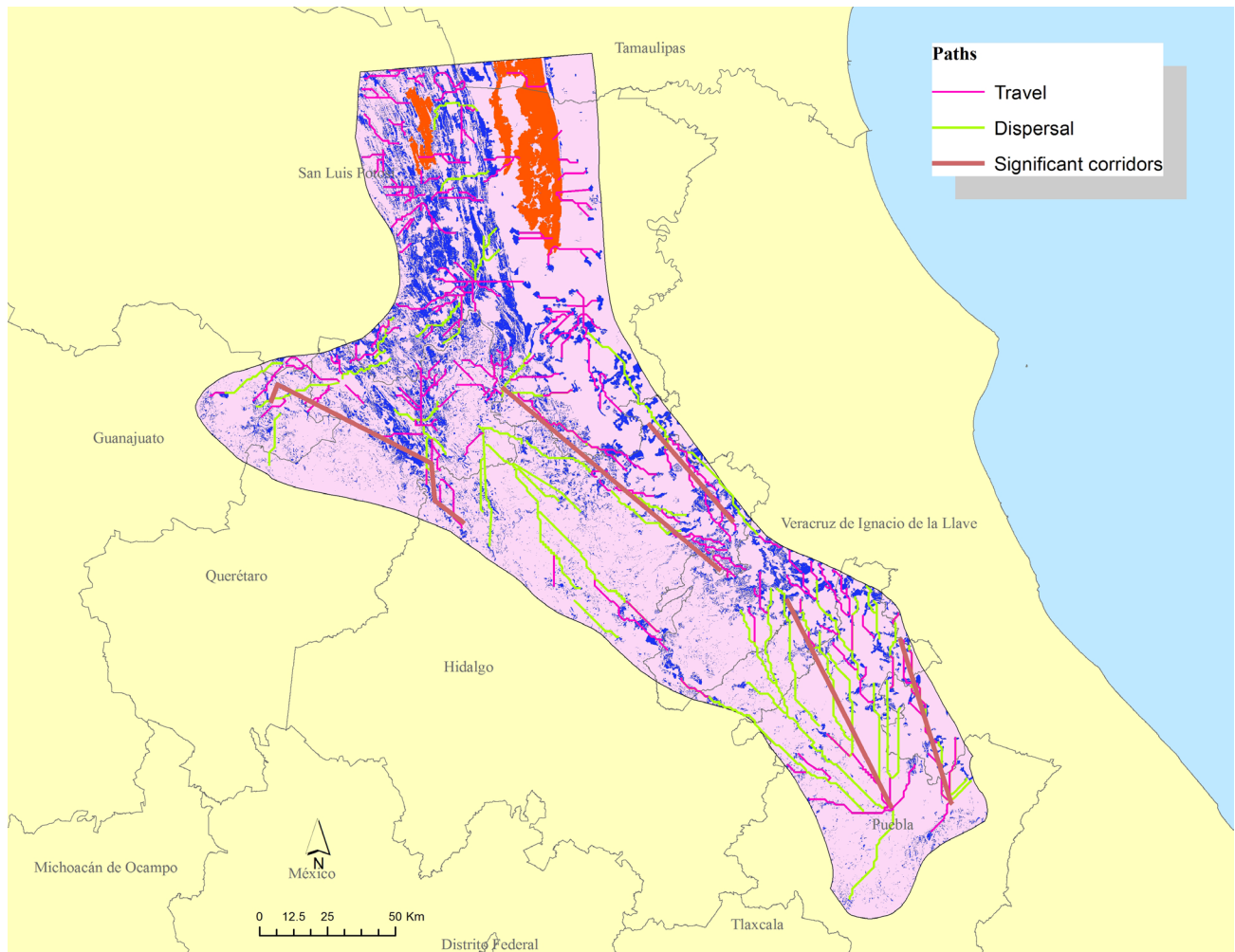


Figure 7. Potential biological corridors for jaguar in the Sierra Madre Oriental of México, including locations of dispersal and travel paths.

quality habitat for wildlife which facilitates its ability to support individuals dispersing to other areas, as well as providing for many resident species.

In addition to the existing data on each RTP, vertebrate studies in the SMO further indicate the presence of the main prey of the jaguar (Núñez *et al.* 2000; Rosas-Rosas *et al.* 2008) in San Luis Potosí (Ávila-Nájera *et al.* 2011; Rueda *et al.* 2013), Hidalgo (Sánchez-Rojas *et al.* 2009), and Puebla (Villarreal-Espino-Barros *et al.* 2008; Bravo *et al.* 2010). Because the distribution and movements of jaguars depend largely on the presence of food, these records further indicate the potential of the SMO to support the long-term needs and movements of the jaguar (González and Miller 2002).

Last, the accuracy of model predictions such as our maximum entropy results and permeability matrix are determined by the quality of data. We used an appropriate number of presence records and landscape variables that functionally relate to jaguar movements, which resulted in a good model based on model fit criteria (Guisan *et al.* 2006; Anderson and Gonzalez 2011). However, it is also necessary to consider the reliability of the records (Mateo *et al.* 2011). Despite limiting our modeling to only highly reliable jaguar records within the region, and thus limiting our overall sample size, the predictive ability of our preferred maximum entropy model was good, possibly due to the precise demarcation of the study area (Soberón 2010) and the reliability of the records that we used. In addition, we consider at least one record in five of the seven States studied (*i. e.* 70 % of the area contained information for input into models).

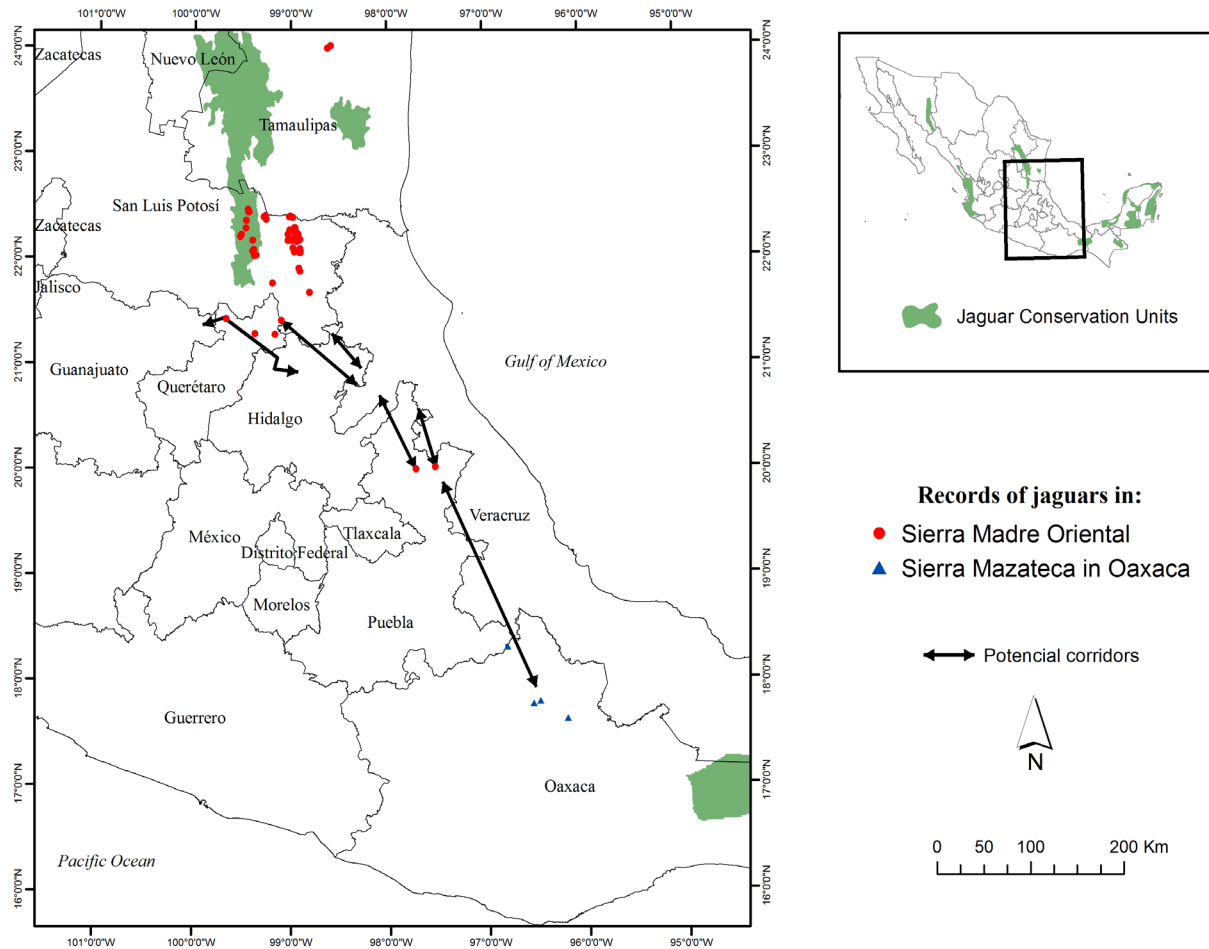


Figure 8. Biological corridors that allow connectivity of the SMO to southern regions of the state of Puebla, with further possibilities of connection to jaguar populations of northeastern Oaxaca.

Further, the landscape attributes we found best associated with suitable habitat for the jaguar were also frequently identified in the literature (Quigley and Crawshaw 1992; Monroy Vilchis *et al.* 2008; Conde *et al.* 2010; Villordo-Galván *et al.* 2010; Colchero *et al.* 2011). Habitat quality and distribution of jaguars is most frequently associated with specific vegetation types and land use (Monroy-Vilchis *et al.* 2008; Rosas-Rosas and Valdez 2010; Colchero *et al.* 2011). The variables we modeled thus allowed us to locate specific areas with habitat features highly conducive to the presence of jaguars.

Implications. Biological corridors of the SMO initiate at fundamental patches in the States of Tamaulipas and San Luis Potosí, with continuity towards the State of Queretaro. In Queretaro, historic and present reports of jaguar presence and the presence of primary prey suggests that suitable habitat conditions exist to allow jaguars to meet their basic requirements (Téllez and López 1995). Although there are no historical or recent records of jaguars in Hidalgo, we identified routes that connect directly with the state of Puebla, with further possibilities of connection to northeastern Oaxaca where the presence of the jaguar was recently documented (Figures 7 and 8; Briones-Salas *et al.* 2012).

In Puebla, routes apparently diverge and may indicate the presence of a barrier (Figure 6). However, the more westerly route is promising because of proximity among multiple small fragments of habitat, presence of multiple travel routes, and proximity to the Necaxa River hydrographic basin. The Necaxa River watershed is important because of its similarity to the Sierra del Abra Tanchipa in San Luis Potosi. Like the Sierra del Abra Tanchipa, which is also surrounded

by fragmented landscapes of secondary vegetation and agricultural and livestock areas, this region has a core of habitat conducive to prey and vegetation coverage that can provide suitable habitat for jaguars and feasibly allow dispersal (as well as support permanent populations) in these highly fragmented landscapes.

We conclude that the SMO provides multiple biological corridors for connectivity with more southern populations of jaguar in México (Figure 8). Based on this, we recommend development of management strategies to facilitate exchange of individuals from the SMO with other known jaguar populations in southern states (e. g. Oaxaca, Tabasco, Guerrero). Principal strategies may focus on habitat management of fundamental patches and habitat restoration between or around stepping-stones. The quality of the habitat patch is important because it determines availability of prey. Finally we suggest continued field research in order to seasonally monitor prey populations, jaguar presence, and movements. Working with local communities to improve habitat, enhance conservation of landscapes, and conduct educational programs on minimizing human-jaguar conflicts is also needed.

This information can also help to identify areas where management policies should be revised and also where future development should be reviewed and possibly minimized to mitigate any potential negative effects to critical patches or corridors. Because corridors overlap multiple jurisdictions, it is also important to coordinate local and regional conservation efforts so that individual actions can be linked across larger regions to form cohesive connectivity networks.

Acknowledgements

We are grateful to the National Council of Science and Technology (CONACYT-Mexico), Grant No. 253033 awarded to Master Student G. Dueñas Lopez and all researchers, students and field assistants who took part in this research.

Resumen

Introducción: Los jaguares (*Panthera onca*) son depredadores ápex y son susceptibles a los efectos de la fragmentación. Algunas de sus poblaciones están consideradas en proceso de aislamiento en México donde esta enlistado como en peligro de extinción. El principal objetivo fue evaluar la conectividad disponible de La Sierra Madre Oriental (SMO) hacia el sur de México.

Metodología: Se determinaron las Rutas de Menor Costo para el jaguar entre parches de hábitat dentro de la SMO. Se usaron registros recientes de presencia y mediante el algoritmo de modelaje de máxima entropía (Maxent) se identificaron parches de hábitat potencial. Se usó el Proceso Jerárquico Analítico para generar valores (permeabilidad del paisaje) y a su vez crear una matriz de resistencia para los movimientos del jaguar usando una Evaluación-Multi-Criterio con una combinación lineal ponderada. Finalmente se modelaron las Rutas de Menor Costo para movimientos locales y de dispersión del jaguar.

Resultados: Se identificaron 581 parches con hábitat potencial altamente adecuado para el jaguar. Donde tres de estos son > 100 km², y son considerados de tipo fundamental (capaces de soportar una población viable de jaguares). La matriz de resistencia se compone en 3 % de zonas con bajo costo, 49% de zonas con costo medio para los movimientos del jaguar. El análisis de Rutas de Menor Costo mostró 61 rutas de dispersión totalizando > 2,000 km y > 200 rutas de movimiento, donde el estado de Hidalgo presenta el mayor número de rutas de ambos tipos. También se identificaron 5 potenciales corredores para el jaguar dentro de la SMO y hacia el sur de las poblaciones de jaguar en México.

Discusión y conclusiones: Se determinó que la SMO posee hábitat significativo y con múltiples corredores biológicos para la conectividad de las poblaciones del jaguar de esta región con las del sur de México. Basado en los resultados se recomienda el desarrollo de estrategias de manejo que puedan facilitar el intercambio de individuos de la SMO con otras poblaciones en el sur de México (Oaxaca, Tabasco, Guerrero). Las principales estrategias se pueden enfocar en manejo de hábitat en los parches fundamentales y restauración de hábitat entre y alrededor de las "piedras de paso". Promover la conectividad entre los parches de hábitat y las poblaciones de jaguar que habitan en la SMO incrementará el potencial de biodiversidad y la conservación de esta región a largo plazo.

Palabras clave: Biodiversidad, corredores, fragmentación de hábitat, jaguar, rutas de menor costo, movimientos.

References

- ANDERSON, R. P., AND I. GONZALEZ, JR. 2011. Species-specific tuning increases robustness to sampling bias in models of species distributions: An implementation with Maxent. *Ecological Modelling* 222:2796-2811.
- ÁVILA-NÁJERA, D. M., O. C. ROSAS-ROSAS, L. A. TARANGO-ARÁMBULA, J. F. MARTÍNEZ-MONTOYA, AND E. SANTOYO-BRITO. 2011. Conocimiento, uso y valor cultural de seis presas del jaguar (*Panthera onca*) y su relación con éste, en San Nicolás de los Montes, San Luis Potosí, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 82:1020-1028.
- BALDWIN, R. A., AND L. C. BENDER. 2008. Den-site characteristics of black bears in Rocky Mountain National Park, Colorado. *The Journal of Wildlife Management* 72:1717-1724.
- BENNETT, A. F. 2004. Enlazando el paisaje: el papel de los corredores y la conectividad en la conservación de la vida silvestre. IUCN-the World Conservation Union. San José, Costa Rica.
- BENNETT, G., AND K. J. MULONGOY. 2006. Review of experience with ecological networks, corridors and buffer zones. Secretariat of the Convention on Biological Diversity. Montreal, Canada.
- BRAVO, O. E. R., S. S. BRAULT, AND C. H. SANTÍN. 2010. Nuevo registro del Ocelote (*Leopardus pardalis*) para el estado de Puebla. *Therya* 1:91.
- BRAVO, O. E. R., AND C. A. LOPEZ. 2006. Determinación de áreas críticas para la supervivencia del jaguar en la Sierra Madre Oriental. Pp. 41-50 in *Conservación y manejo del jaguar en México estudios de caso y perspectiva* (Ceballos, G., C. Chávez, R. List, and H. Zarza, eds.). Fondo de Cultura Económica – Universidad Nacional Autónoma de México – Wildlife Conservation Society- CONABIO. Ciudad de México, México.
- BRIONES-SALAS, M., M. C. LAVARIEGA, AND I. LIRA-TORRES. 2012. Distribución actual y potencial del jaguar (*Panthera onca*) en Oaxaca, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 83:246-257.
- BUNN, A. G., D. L. URBAN, AND T.H. KEITT. 2000. Landscape connectivity: A conservation application of graph theory. *Journal of Environmental Management* 59:265-278.
- COLCHERO, F., D. A. CONDE, C. MANTEROLA, C. CHÁVEZ, A. RIVERA, AND G. CEBALLOS. 2011. Jaguars on the move: modeling movement to mitigate fragmentation from road expansion in the Mayan Forest. *Animal Conservation* 14:158-166.
- CONDE, D. A., F. COLCHERO, H. ZARZA, N. L. CHRISTENSEN, JR, J. O. SEXTON, C. MANTEROLA, C. CHÁVEZ, A. RIVERA, D. AZUARA, AND G CEBALLOS. 2010. Sex matters: Modeling male and female habitat differences for jaguar conservation. *Biological Conservation* 143:1980-1988.
- CRAMER, P. C., AND K. M. PORTIER. 2001. Modeling Florida panther movements in response to human attributes of the landscape and ecological settings. *Ecological Modelling* 140: 51-80.
- CUSHMAN, S. A., K. S. MCKELEVY, AND M. K. SCHWARTZ. 2009. Use of empirically derived source-destination models to map regional conservation corridors. *Conservation Biology* 23:368-376.
- DICKSON, B. G., J. S. JENNESS, AND P. BEIER. 2005. Influence of vegetation, topography, and roads on cougar movement In Southern California. *The Journal of Wildlife Management* 69:264-276.
- DIXON, J. D., M. K. OLI, M. C. WOOTEN, T. H. EASON, J. W. McCOWN, AND D. PAETKAU. 2006. Effectiveness of a regional corridor in connecting two Florida black bear populations. *Conservation Biology* 20:155-162.
- EASTMAN, J. R. 2004. IDRISI Kilimanjaro, guía para SIG y procesamiento de imágenes. Labs Clark University. Worcester, EE. UU.
- FIELDING, A. H., AND J. F. BELL. 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation* 24:38-49.
- GONZÁLEZ, C. A. L., AND B. J. MILLER. 2002. Do jaguars (*Panthera onca*) depend on large prey? *Western North American Naturalist* 62:218-222.

- GRIGIONE, M. M., K. MENKE, C. LÓPEZ-GONZÁLEZ, R. LIST, A. BANDA, J. CARRERA, R. CARRERA, A. J. GIORDANO, J. MORRISON, AND M. STERNBERG.** 2009. Identifying potential conservation areas for felids in the USA and México: integrating reliable knowledge across an international border. *Oryx* 43:78-86.
- GUISAN, A., O. BROENNIMANN, R. ENGLER, M. VUST, N. G. YOCOZ, A. LEHMANN, AND N. E. ZIMMERMANN.** 2006. Using niche-based models to improve the sampling of rare species. *Conservation Biology* 20:501-511.
- HERNÁNDEZ-SAINTMARTÍN, A. D., O. C. ROSAS-ROSAS, J. PALACIO-NÚÑEZ, L. A. TARANGO-ARÁMBULA, F. CLEMENTE-SÁNCHEZ, AND A. L. HOOGESTEIJN.** 2013. Activity patterns of jaguars, puma and their potential prey in San Luis Potosi, Mexico. *Acta Zoológica Mexicana* 29:520-533.
- HERNÁNDEZ-SAINTMARTÍN, A. D., O. C. ROSAS-ROSAS, J. PALACIO-NÚÑEZ, L. A. TARANGO-ARÁMBULA, F. CLEMENTE-SÁNCHEZ, AND A. L. HOOGESTEIJN.** 2014. Food habits of jaguar and puma in a protected area and adjacent fragmented landscape of Northeastern Mexico. *Natural Areas Journal* 35:308-317.
- HOSMER, D. W., AND S. LEMESHOW.** 1989. Applied logistic regression. Second edition. John Wiley and Sons. New York, U.S.A.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía).** 2011. Cartas geográficas de clima, suelo y precipitaciones, Escalas 1: 100,000 y 1: 250,000, Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Ciudad de México, México.
- LARUE, M.A., AND C. K. NIELSEN.** 2008. Modelling potential dispersal corridors for cougars in midwestern North America using least-cost path methods. *Ecological Modelling* 212:372-381.
- MALCZEWSKI, J.** 2004. GIS-based land-use suitability analysis: a critical overview. *Progress in Planning* 62:3-65.
- MATEO, R. G., A. M. FELICÍSIMO, AND J. MUÑOZ.** 2011. Modelos de distribución de especies: Una revisión sintética. *Revista Chilena de Historia Natural* 84:217-240.
- MONROY-VILCHIS, O., O. SÁNCHEZ, U. AGUILERA-REYES, P. SUÁREZ, AND V. URÍOS.** 2008. Jaguar (*Panthera onca*) in the state of México. *The Southwestern Naturalist* 53:533-537.
- MORRISON, M. L., B. A. COLLIER, H. A. MATHEWSON, J. E. GROCE, AND R. N. WILKINS.** 2012. The prevailing paradigm as a hindrance to conservation. *Wildlife Society Bulletin*, 36:408-414.
- NÚÑEZ-PÉREZ, R.** 2011. Estimating jaguar population density using camera-traps: a comparison with radio-telemetry estimates. *Journal of Zoology* 285: 39-45.
- NÚÑEZ, R., B. MILLER, AND F. LINDZEY.** 2000. Food habits of jaguars and pumas in Jalisco, México. *Journal of Zoology* 252: 373-379.
- ORTEGA-HUERTA, M. A., AND K. E. MEDLEY.** 1999. Landscape analysis of jaguar (*Panthera onca*) habitat using sighting records in the Sierra de Tamaulipas, México. *Environmental Conservation* 26:257-269.
- ORTEGA-HUERTA, M. A., AND A. T. PETERSON.** 2004. Modelling spatial patterns of biodiversity for conservation prioritization in North-eastern México. *Diversity and Distributions* 10:39-54.
- PEARCE, J., AND S. FERRIER.** 2000. Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression. *Ecological Modelling* 133:225-245.
- PHILLIPS, S. J., R. P. ANDERSON, AND R. E. SCHAPIRE.** 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190:231-259.
- QUIGLEY, H. B., AND P. G. CRAWSHAW, JR.** 1992. A conservation plan for the jaguar *Panthera onca* in the Pantanal region of Brazil. *Biological Conservation* 61:149-157.
- RABINOWITZ, A., AND K.A. ZELLER.** 2010. A range-wide model of landscape connectivity and conservation for the jaguar, *Panthera onca*. *Biological Conservation* 143:939-945.
- RILEY, S. P. D., R. M. SAUVAJOT, T. K. FULLER, E. C. YORK, D. A. KAMRADT, C. BROMLEY, AND R. K. WAYNE.** 2003. Effects of urbanization and habitat fragmentation on bobcats and coyotes in Southern California. *Conservation Biology* 17:566-576.
- RIVERA, N. A., G. G. MENDOZA, J. F. MARTÍNEZ, AND C. C. SERVIN.** 2010. Evaluación multicriterio y aptitud agroclimática del cultivo de caña de azúcar en la región de Huasteca (México). *Revista CORPOICA. Ciencia y Tecnología Agropecuaria* 11:144-154.

- RODRÍGUEZ-SOTO, C., O. MONROY-VILCHIS, L. MAIORANO, L. BOITANI, J. C. FALLER, M. A. BRIONES, R. NÚÑEZ, O. C. ROSAS-ROSAS, G. CEBALLOS, AND A. FALCUCCI.** 2011. Predicting potential distribution of the jaguar (*Panthera onca*) in México: identification of priority areas for conservation. *Diversity and Distributions* 17:350-361.
- ROSAS-ROSAS, O. C., AND J. H. LÓPEZ-SOTO.** 2002. Distribución y estado de conservación del jaguar en Nuevo León, México. Pp. 379-392 in *El jaguar en el nuevo milenio* (Medellín, R., C. Equihua, C. Chetkiewicz, P. Crawshaw, A. Rabinowitz, K. Redford, J. Robinson, and E. Sanderson, eds.). Fondo de Cultura Económica-Universidad Nacional Autónoma de México- Wildlife Conservation Society. Ciudad de México. México.
- ROSAS-ROSAS, O. C., L. C. BENDER, AND R. VALDEZ.** 2008. Jaguar and puma predation on cattle calves in northeastern Sonora, México. *Rangeland Ecology and Management* 61:554-560.
- ROSAS-ROSAS, O. C., L. C. BENDER, AND R. VALDEZ.** 2010. Habitat correlates of jaguar kill-sites of cattle in northeastern Sonora, México. *Human-Wildlife Interactions* 4:103-111.
- ROSAS-ROSAS, O. C., AND R. VALDEZ.** 2010. The role of landowners in jaguar conservation in Sonora, México. *Conservation Biology* 24:366-371.
- RUEDA, P., G. D. MENDOZA, D. MARTÍNEZ, AND O. C. ROSAS-ROSAS.** 2013. Determination of the jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) diet in a tropical forest in San Luis Potosi, México. *Journal of Applied Animal Research* 41:1-6.
- SAATY, T. L.** 1980. *The analytic hierarchy process: planning, priority setting, resources allocation*. McGraw-Hill. New York, EE. UU.
- SÁNCHEZ-ROJAS, G., C. AGUILAR-MIGUEL, AND E. HERNÁNDEZ-CID.** 2009. Estudio poblacional y uso de hábitat por el venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*) en un bosque templado de la Sierra de Pachuca, Hidalgo, México. *Journal of Tropical Conservation Science* 2:204-214.
- SAHAGÚN-SÁNCHEZ, F. J., H. REYES-HERNÁNDEZ, J. L. FLORES, AND L. CHAPA.** 2011. Modelización de escenarios de cambio potencial en la vegetación y el uso de suelo en la Sierra Madre Oriental de San Luis Potosí, México. *Journal of Latin American Geography*. 10:65-86.
- SANDERSON, E. W., K. H. REDFORD, C. CHETKIEWICZ, R. A. MEDELLIN, A. RABINOWITZ, J. G. ROBINSON, AND A. B. TABER.** 2002. Planning to save a species: the jaguar as a model. *Conservation Biology* 16:58-72.
- SCHALLER, G. B., AND P. G. CRAWSHAW JR.** 1980. Movement patterns of jaguar. *Biotropica* 210:161-168.
- SEMARNAT (SECRETARÍA DE MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES).** 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación. Ciudad de México. México.
- SEYMOUR, K. L.** 1989. *Panthera onca*. *Mammalian Species* 340:1-9
- SOBERÓN, J. M.** 2010. Niche and area of distribution modeling: a population ecology perspective. *Ecography* 33:159-167.
- SOLLMANN, R., M. M. FURTADO, B. GARDNER, H. HOFER, A. T. A. JÁCOMO, N. M. TÔRRES, AND L. SILVEIRA.** 2011. Improving density estimates for elusive carnivores: Accounting for sex-specific detection and movements using spatial capture-recapture models for jaguars in central Brazil. *Biological Conservation* 144:1017-1024.
- SWETS, J. A.** 1988. Measuring the accuracy of diagnostic systems. *Science* 240:1285-1293.
- TÉLLEZ, G., AND W. C. LÓPEZ.** 1995. *Panthera onca veraecrucis* (Carnivora: Felidae) en Querétaro, México. *Revista Mexicana de Mastozoología* 1:73-75.
- TEWES, M. E., AND D. EVERETT.** 1986. Status and distribution of the endangered ocelot and jaguarondi in Texas. Pp. 147-158 in *Cats of the world: biology, conservation, and management* (Mondolfi, E., S. D. Miller, and D. D. Everet, eds.). National Wildlife Federation. Washington, EE. UU.
- VILLARREAL-ESPINO-BARROS, O. A., L. E. CAMPOS-ARMENDIA, T. A. CASTILLO-MARTÍNEZ, I. CORTES-MENA, F. X. PLATA-PÉREZ, AND G. D. MENDOZA-MARTÍNEZ.** 2008. Composición botánica de la dieta del venado temazate

rojo (*Mazama temama*), en la sierra nororiental del estado de Puebla. *Universidad y Ciencia* 24:183-188.

VILLORDO-GALVÁN, J.A., O. C. ROSAS-ROSAS, F. CLEMENTE-SÁNCHEZ, J. F. MARTÍNEZ-MONTOYA, L. A. TARANGO-ARÁMBULA, G. D. MENDOZA-MARTÍNEZ, M. D. SÁNCHEZ-HERMOSILLO, AND L. C. BENDER. 2010. The jaguar (*Panthera onca*) in San Luis Potosí, México. *The Southwestern Naturalist* 55:394-402.

WILLIAMS-LINERA, G., A. ROWDEN, AND A. C. NEWTON. 2003. Distribution and stand characteristics of relict populations of Mexican beech (*Fagus grandifolia* var. *mexicana*). *Biological Conservation* 109:27-36.

Summited: December 8, 2014

Review: March 30, 2015

Accepted: April 10, 2015

Associated editor: Rafael Reyna

**Size, composition and daily activity patterns
of white-lipped peccary groups (*Tayassu pecari*)
in Mirador-Río Azul National Park, Guatemala**

Tamaño, composición y patrones diarios de actividad de grupos de pecarí de labios blancos (*Tayassu pecari*) en el Parque Nacional Mirador-Río Azul, Guatemala

José Fernando Moreira-Ramírez^{1*}, Jorge Erwin López², Rony García-Anleu³, Francisco Córdova⁴ y Tomás Dubón³

¹ El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Campeche. Avenida Rancho Polígono 2A, Ciudad Industrial Lerma 24500, Ciudad de Campeche, Campeche, México. E-mail: jfmoreira@ecosur.edu.mx (JFMR).

² Escuela de Biología, Universidad de San Carlos de Guatemala. Campus Universitario Zona 12, edificio T-10. Ciudad de Guatemala, Guatemala. E-mail: jelopez@usac.edu.gt (JEL).

³ Wildlife Conservation Society, programa para Guatemala. Avenida 15 de marzo casa número 3. Flores, Petén, Guatemala. E-mail: rgarcia@wcs.org (RGA)

⁴ Sociedad Civil para el Desarrollo Árbol Verde. Aldea Ixlú, Flores, Petén, Guatemala. E-mail: fcordova@yahoo.com (FC), tomas@yahoo.com (TD)

*Corresponding author

Introduction: The white-lipped peccary is a highly social species that forms large, cohesive groups of 10 to over 300 individuals. They are vulnerable to human presence and habitat fragmentation because they require large extensions of undisturbed forest with sufficient availability of food to maintain their biological requirements. This species has disappeared in 84% of its historic range in Guatemala. In Guatemala, the only place containing a viable population of white-lipped peccary is the Maya Biosphere Reserve although it is possible that residual populations exist in Punta de Manabique Wildlife Refuge, Laguna Lachuá National Park and Maya Mountains Biosphere Reserve. The specific objectives of this study were to describe the size and composition of white-lipped peccary groups in Mirador-Río Azul National Park, a protected area within the Maya Biosphere Reserve, and describe their daily activity patterns at waterholes using camera traps and direct observations.

Methods: For analysis with camera traps we used photo-captures of white-lipped peccary obtained in a Rapid Ecological Assessment conducted in Mirador-Río Azul National Park in 2004. In addition, as part of this study, in 2006 we studied 12 waterholes, from April 22 to May 25. In 2007 direct observations were also made on waterholes from 8:00 at 17:00 during the months of February to May 2007 (dry season), and opportunistic encounters occurred on roads during June to January (rainy season). When a group was observed we recorded the date, time, number of newborns, juveniles and adults.

Results: In 2007 we recorded 11 groups of white-lipped peccary, five in waterholes and six in roads totaling 344 individuals. The estimated average of groups during the dry season in the Mirador-Río Azul National Park, was larger compared with Calakmul Biosphere Reserve and Corcovado National Park although these differences were not statistically significant ($U = 9, P = 0.08, U = 31.5, P = 0.63$). Group composition included 94.2 % adults, 3.8 % juveniles, and 2 % newborns. The groups visited waterholes more frequently between 8:00 and 12:00.

Discussion and conclusions: The average group size of white-lipped peccary reported during the dry season in Mirador-Río Azul National Park is larger than the estimates reported in studies at the Calakmul Biosphere Reserve in Mexico and the Corcovado National Park in Costa Rica. This may be due to the moderate level of conservation within the Mirador-Río Azul National Park, high connectivity to protected areas of Mexico and Belize, and high availability of water for the presence of the Río Azul, which provides surface water availability, even during the dry season. White-lipped peccaries visited waterholes mainly during the day, registering two peaks of visits between 8:00 and 12:00. It is necessary to increase the protection in the Mirador-Río Azul National Park, especially at the borders with

Mexico and Belize, and coordinate actions should be implemented in Mexico, Belize and Guatemala to preserve the natural heritage of these protected areas.

Key words: Camera traps, direct observations, Maya Forest, ungulate, waterholes.

Introducción

Los pecaríes pertenecen a la familia Tayassuidae, distribuida solamente en América y representada por tres especies (Sowls 1984; Grubb 2005). En Guatemala, se distribuyen dos especies: el pecarí de labios blancos (*Tayassu pecari*) y el pecarí de collar (*Pecari tajacu*; Taibel 1977; Reid 1997). El pecarí de labios blancos es el único ungulado social del Neotrópico que se desplaza en grupos grandes y cohesivos, generalmente de 10 a más de 300 individuos, en el interior de bosques tropicales densos (Sowls 1997; Fragoso 1998; Altrichter *et al.* 2001; Keuroghlian *et al.* 2004; Reyna-Hurtado *et al.* 2009). Ecológicamente, funge como importante dispersor y depredador de semillas. Sin embargo, es altamente susceptible a enfermedades infecciosas transmitidas por animales domésticos, a la presencia de seres humanos, quienes pueden cazarlo por ser una fuente importante de proteína para las comunidades rurales, y a la fragmentación de su hábitat (Sowls 1984; Morales 1993; Roling 1995; Bodmer *et al.* 1997; Fragoso 1997; Baur 1999; Altrichter y Boaglio 2004; Beck 2004; Reyna-Hurtado y Tanner 2005, 2007; Reyna-Hurtado *et al.* 2009). Por los motivos anteriores, esta especie se encuentra en la Lista de Especies Amenazadas de Guatemala en la Categoría tres (Manejo especial, uso controlado, CONAP 2000), en el apéndice II del Convenio sobre Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestre (CITES 2006), y como Vulnerable por la Lista Roja de la Unión Mundial para la Naturaleza en todo su ámbito de distribución (Keuroghlian *et al.* 2013). Actualmente, esta especie ha desaparecido en un 84 % de su distribución histórica en Guatemala (Altrichter *et al.* 2012). Se considera que en este país, el último lugar donde aún permanece una población viable de pecarí de labios blancos (~3,500 individuos) es dentro de la Reserva de la Biosfera Maya (RBM; Traill *et al.* 2007; WCS-CONAP 2009; Altrichter *et al.* 2012) y posiblemente existan poblaciones muy reducidas en el Refugio de Vida Silvestre Punta de Manabique, Parque Nacional Laguna Lachuá y Reserva de la Biosfera Montañas Mayas (WCS-CONAP 2009). También en varias áreas protegidas ubicadas al sur de la Reserva de la Biosfera Maya RBM, el pecarí de labios blancos presenta bajas abundancias por la alta presión de caza. De esta manera, se le considera extinto ecológicamente. Por ejemplo, en la Ecorregión Lachuá, cazadores mencionan que esta especie es cada vez más escasa, y en la Reserva de la Biosfera Sierra de las Minas, no se tienen registros de ella desde hace más de 20 años (Moreira-Ramírez 2004; Rosales-Meda *et al.* 2010).

Con más de dos millones de hectáreas, la RBM cubre más de la mitad del departamento de Petén y casi una quinta parte del territorio de Guatemala. Junto con áreas protegidas de México y Belice, forma la Selva Maya, el mayor bloque continuo de bosque tropical ubicado al norte del Amazonas (Sanderson *et al.* 2002; Radachowsky *et al.* 2012).

En Guatemala existe un vacío de información sobre aspectos ecológicos y biológicos básicos de la historia natural del pecarí de labios blancos. Este estudio es el único que se ha enfocado en conocer los tamaños, composición y patrones diarios de actividad de grupos de esta especie. Otros estudios se han enfocado en caracterizar la actividad de cacería en comunidades cercanas o en áreas protegidas. El pecarí de labios blancos es una de las especies más cazadas (Morales 1993; Roling 1995; Baur 1999; Rosales-Meda *et al.* 2010).

El presente estudio se desarrolló en el Parque Nacional Mirador-Río Azul, ubicado dentro de la RBM. Allí, las poblaciones de pecarí de labios blancos se encuentran menos afectadas por las actividades humanas que en cualquier otra parte del país (WCS-CONAP 2009). Los objetivos

específicos de la presente investigación fueron describir el tamaño y la composición de los grupos de pecarí de labios blancos, así como los patrones diarios de su actividad en aguadas. Se recurrió a trampas-cámara y a observaciones directas. Como hipótesis, se planteó que, debido al alto grado de conservación del Parque Nacional Mirador Río Azul, los tamaños de los grupos de pecarí de labios blancos en la época seca serán mayores comparados con los del Parque Nacional Corcovado, Costa Rica. Debido a la presencia de bosques más húmedos, los grupos serán mayores comparados con los de la Reserva de la Biosfera Calakmul, en México. Los datos de esta investigación ayudarán al desarrollo de planes para conservar esta especie en la Reserva de la Biosfera Maya y en la Selva Maya.

Materiales y métodos

Área de estudio. El Parque Nacional Mirador-Río Azul (PNMRA) se localiza en la esquina noreste de la Reserva de la Biosfera Maya, entre las coordenadas 17° 44' 31" N, -89° 34' 32" W. Limita al oeste con la concesión industrial de Paxbán y al este con Belice. Al norte, se encuentra la Reserva de la Biosfera de Calakmul, en México, y al sur, la comunidad de Uaxactún (CONAP y ONCA 2002; Figura 1).

El área fue declarada Parque Nacional en 1990, con el establecimiento de la Reserva de la Biosfera Maya. El área total del PNMRA es de 116,911 hectáreas (CONAP 1995, CONAP y ONCA, 2002) y se encuentra cubierta por Bosque Húmedo Subtropical Cálido, clasificado con base en el Sistema de Holdridge (De la Cruz 1982). Anualmente, la temperatura varía de 22 a 34 °C. La precipitación promedio anual es de 1,323 mm. La altitud varía entre 250 msnm al oeste y 100 msnm al este (CONAP y ONCA 2002; Moreira-Ramírez 2009). Existen dos épocas marcadas: la época seca abarca de febrero a mayo, y la época lluviosa, de junio a enero. En la Selva Maya, los suelos son de origen calcáreo. Esto ocasiona que el agua de lluvias se filtre rápidamente y no existan cuerpos de agua permanentes. Sin embargo, hay zonas donde las características del suelo permiten la acumulación de la precipitación, lo que forma cuerpos de agua conocidos localmente como aguadas (Reyna-Hurtado *et al.* 2010a). Las aguadas son sumamente importantes para la vida silvestre en este parque, ya que proveen de agua superficial a diferentes especies, entre ellas al pecarí de labios blancos (Moreira-Ramírez 2009; Moreira-Ramírez y García 2011).

Tamaño y composición de grupos. Para registrar el tamaño y la composición de los grupos, fueron visitadas 12 aguadas entre las 8:00 h a 17:00 h, por un periodo de 10 días durante cada mes. Se abarcó la época seca comprendida entre de febrero a mayo de 2007. Además, durante la época lluviosa, entre junio y octubre de 2007, se realizaron conteos oportunos de grupos de pecaríes de labios blancos en caminos (Tabla 1). El tamaño y la composición de los grupos fueron obtenidos por medio de registros realizados tanto en aguadas como en caminos. Se abarcó la época seca y lluviosa (Tabla 1). Las observaciones en aguadas fueron realizadas en árboles a una altura aproximada de 4 m para contar el tamaño mínimo de los grupos. Las observaciones en caminos fueron realizadas cuando nos desplazábamos del campamento hacia las aguadas. En el momento de observar un grupo, se anotó la fecha, hora, número de crías, juveniles y adultos. Para identificar crías, juveniles y adultos, se utilizaron los siguientes criterios: las crías son de tamaño pequeño comparado con juveniles y adultos; su color es café claro y se desplazan junto a sus madres. Los juveniles presentan tamaños intermedios y son de color café claro negruzco. Los adultos son de color negro y presentan el mentón blanco (Sowls 1984, 1997).

Patrones diarios de actividad en aguadas. Para describir los patrones diarios de actividad del pecarí de labios blancos en las aguadas, se utilizaron trampas-cámara y se recurrió a observaciones directas. Para el análisis con trampas-cámara, se utilizaron fot capturas de pecarí de labios blancos obtenidas en la Evaluación Ecológica Rápida realizada en el PNMRA en 2004

(García y Radachowsky 2004). Asimismo, como parte de este estudio, en 2006 se estudiaron 12 aguadas del 22 de abril al 25 de mayo. En cada aguada se colocó una trampa-cámara de film de 35 mm, modelo Camtraker®, con cámaras marca Olympus, Canon y Yashica (Camtrak South, 1050 Industrial Drive, Watkinville, GA 30677 USA). Solamente en la aguada El Infierno Dos, fueron colocadas dos trampas-cámara. El tiempo de muestreo durante 2006 fue de 33 días por trampa-cámara. El esfuerzo de muestreo fue de 396 trampas por noche. Durante 2007, se estudiaron seis aguadas en febrero. En cada aguada se colocó una trampa-cámara de film de 35 mm modelo Leaf River™ C-1BU, con cámara Canon© Sure Shot Owl (Leaf River Outdoor Products, Taylorsville, MS 39168 USA). El tiempo de muestreo durante este año fue de 24 días por trampa-cámara. El esfuerzo de muestreo fue de 144 trampas por noche. Las trampas-cámaras se programaron para tomar fotografías durante 24 horas. Se activó la trampa-cámara debido a un cambio de temperatura o movimiento. Se tomó una fotografía por minuto. Cada trampa-cámara fue programada para registrar en cada fotografía el día y la hora. Las trampas-cámara fueron colocadas a una altura promedio de 56 cm (50 - 60 cm) y fueron revisadas cada 10 a 15 días. Al final de este lapso, se cambiaron los rollos (35mm ASA 400 de 24 exposiciones marca Konica Minolta) y baterías (Energizer©). Las observaciones directas en las aguadas se realizaron de las 8:00 h a las 17:00 h de febrero a mayo de 2007. Durante estas observaciones se anotó la hora en que cada grupo visitó la aguada.

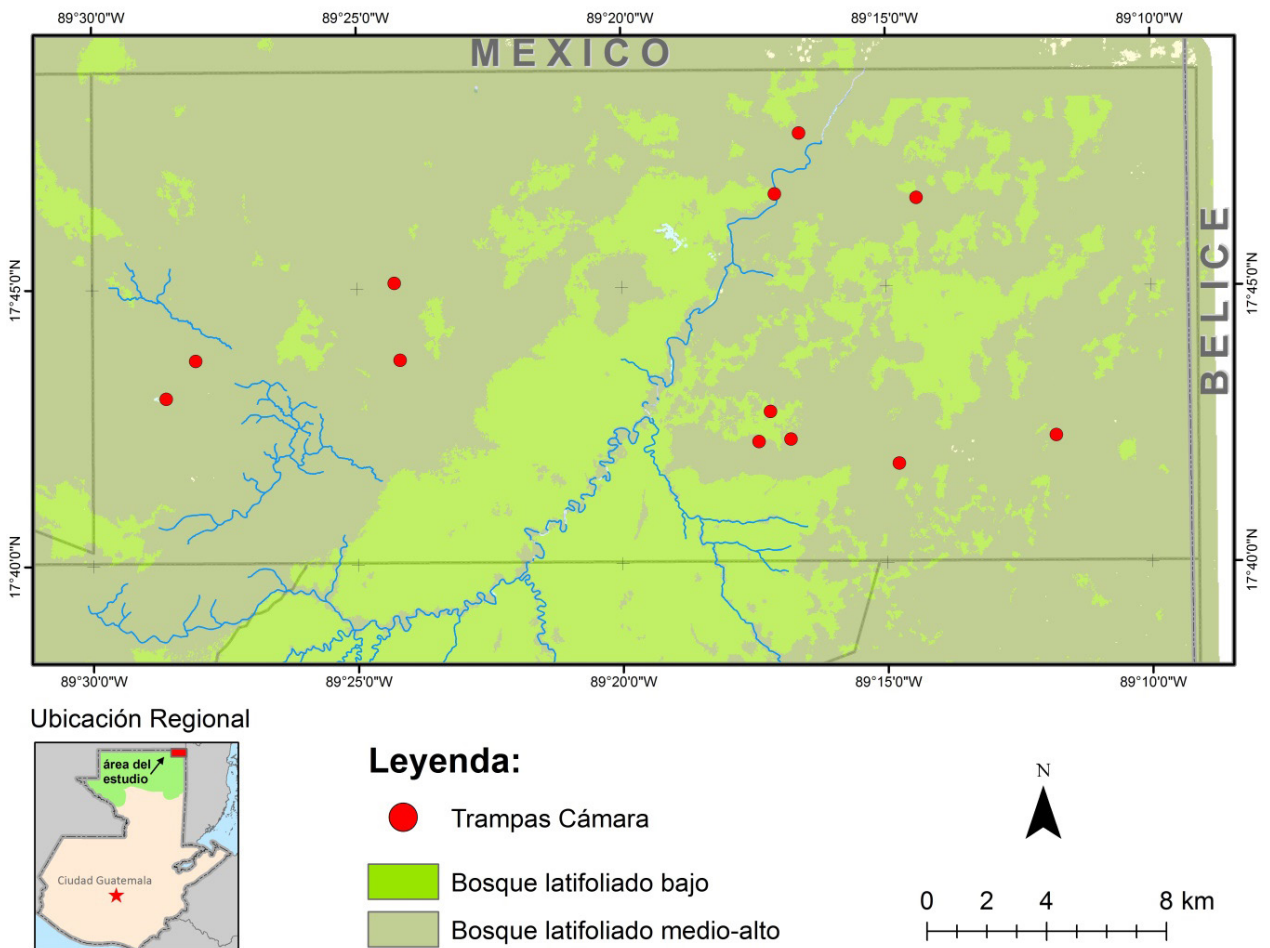


Figura 1. Mapa de ubicación geográfica del Parque Nacional Mirador – Río Azul y ubicación de las trampas cámaras en 12 aguadas, Guatemala.

Análisis de los datos

Tamaño y composición de grupos. Las variables medidas fueron el número de individuos (adultos, juveniles y crías) por grupo y el número total tanto en la época seca como en la lluviosa. Los descriptores de la composición de los grupos de pecarí de labios blancos se expresaron como porcentaje de adultos, juveniles y crías. Los descriptores de organización social fueron el tamaño de los grupos, la media del tamaño y la composición (\pm desviación estándar) de grupos. Para comparar el tamaño de los grupos entre estaciones (Seca: febrero-mayo; Lluviosa: junio-enero) con datos de la Reserva de la Biosfera de Calakmul (RBC), México (Seca: diciembre-mayo; Reyna-Hurtado 2007) y del Parque Nacional Corcovado (PNC), Costa Rica (Seca: diciembre-abril, Estrada 2005), se utilizó una prueba U de Mann-Whitney con el programa R 2.13.1 (R Development Core Team 2011). Para probar las hipótesis, se compararon los tamaños de los grupos del presente estudio con los datos de la RBC y del PNC. Se emplearon únicamente los registros de la época seca para los tres sitios.

Patrones diarios de actividad en aguadas. A fin de considerar un registro como fotocaptura independiente, cada imagen de pecarí de labios blancos tuvo que ser tomada como mínimo cada 30 minutos (O'Brein et al. 2003; Bowkett et al. 2007). Posteriormente, se agruparon las fotografías y observaciones directas en el programa Excel de Microsoft® y se estimó la frecuencia de visitas a lo largo de 24 horas divididas en lapsos de dos horas (Cuellar y Noss 2003).

Resultados

Tamaño de grupos. Durante 2007, de las 12 aguadas visitadas, se obtuvieron registros del tamaño de grupo de pecarí de labios blancos en cinco de ellas. En seis ocasiones se registró la presencia de grupos de esta especie en caminos (Tabla 1). En total, se contabilizaron 344 individuos. En la época seca, se estimó una media de 39.8 (\pm 14.4) individuos. En la época lluviosa se estimó una media de 24.2 (\pm 8.4) individuos. Para estimar la media del tamaño de los grupos en el PNMRA a lo largo del año, se tomó la información de la época seca y de la lluviosa. La media del tamaño de grupo fue de 31.3 individuos (\pm 13.6). El tamaño de los grupos tendió a ser mayor en época seca en comparación con los tamaños en la época lluviosa, aunque dicha diferencia no fue estadísticamente significativa ($U = 23.5, P = 0.14$). Tras comparar el tamaño de los grupos registrados solo durante la época seca en el PNMRA y en la RBC (área sin cacería, Reyna-Hurtado 2007) con el PNC (Estrada 2005), se concluyó que los grupos del PNMRA (Media = 39.8 DE = 14.4, $n = 5$) fueron más grandes que los de la RBC (Media = 25.6 DE = 5.5, $n = 9$, Reyna-Hurtado 2007) y los del PNC (Media = 36 DE = 16.2, $n = 15$, Estrada 2005). Dichas diferencias, sin embargo, no fueron estadísticamente significativas ($U = 9, P = 0.08, U = 31.5, P = 0.63$).

Los grupos de pecarí de labios blancos están compuestos principalmente por adultos. Se encontró que, de un total de 11 grupos observados, las crías componen el 2% (7) de la población, los juveniles componen el 3.8 % (13) y los adultos el 94.2 % (324). De febrero a octubre, en total se observaron tres grupos con crías. Dos de estas observaciones se realizaron en mayo y una en agosto (Tabla 1). Las dos observaciones de crías en mayo correspondían a gemelos. Se estima que los nacimientos se dan en abril y en julio, aproximadamente, en estos casos. Además, si tomamos en cuenta que el período de gestación es, en promedio, de 158 días (entre 156 y 162 días; Sowlis 1984), y los nacimientos se dan con mayor frecuencia en mayo, el pecarí de labios blancos se aparean en diciembre.

Patrones diarios de actividad en aguadas. Durante la Evaluación Ecológica Rápida realizada en el PNMRA en 2004, se obtuvieron 13 fotocapturas de pecarí de labios blancos (García y Radachowsky 2004). En 2006 y 2007, se obtuvieron 27 y nueve fotocapturas respectivamente. Asimismo, en 2007 se registraron cinco observaciones directas de grupos de esta especie en las aguadas. Los patrones diarios de actividad del pecarí de labios blancos en las aguadas fueron principalmente

diurnos. El 57 % (28) de las fotocapturas se registraron entre las 8:00 h y las 12:00 h. Los picos de actividad se dieron entre 8:00 y 12:00. También se registró una leve actividad en las aguadas durante la noche, entre las 18:00 y 00:00 (Figura 2).

Tabla 1. Localidad, sitio, época, fecha, tamaño y composición de grupos del pecarí de labios blancos, *Tayassu pecari*, en el Parque Nacional Mirador-Río Azul, Reserva de la Biosfera Maya, Guatemala.

Localidad	Sitio	Época	Fecha	Crías	Juveniles	Adultos	Total
El Cedro-Agua Salada	Aguada	Seca	14/02/2007	0	0	60	60
El Barranco	Aguada	Seca	09/03/2007	0	2	40	42
Tambitos	Aguada	Seca	19/04/2007	0	0	45	45
Tambitos	Aguada	Seca	13/05/2007	2	3	19	24
Mirador-Gardenias	Aguada	Seca	13/05/2007	2	5	21	28
Zacatalito	Camino	Lluviosa	17/06/2007	0	0	18	18
Brecha Sur 1	Camino	Lluviosa	15/07/2007	0	3	29	32
Brecha Sur 2	Camino	Lluviosa	28/08/2007	3	0	27	30
Dos Lagunas-El Cedro	Camino	Lluviosa	16/09/2007	0	0	28	28
El Cedro-Vergelito	Camino	Lluviosa	14/10/2007	0	0	27	27
Vergelito	Camino	Lluviosa	30/10/2007	0	0	10	10
Total				7	13	324	344

Discusión

Esta investigación es la primera en Guatemala que estima el tamaño y la composición, así como los patrones diarios de actividad en aguadas y en época de nacimientos de los grupos de pecarí de labios blancos,

Tamaño de grupos. Encontramos que en el PNMRA, los grupos más grandes se registraron en la época seca. En esta época se registraron grupos de 60 y 45 individuos en febrero y abril, respectivamente. La media del tamaño de grupos en el PNMRA es una de las más grandes reportadas hasta ahora en Mesoamérica. Esta información debe tomarse con cautela debido al pequeño número de observaciones que realizamos. En la concesión forestal comunitaria de Carmelita, Zona de Usos Múltiples de la RBM, Baur (1999) se estimó una media de 50 individuos por grupo. La concesión forestal comunitaria de Carmelita se encuentra ubicada al oeste de la RBM. En esta parte de la reserva, el agua superficial es más abundante comparada con el PNMRA. El pecarí de labios blancos posee una alta afinidad con los lugares con presencia de agua, y permanece siempre en las periferias de ríos, salitrales y aguadas, sobre todo durante la época seca. Los sitios con mayor presencia de agua manifiestan mejor calidad de hábitat para esta especie en comparación con los lugares secos con baja precipitación (Reyna-Hurtado *et al.* 2009; Reyna-Hurtado *et al.* En revisión).

La media del tamaño de los grupos reportados durante la época seca en el PNMRA resulta más grande que las estimaciones reportadas en estudios en la RBC de México y en el PNC de Costa Rica (Reyna-Hurtado y Tanner 2005; Reyna-Hurtado *et al.*, 2009, Estrada 2005; Reyna-Hurtado *et al.* 2010b). Lo anterior puede deberse al moderado nivel de conservación del PNMRA, a la

alta conectividad con áreas protegidas de México y Belice, y a la alta disponibilidad de agua por la presencia del Río Azul, que brinda disponibilidad de agua superficial incluso durante la época seca. Se trata de un factor crítico para la especie (Reyna-Hurtado y Tanner 2005; Ramos *et al.* 2007; Salom-Pérez *et al.* 2007; Reyna-Hurtado *et al.* 2010). Los registros de grupos de pecarí de labios blancos en bosques secos de Argentina (Media = 23, intervalo de individuos entre 7 - 50; Altrichter 2005) son también menores a los reportados en el PNMRA. No obstante, al comparar las estimaciones de los grupos del PNMRA con registros obtenidos en Brasil, Bolivia y Perú, los tamaños en el PNMRA son menores. En estos tres países, los grupos de pecarí de labios blancos pueden estar integrados hasta por más de 100 individuos (Kiltie y Terborgh 1983; Fragoso 1998; SOWLS 1997). En Brasil, existen reportes confirmados de grupos de más de 200 individuos (Fragoso 2004) y reportes anecdóticos de grupos que exceden los 1,000 individuos (SOWLS 1997; Fragoso 1998). En la isla de Maraca, Brasil, y en el Parque Nacional Manu de Perú, se estimaron tamaños promedio de grupos de pecarí de labios blancos de 114 y 106 individuos, respectivamente (Fragoso 1998; Kiltie y Terborgh 1983). Los grupos tienden a ser menores en hábitats secos como la RBC, el Chaco (en el norte de Argentina) y los bosques secos de Venezuela, donde la precipitación promedio es baja. Otro factor importante que afecta negativamente el tamaño de los grupos es la actividad de cacería. Los grupos de esta especie tienden a ser más grandes en áreas protegidas en comparación con los sitios que presentan asentamientos humanos donde se practica la cacería de subsistencia. Es posible que esta relación sea un indicio de que las perturbaciones humanas tengan un efecto negativo sobre la especie (Kiltie y Terborgh 1983; March 1993; Reyna-Hurtado *et al.* en prensa). El pecarí de labios blancos es una especie muy vulnerable a la presencia humana y es poco frecuente observar grupos cercanos a las comunidades (Baur 1999; Reyna-Hurtado y Tanner 2005, 2007). Reyna-Hurtado y colaboradores (2009 y 2010) reportaron tamaños menores (en comparación con el centro de la RBC) de grupos de pecarí de labios blancos en sitios con cacería cercanos a los asentamientos humanos.

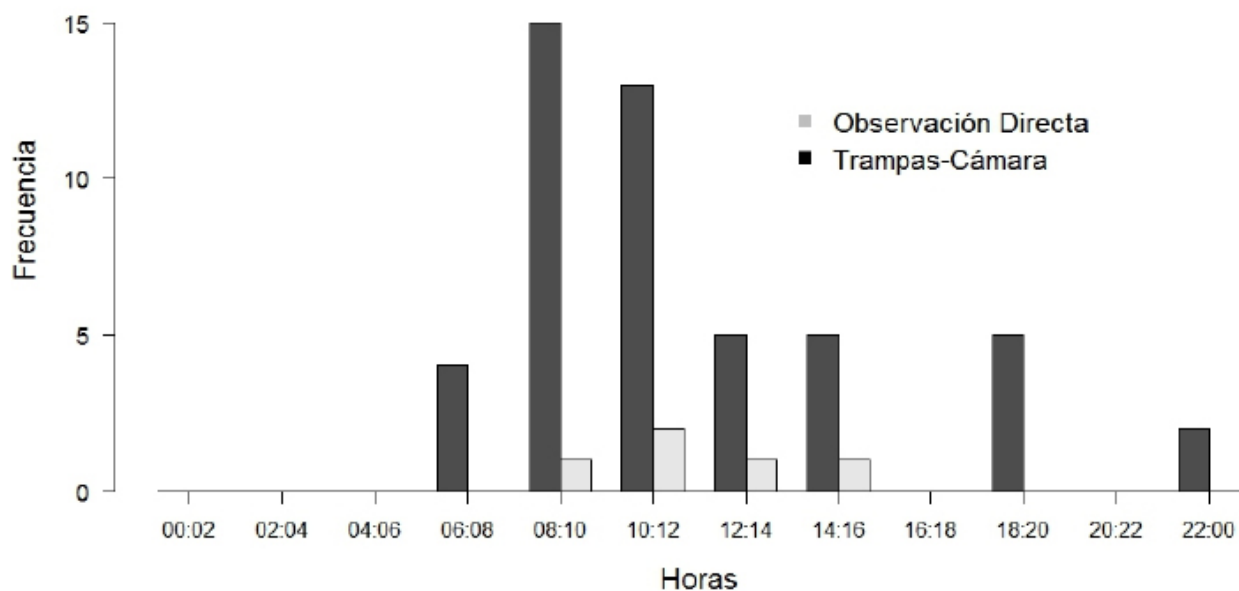


Figura 2. Patrones diarios de actividad de grupos de pecarí de labios blancos en la aguadas registrados por medio de trampas-cámara ($n = 49$) y observaciones directas ($n = 5$).

El PNMRA es una de las áreas protegidas mejor conservadas de Guatemala. Del lado de esta nación, el poblado más cercano se encuentra aproximadamente a 50 km. La presión de cacería se realiza por incursiones de gente proveniente de este poblado. Cazán especies de alto valor cinegético y después venden su carne en la ciudad de Flores, el centro urbano turístico de la región. Reportes de guarda-recursos mencionan que en el parque hay incursiones ilegales de cazadores mexicanos que ingresan a acampar en el sitio llamado La Lagunita, al centro norte del PNMRA (J. M. Castillo, com. pers.). Para evitar estas incursiones en el parque, es necesario aumentar los patrullajes y el número de guarda-recursos, a fin de contar con mayor presencia en las áreas de la frontera norte con México y al este, con Belice (F. Asturias, com. pers.). Asimismo, es importante trabajar en conjunto con la administración de la RBC para aumentar la eficacia de los patrullajes fronterizos. Acciones como estas permitirán un mejor control en el parque y evitarán que especies tan vulnerables como el pecarí de labios blancos sigan siendo cazadas.

Composición de grupos y época de nacimientos. La proporción de adultos en grupos de pecarí de labios blancos fue similar en el PNMRA y en lo reportado en la Selva Lacandona y la RBC (Naranjo 2002; Reyna-Hurtado 2007). Más de 90 % de los individuos que componen los grupos pertenecen a esta clase de edad. La proporción de juveniles y crías, en grupos del PNMRA fueron similares a lo reportado en la RBC. Representan menos de 10 % de los individuos que componen los grupos.

La información obtenida en el presente estudio indica que la mayoría de los nacimientos se da a finales de la época seca, en mayo. Este mismo patrón de nacimientos durante la época seca ha sido reportado en la concesión forestal comunitaria de Carmelita. En contraste, los picos de nacimientos en la RBC se dan al inicio de la época seca de enero a marzo, principalmente (Reyna-Hurtado *et al.* 2009). En la concesión forestal comunitaria de Carmelita fueron registradas hembras preñadas en los meses de más lluvia (septiembre-octubre; Baur 1999). Si tomamos en cuenta que el período de gestación es en promedio de 158 días (entre 156 y 162 días; Sowl 1984), y que los nacimientos en el PNMRA se dan con mayor frecuencia en mayo, el pecarí de labios blancos se aparea durante noviembre y diciembre. Actualmente, la Ley General de Caza guatemalteca (Congreso de la República de Guatemala 2004) establece que esta especie puede ser cazada durante todo el año. Sin embargo, la información obtenida en el presente estudio en el PNMRA, en la RBC y en la concesión forestal comunitaria de Carmelita demuestra que esta especie presenta con mayor frecuencia nacimientos durante la época seca en la Selva Maya. Es importante tomar en cuenta la información anterior con el fin de modificar la época de cacería y el número de individuos por cosechar, o para evitar la caza de esta especie en áreas protegidas. Además, se le debe dar seguimiento a las licencias extendidas para que los cazadores cumplan con el número de individuos por cosechar, con la finalidad de evitar la extinción local de la especie. Instituciones de gobierno como el Consejo Nacional de Áreas Protegidas, investigadores, Organizaciones No Gubernamentales y comunitarias deben tomar esta iniciativa para desarrollar planes de manejo de esta especie.

Patrones diarios de actividad en aguadas a partir de datos de trampas-cámara y de observaciones directas. El pecarí de labios blancos es una especie principalmente diurna. Durante la época seca, sus movimientos se restringen a sitios con agua superficial (Reyna-Hurtado *et al.* 2009). Los grupos visitaron las aguadas principalmente durante el día. Se registraron dos picos de visitas entre las 8:00 y 12:00. Se ha reportado este mismo patrón en el bosque del Chaco y en la Chiquitanía, en Bolivia. Se utilizaron trampas-cámaras en salitrales (Maffei *et al.* 2002; Cuellar y Noss 2003). Los grupos de pecarí de labios blancos en el PNMRA visitaron las aguadas con menor frecuencia durante la noche, entre las 18:00 y 20:00. En el Parque Nacional Corcovado, los grupos fueron fotocapturados en caminos entre las 7:00 y 9:00, y durante la tarde, entre las 15:00 y 17:00. Por medio de observaciones directas en bañaderos, se reportaron visitas

durante todo el día, entre las 8:00 y 16:00 (Estrada 2005). Los grupos visitaron las aguadas en un tiempo relativamente corto, entre 5 y 10 minutos. Solamente en mayo, cuando la sequía es más pronunciada y cuando la mayoría de las aguadas tienden a secarse, el tiempo de visita a las aguadas permanentes aumentó entre 40 a 50 minutos (Moreira-Ramírez 2009).

El uso de trampas-cámara es un método confiable, no invasivo, recomendable para estimar patrones diarios de actividad del pecarí de labios blancos y de otras especies de mamíferos y aves que usan sitios clave, como aguadas, durante determinada época.

Implicaciones para la conservación. En Guatemala, la RBM, junto con áreas protegidas de México y Belice, forma la Selva Maya, el bosque continuo tropical mejor conservado al norte de Colombia. Ha sido declarado como uno de los lugares más importantes para conservar la biodiversidad (Mittermeier *et al.* 1998, Myers *et al.* 2000; Sanderson *et al.* 2002). El PNMRA, con sus 116,911 hectáreas, es la piedra angular para la conectividad entre las áreas protegidas de México y Belice. Este parque se encuentra en una ubicación estratégica, que puede permitir el intercambio de individuos de varias especies amenazadas en la región.

Los grupos de pecarí de labios blancos en el PNMRA son relativamente grandes, en comparación con los de otras áreas protegidas de Mesoamérica. Esto demuestra la importancia de este parque para conservar la población de esta especie en Guatemala. Las poblaciones de pecarí de labios blancos han sido extirpadas localmente de otras áreas de este país, principalmente por la pérdida de hábitat y por la sobrecacería (WCS-CONAP 2009). Actualmente, la distribución de la especie ha desaparecido en un 84 % de su distribución histórica en Guatemala. Posiblemente existen poblaciones muy reducidas en el Refugio de Vida Silvestre Punta de Manabique, Parque Nacional Lachuá, y en la Reserva de la Biosfera Montañas Mayas (WCS-CONAP 2009). En Guatemala, la RBM es el único lugar donde aún permanece una población viable de pecarí de labios blancos. Esta reserva contiene una población residente suficientemente grande para ser en potencia autosostenible durante los próximos 100 años, con un hábitat adecuado y una diversa base alimentaria (Altrichter *et al.* 2012). Las intervenciones de conservación deben incluir controles efectivos a fin de evitar la cacería y favorecer el ecoturismo en el PNMRA. Hay evidencias de que el pecarí de labios blancos utiliza grandes extensiones de territorio y se desplaza por varios hábitats (Fragoso 1998, Reyna-Hurtado *et al.* 2009). Debido a lo anterior, es necesario aumentar la protección en el PNMRA, sobre todo en las fronteras con México y Belice. También se deben coordinar acciones trinacionales para preservar el patrimonio natural de estas áreas protegidas.

Agradecimientos

A Wildlife Conservation Society, Programa para Guatemala, en especial a R. Balas McNab. A J. Soto, por permitirnos trabajar en este proyecto. Al Fondo Nacional de Ciencia y Tecnología, proyecto 118-06, otorgado por la Secretaría de Ciencia y Tecnología, Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, Programa de Paisajes Vivientes de WCS-Guatemala, y a IdeaWild, por el soporte financiero y la donación de equipo. Al Consejo Nacional de Áreas Protegidas, Instituto de Antropología e Historia, y a la Asociación Balam, por el apoyo y las facilidades brindadas. A los técnicos de campo de WCS-Guatemala, por toda su ayuda. A N. Estrada, por compartir los datos de su investigación. A R. Reyna-Hurtado, M. Briceño, por sus sugerencias y a N. Solís por la ayuda en la elaboración del mapa.

Resumen

Introducción: El pecarí de labios blancos es una especie altamente social, que forma grupos grandes y cohesivos de 10 y hasta más de 300 individuos. Es vulnerable a la presencia humana y a la fragmentación de su hábitat, ya que necesita grandes extensiones de bosque no perturbado con suficiente disponibilidad de alimento para mantener sus requerimientos biológicos. Actualmente, esta especie ha desaparecido en un 84 % de su distribución histórica en

Guatemala. En este país el único lugar donde aún permanece una población viable es dentro de la Reserva de la Biosfera Maya, posiblemente existan poblaciones muy reducidas en el Refugio de Vida Silvestre Punta de Manabique, Parque Nacional Laguna Lachuá y Reserva de la Biosfera Montañas Mayas. Los objetivos específicos de la presente investigación fueron describir el tamaño y composición de los grupos de pecarí de labios blancos en el Parque Nacional Mirador-Río Azul que se encuentra dentro de la Reserva de la Biosfera Maya, así como describir sus patrones diarios de actividad en aguadas, por medio de trampas-cámara y observaciones directas.

Material y métodos: Para el análisis con trampas-cámara se utilizaron fotocapturas de pecarí de labios blancos obtenidas en la Evaluación Ecológica Rápida, realizada en el Parque Nacional Mirador-Río Azul en 2004. Asimismo, como parte del presente estudio, en 2006 se estudiaron 12 aguadas, del 22 de abril al 25 de mayo. Durante 2007, se realizaron observaciones directas en las aguadas de febrero a mayo (época seca) de las 8:00 a las 17:00 y se dieron encuentros oportunos en caminos durante junio a enero (época lluviosa). Al observar un grupo, se anotó fecha, hora, número de crías, juveniles y adultos.

Resultados: Durante el 2007, se registró 11 grupos de pecarí de labios blancos. Cinco fueron en aguadas y seis en caminos contabilizando 344 individuos. El tamaño promedio estimado de los grupos, durante la época seca en el Parque Nacional Mirador-Río Azul, fue más grande comparado con la Reserva de la Biosfera de Calakmul y con el Parque Nacional Corcovado. Sin embargo estas diferencias no fueron estadísticamente significativas ($U = 9, P = 0.08$, $U = 31.5, P = 0.63$). El 94.2 % de los grupos estuvieron compuestos por adultos; los juveniles representaron el 3.8 % y las crías el 2 %. Los grupos visitaron las aguadas con mayor frecuencia entre las 8:00 y 12:00 .

Discusión: La media del tamaño de los grupos de pecarí de labios blancos reportados durante la época seca en el Parque Nacional Mirador-Río Azul es más grande que las estimaciones reportadas en estudios en la Reserva de la Biosfera Calakmul, México y en el Parque Nacional Corcovado, Costa Rica. Lo anterior puede deberse al moderado nivel de conservación del Parque Nacional Mirador-Río Azul, a la alta conectividad con áreas protegidas de México y Belice, y a la alta disponibilidad de agua por la presencia del Río Azul. Este río brinda disponibilidad de agua superficial, incluso durante la época seca. Los grupos de pecarí de labios blancos visitaron las aguadas principalmente durante el día. Se registraron dos picos de visitas entre las 8:00 y 12:00. A causa de lo anterior, es necesario aumentar la protección en el Parque Nacional Mirador-Río Azul, sobre todo en las fronteras con México y Belice. Asimismo deben coordinarse acciones en los tres países para preservar el patrimonio natural de estas áreas protegidas.

Palabras Clave: Aguada;, observaciones directas; Selva Maya; trampas-cámara; unglado.

Literatura citada

- ALTRICHTER, M., E. CARRILLO, J. SAENZ, Y T. FULLER. 2001. White-lipped peccary (*Tayassu pecari*, Artiodactyla: Tayassuidae) diet and fruit availability in a Costa Rican rain forest. *Revista de Biología Tropical* 49:1183-1192.
- ALTRICHTER, M., Y G. BOAGLIO. 2004. Distribution and relative abundance of peccaries in the Argentine Chaco: associations with human factors. *Biological Conservation* 116:217-225.
- ALTRICHTER, M. 2005. The sustainability of subsistence hunting of peccaries in the Argentine Chaco. *Biological Conservation* 126:351-362.
- ALTRICHTER, M., A. TABER, H. BECK, R. REYNA-HURTADO, L. LIZARRAGA, A. KEUROGLIAN, Y E. SANDERSON. 2012. Range-wide declines of a key Neotropical ecosystem architect, the Near Threatened white-lipped peccary *Tayassu pecari*. *Oryx* 46:87-98.
- BAUR, E. 1999. Estudio de la Cacería de Subsistencia en la Concesión Forestal de Carmelita, San Andrés Peten. Informe Final no publicado, Propeten / Conservation International. Flores, Peten, Guatemala. Informe interno.
- BECK, H. 2004. Seed Predation and Dispersal by Peccaries throughout the Neotropics and its Consequences: a Review and Synthesis. Department of Biology, University of Miami. Coral Gables 6:77-115.
- BODMER, R., R. AQUINO, P. PUERTAS, C. REYES, T. FANG, Y N. GOTTDENKER. 1997. Manejo y Uso Sustentable de Pecaríes en la Amazonía Peruana. Ocasional Paper of the UICN Species Survival Comisión No. 18. UICN-Sur, Quito, Ecuador y Secretaría CITES. Ginebra, Suiza.
- BOWKETT, A. E., F. ROVERO, Y A. R. MARSHALL. 2007. The use of camera trap data to model habitat use by antelope species in the Udzungwa Mountain forest, Tanzania. *African Journal of Ecology* 46:479-487.

- CONGRESO DE LA REPÚBLICA DE GUATEMALA.** 2004. Ley General de Caza. Decreto número 36-04. Ciudad de Guatemala, Guatemala.
- CONSEJO NACIONAL DE ÁREAS PROTEGIDAS (CONAP).** 1995. Ley de áreas protegidas y su reglamento: Decreto 4-89. Guatemala. Ciudad de Guatemala, Guatemala.
- CONSEJO NACIONAL DE ÁREAS PROTEGIDAS (CONAP).** 2000. Listado de especies de fauna Silvestre amenazadas de extinción. (Lista Roja de Fauna). Resolución secretaria del CONAP ALC/032-99. Documento de Políticas y Normativos No. 10. CONAP, IDEADS, PROARCA-CAPAS. Ciudad de Guatemala, Guatemala.
- CONSEJO NACIONAL DE ÁREAS PROTEGIDAS (CONAP), Y ORGANIZACIÓN NACIONAL PARA LA CONSERVACIÓN Y EL AMBIENTE (ONCA).** 2002. Plan Maestro 2002-2006, Parque Nacional Mirador-Río Azul. Ciudad de Guatemala, Guatemala.
- CONVENTION ON INTERNATIONAL TRADE IN ENDANGERED SPECIES OF WILD FAUNA AND FLORA (CITES).** 2006. Consultada el 14 de enero de 2014. Disponible en: <http://www.cites.org>
- CUELLAR, E., Y A. NOSS.** 2003. Mamíferos del Chaco y de la Chiquitana de Santa Cruz, Bolivia. Editorial Fan. Santa Cruz de la Sierra, Bolivia.
- DE LA CRUZ, J.** 1982. Clasificación de zonas de vida de Guatemala a nivel de reconocimiento. Instituto Nacional Forestal, Ministerio de Agricultura, Ganadería y Alimentación. Ciudad de Guatemala, Guatemala.
- ESTRADA, N.** 2005. Selección de hábitat y actividad diaria del chancho cariblanco (*Tayassu pecari*) en el Parque Nacional Corcovado: uso de trampas-cámara. Tesis de Maestría. Universidad de Costa Rica. Heredia, Costa Rica.
- FRAGOSO, J.** 1997. Desapariciones locales del baquiro labiado (*Tayassu pecari*) en la Amazonía: migración, sobre-cosecha o epidemia? Pp. 309-312 in Manejo de fauna silvestre en la Amazonía (Fang, T., R. Bodmer, R. Aquino, y M. Valqui, eds.). United Nations Development Program-Global Environmental Facility, Universidad de Florida, Instituto de Ecología. La Paz, Bolivia.
- FRAGOSO, J.** 1998. Home range and movement patterns of white-lipped peccary (*Tayassu pecari*) herds in the Northern Brazilian Amazon. *Biotropica* 30:458-469.
- GARCÍA, R., Y J. RADACHOWSKY.** 2004. Evaluación ecológica rápida del Parque Nacional Mirador Río Azul, Petén, Guatemala. Informe interno, Wildlife Conservation Society, Programa para Guatemala. Flores, Petén, Guatemala.
- GRUBB, P.** 2005. Family Tayassuidae. Pp. 643-644 in *Mammal species of the World* (Wilson, D., y D. Reeder, eds.). Third Edition. The Johns Hopkins University Press. Baltimore, EE.UU.
- KEUROGHLIAN, A., EATON, D., Y W. LONGLAND.** 2004. Area use by white-lipped and collared peccaries (*Tayassu pecari* and *Tayassu tajacu*) in a tropical forest fragment. *Biological Conservation* 120:411-425.
- KEUROGHLIAN, A., A. DESBIEZ, R. REYNA-HURTADO, M. ALTRICHTER, H. BECK, A. TABER, Y J. M. FRAGOSO.** 2013. *Tayassu pecari*. IUCN Red List of Threatened Species. Consultada el 10 de marzo de 2014. Disponible en: <http://www.iucnredlist.org>
- KILTIE, R., Y J. TERBORGH.** 1983. Observations on the behavior of rain forest peccaries in Perú: Why do white-lipped peccaries form herds? *Zeitschrift fuer Tierpsychol* 62:241-255.
- MAFFEI, L., E. CUELLAR, Y A. NOSS.** 2002. Uso de trampas-cámara para la evaluación de mamíferos en el ecotono Chaco-Chiquitania. *Revista Boliviana de Ecología* 11:55-65.
- MARCH, I.** 1993. The white lipped peccary (*Tayassu pecari*). Pp. 13-22 in *Pigs, peccaries and hippos: status survey and conservation plan*, IUCN (Oliver, W., ed.). IUCN Gland, Suiza.
- MITTERMEIER, R., N. MYERS, J. THOMSEN, G. DA FONSECA, Y S. OLIVIERI.** 1998. Biodiversity Hotspots and Major Tropical Wilderness Areas: Approaches to Setting Conservation Priorities. *Conservation Biology* 12:516-520.
- MORALES, J.** 1993. Caracterización Etnozoológica de la Actividad de Cacería de la Comunidad de Uaxactún, Flores, El Petén. Tesis de Licenciatura. Universidad de San Carlos de Guatemala. Ciudad de Guatemala, Guatemala.

- MOREIRA-RAMÍREZ, J., y D. JUÁREZ.** 2004. Comparación de Comunidades de Mamíferos Medianos y Mayores en la Parte Alta de la Cuenca del Río Hato (Reserva de Biosfera Sierra de las Minas). Informe interno. Fundación Defensores de la Naturaleza. Ciudad de Guatemala, Guatemala.
- MOREIRA-RAMÍREZ, J.** 2009. Patrones diarios de actividad, composición, tamaño y abundancia relativa de manadas de jabalí *Tayassu pecari* (Link, 1795), en el Parque Nacional Mirador-Río Azul, Petén, Guatemala. Tesis de Licenciatura. Universidad de San Carlos de Guatemala. Ciudad de Guatemala, Guatemala.
- MOREIRA-RAMÍREZ, J., y R. GARCÍA.** 2011. Uso de trampas cámara digitales para estudiar al Jabalí (*Tayassu pecari*) en el Biotopo Protegido Dos Lagunas, Reserva de la Biosfera Maya. *Suiform Soundings* 10:32-37.
- MYERS, N., R. MITTERMEIER, C. MITTERMEIER, G. DA FONSECA, y J. KENT.** 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853-858.
- NARANJO, E. J.** 2002. Population ecology and conservation of ungulates in the Lacandon Forest, México. Tesis de doctorado. Universidad de Florida. Gainesville, EE.UU.
- O'BREIN, T., M. F. GKINARID, y H. T. WIBISONO.** 2003. Crouching tigers, hidden prey: Sumatran tiger and prey populations in a tropical forest landscape. *Animal Conservation* 6:131-139.
- RADACHOWSKY, J., V. H. RAMOS, R. McNAB, y N. KAZAKOV.** 2012. Forest concessions in the Maya Biosphere Reserve, Guatemala: A decade later. *Forest Ecology and Management* 268:18-28.
- RAMOS, V., L. BURGUEÍS, L. FLECO, B. CASTELLANOS, C. ALBACETE, G. PAIZ, P. ESPINOSA, y J. REID.** 2007. Análisis económico y ambiental de carreteras propuestas dentro de la Reserva de la Biosfera Maya. Conservation Strategy Fund, Wildlife Conservation Society, Trópico Verde. Serie Técnica No. 8. Flores, Petén, Guatemala.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM.** 2011. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>.
- REID, F.** 1997. A field guide to the mammals of Central America and Southeast Mexico. Oxford University Press. New York, EE.UU.
- REYNA-HURTADO, R.** 2007. Social Ecology of White-Lipped Peccary (*Tayassu pecari*) in Calakmul forest, Campeche, México. Tesis de Doctorado. Universidad de Florida. Gainesville, EE.UU.
- REYNA-HURTADO, R., y G. TANNER.** 2005. Habitat Preferences of Ungulates in Hunted and Nonhunted Areas in the Calakmul Forest, Campeche, Mexico. *Biotropica* 37:676-685.
- REYNA-HURTADO, R., y G. TANNER.** 2007. Ungulate relative abundance in hunted and non-hunted sites in Calakmul Forest (southern Mexico). *Biodiversity and Conservation* 16:743-757.
- REYNA-HURTADO, R., ROJAS-FLORES, E., y G. TANNER.** 2009. Home range and habitat preferences of white-lipped peccaries (*Tayassu pecari*) in Calakmul, Campeche, México. *Journal of Mammalogy* 90:1199-1209.
- REYNA-HURTADO, R., G. O'FARRIL, D. SIMA, M. ANDRADE, A. PADILLA, y L. SOSA.** 2010a. Las aguadas de Calakmul, reservorios de fauna Silvestre y de la riqueza natural de México. *Biodiversitas* 93:1-6.
- REYNA-HURTADO, R., E. NARANJO, C. A. CHAPMAN, y G. TANNER.** 2010b. Hunting patterns, population density, group size, and conservation of the white-lipped peccary (*Tayassu pecari*) in the Calakmul region of Mexico. *Oryx* 44:88-96.
- REYNA-HURTADO, R., H. BECK, M. ALTRICHTER, C. A. CHAPMAN, A. KEUROGHLIAN, A. DESBIEZ, J. MOREIRA-RAMÍREZ, G. O'FARRIL, J. FRAGOSO, y E. NARANJO.** En revisión. What ecological and anthropogenic factors affect group size in white-lipped peccaries (*Tayassu pecari*)? *Biotropica*.
- ROLING, G.** 1995. Programa Piloto de Manejo de Vida Silvestre de ARCAS/UICN/CONAP/ USAC-Escuela de Biología. Flores, Petén, Guatemala. Informe interno.
- ROSALLES-MEDA, M., M. HERMES, y J. MORALES.** 2010. Caracterización de la cacería de subsistencia en comunidades Maya-Q'eqchi' del área de influencia del Parque Nacional Laguna Lachuá, Guatemala. Pp. 25-52 en *Uso y manejo de Fauna silvestre en el Norte de Mesoamérica* (Guerra, M., S. Calme, S.

Gallina, y E. Naranjo Piñera, eds.). Serie Hablemos de Ciencia y Tecnología. Secretaria de Educación de Veracruz, Instituto de Ecología A. C., El Colegio de la Frontera Sur. Xalapa, México.

- SALOM-PÉREZ, R., E. CARRILLO, J. SÁENZ, Y J. MORA.** 2007. Critical condition of the jaguar *Panthera onca* in Corcovado National Park, Costa Rica. *Oryx* 41:51–56.
- SANDERSON, E., M. JAITEH, M. LEVY, K. REDFORD, A. WANNEBO, Y G. WOOLMER.** 2002. The human footprint and the last of the wild. *Bioscience* 52:891-904.
- SOWLS, L.** 1984. The peccaries. Universidad de Arizona Press. Tucson, EE.UU.
- SOWLS, L.** 1997. Javelinas and other Peccaries: Their, Biology, Management, and Use. The Texas A&M University Press. College Station, EE.UU.
- TAIBEL, A.** 1977. Mammiferi del Guatemala, con speciale riguardo alla regione del Petén, raccolti dal Maggio al Settembre 1932. *Atti Societa Italiana di Scienze Naturali, Museo Cívico di Storia Naturale di Milano* 118:379-401.
- TRAILL, L. W., C. J. A. BRADSHAW, Y B. W. BROOK.** 2007. Minimum viable population size: A meta-analysis of 30 years of published estimates. *Biological Conservation* 139:159-166.
- WILDLIFE CONSERVATION SOCIETY (WCS), Y CONSEJO NACIONAL DE ÁREAS PROTEGIDAS (CONAP).** 2009. Paisajes de conservación en la Reserva de la Biosfera Maya: actualización a 2009. USAID, EGAT GCPII. Maya Biosphere Reserve Landscape. Guatemala. Informe interno. Flores, Petén, Guatemala.

Sometido: 7 de marzo de 2015

Revisado: 19 de marzo de 2015

Aceptado: 13 de mayo de 2015

Editor asociado: Rafael Reyna

**First report of a *Steno bredanensis*
(Cetartiodactyla: Delphinidae) off
the coast of Oaxaca, Mexico**

Primer registro de *Steno bredanensis* (Cetartiodactyla: Delphinidae) en la costa de Oaxaca, México

Francisco Villegas-Zurita^{1*}

¹ Instituto de Ecología, Universidad del Mar. Ciudad Universitaria s/n, Puerto Ángel, Oaxaca, 70902, México. E-mail: fvillegas@angel.umar.mx (FVZ).

*Corresponding author

Introduction: The rough-toothed dolphin, *Steno bredanensis*, is unique among Delphinidae as the gradual slope of the front portion of its skull forms a long, narrow beak with no separation between the melon and the snout. The species is distributed in the tropical and subtropical waters of the Pacific, Atlantic, and Indian Oceans. In Mexico, the species' distribution is based on records of strandings and sightings along the Pacific coasts of Baja California, Baja California Sur, Nayarit, and Sonora; and off the coasts of Veracruz and Yucatan in the Gulf of Mexico. This paper reports the live stranding of a juvenile male of the species in the community of Cerro Hermoso in Villa de Tututepec de Melchor Ocampo, Oaxaca, in September 2012. Measurements of the cranium and periotic-timpanic bone complex as well as the vertebra count of the stranded individual are presented here in the first published record of this species in the state.

Methods: Identification guides and general descriptions of the species were used to identify the species of the stranded individual based on two prominent characteristics: 1) the gently sloping beak with no clearly defined melon, and 2) the individual's body. An external examination was performed in order to identify the possible cause(s) of the stranding. Prior to the necropsy, 13 body measurements were taken. The skeleton was then obtained using bacterial maceration to permit measurement of the periotic-timpanic bone complex and cranium and determination of the dental (based on the alveolar count) and vertebral formulas.

Results: The cause of the stranding is not determined. As is characteristic of the species, the specimen presented hollow, conical teeth with a roughened surface created by ridges in the enamel. On the left side, the upper and lower dental series consisted of 21 alveoli each, while the right upper and lower dental series consisted of 22 alveoli each. The body measurements are presented in Figure 2, cranial and periotic-timpanic bone complex measurements in Figure 3. The vertebral formula was as follows: 7C, 13T, 16L, 29Ca (total = 65 + 25 chevrons in the caudal region). The vertebrae 1C and 2C were fused.

Discussion and conclusions: Our understanding of the biodiversity of the order Cetartiodactyla in the state of Oaxaca is still in its infancy; sporadic studies and opportunistic records of strandings have confirmed the presence of eight species of the family Delphinidae. This report on *S. bredanensis* increases the total number of marine mammal species recorded in the state and highlights the need for increased research and monitoring efforts aimed at understanding the ecology and diversity of the marine mammals that inhabit the waters off the coast of Oaxaca.

Key words: Cranial measurements; odontocete; rough-toothed dolphin; stranding; vertebral count

Introducción

Steno bredanensis es conocido con los nombres comunes de esteno y delfín de dientes rugosos. Se caracteriza por sus hábitos pelágicos, encontrándose generalmente en aguas oceánicas profundas y ocasionalmente cerca de la costa, con profundidad de 15 m (Delgado 1994; West *et al.* 2011). Suelen viajar solitarios o en grupos de varios tamaños, que van desde dos hasta 160 animales (Watkins *et al.* 1987; Baird *et al.* 2008). Se distribuye en aguas tropicales y subtropicales de los océanos Pacífico, Atlántico e Índico (Miyazaki y Perrin 1994). En México, Urbán y Guerrero-Ruíz (2008) sitúan su distribución basada en registros de varamientos y avistamientos en localidades de Baja California, Baja California Sur (incluido el Golfo de California), Nayarit y Sonora en el Pacífico, y en Campeche, Quintana Roo, Tabasco, Veracruz (Galindo *et al.* 2007) y Yucatán en el Golfo de México.

Se distingue de otros delfínidos pequeños debido a que la porción frontal del cráneo se inclina gradualmente, formando un rostro largo y estrecho, con ausencia de una separación entre el melón y el hocico (West *et al.* 2011). Tiene la aleta dorsal falcada con terminación en punta y coloración oscura, con sombras negras, blancas y grises, en el dorso se forma una franja negra que se vuelve angosta entre el rostro y la aleta dorsal, haciéndose ancha por detrás de ésta, los costados son grisáceos y el vientre blanco (Carwardine 2002; Urbán y Guerrero-Ruíz 2008). La zona del hocico, garganta y parte ventral de los costados presentan manchas de color blanco-amarillento o rosado-blanquecino (Carwardine 2002). Presentan dimorfismo sexual, dado que los machos alcanzan una longitud de 283 cm y las hembras 270 cm, con peso máximo reportado de 155 kg (Miyazaki y Perrin 1994; Siciliano *et al.* 1994).

Este trabajo documenta el varamiento vivo de un ejemplar de *S. bredanensis*, reportado por habitantes de la comunidad de Cerro Hermoso, Villa de Tututepec de Melchor Ocampo, Oaxaca, el 6 de septiembre de 2012, en las coordenadas 15° 58' 06.21" N y 97° 32' 14.66" W. Personal del Parque Nacional Lagunas de Chacahua acudió al sitio y trasladó el ejemplar a la Universidad del Mar campus Puerto Escondido, muriendo en dicho trayecto. En el campus se corroboró la especie por el característico rostro con pendiente suave sin melón definido y por la coloración del cuerpo. Esta apreciación inicial se corroboró empleando las guías de identificación de Carwardine (2002), Folkens *et al.* (2002) y la descripción general de West *et al.* (2011). Se realizó una revisión general del ejemplar para determinar las posibles causas del varamiento, se tomaron medidas corporales (Figura 1) y se realizó la necropsia. Como resultado de lo anterior, se determinó el estado ontogénico como juvenil por su longitud total (180 cm) y al observar los pliegues genitales el sexo fue determinado como macho. El ejemplar presentó coloración del cuerpo gris oscuro a negro con jaspeado en gris claro (Figura 2). Durante la inspección externa no se observaron lesiones ni cicatrices y al practicar la necropsia tampoco se observaron lesiones ni evidencias de anomalías en órganos y tejidos, por lo que las causas de varamiento y muerte no fueron determinadas.

Con el objetivo de conocer la fórmula vertebral y obtener medidas craneales se procesó el esqueleto, mediante descarnado y limpieza por la técnica de maceración bacteriana. Las medidas craneales y del complejo timpanoperiótico se tomaron de acuerdo a Perrin (1975) y Kurihara y Oda (2007) con un vernier electrónico Fowler y para medidas mayores de 150 mm se empleó una regla milimétrica de 700 mm. Adicionalmente se realizó el conteo de alvéolos dentarios en maxilares y mandibulares. La fórmula vertebral fue de 7C, 13T, 16L, 29Ca (total=65) incluyendo 25 huesos chevrones. Las vértebras 1C y 2C (Atlas y axis respectivamente) mostraron fusión del centrum. Presentó dientes cónicos huecos con las características arrugas en la superficie externa del esmalte, se contabilizaron 21 alveolos en la serie dentaria superior izquierda y 22 en la derecha, y 21 en la serie dentaria inferior izquierda y 22 en la derecha. Los

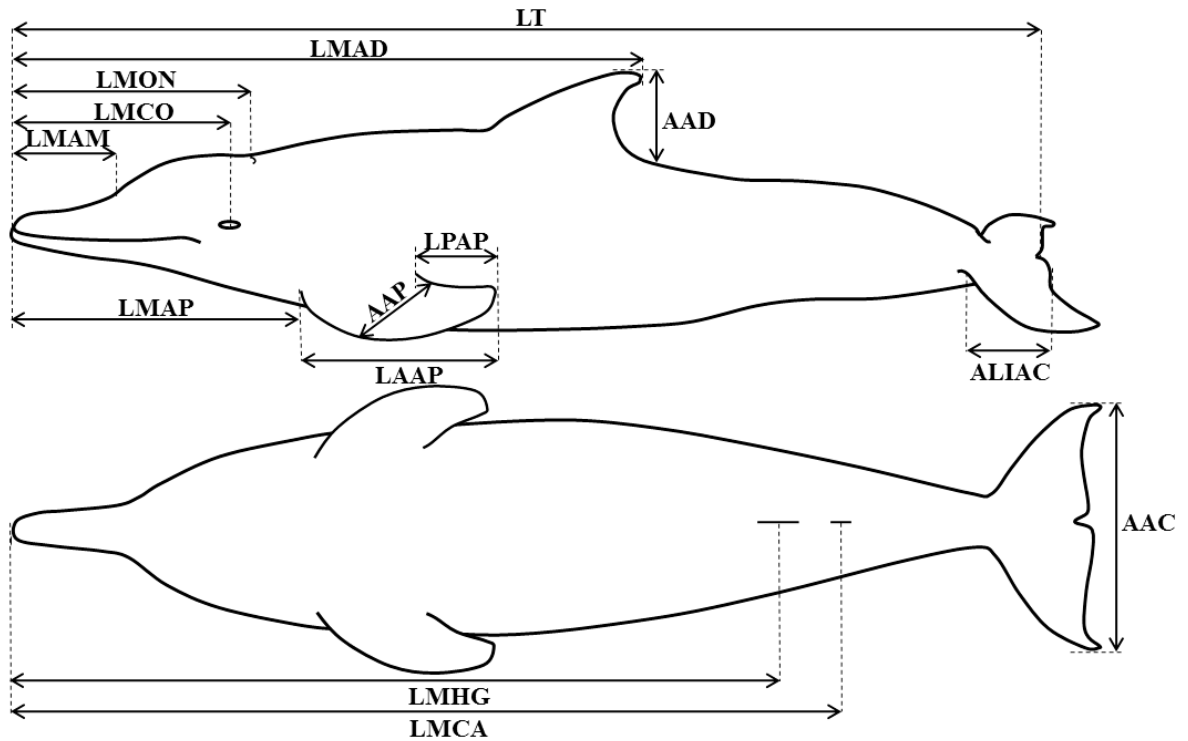


Figura 1. Caracteres morfológicos del ejemplar varado: LT Longitud total desde la punta de la mandíbula hasta el inicio de la escotadura de la aleta caudal 180 cm; LMAM Longitud desde la punta de la mandíbula hasta el ápice del melón 12 cm; LMON Longitud desde la punta de la mandíbula hasta el centro del orificio nasal 29.5 cm; LMAD Longitud desde la punta de la mandíbula hasta la punta de la aleta dorsal 101.5 cm; LMCO Longitud desde la punta del mandibular al centro del ojo 30 cm; LMAP Longitud desde la punta del mandibular al borde anterior de la aleta pectoral 45 cm; LMHG Longitud desde la punta del mandibular al centro de la hendidura genital 105 cm; LMCA Longitud desde la punta del mandibular al centro del ano 130 cm; AAD Altura de la aleta dorsal 14 cm; LPAP Longitud anterior de la aleta pectoral 30 cm; Longitud posterior de la aleta pectoral 22.5 cm; AAP Ancho de la aleta pectoral 11.5 cm; AAC Ancho de la aleta caudal 43 cm; ALIAC Ancho del lóbulo izquierdo de la aleta caudal 13 cm.

valores de las medidas del cráneo y complejo timpanoperiótico se presentan en la Figura 3. El esqueleto fue depositado en la Colección Osteológica de Mamíferos Marinos de la Universidad del Mar (COMMUMAR) con la clave de ingreso 120011SB1.

Cabe mencionar que el conocimiento sobre la biodiversidad del orden Cetartiodactyla en el estado de Oaxaca, es incipiente y reside principalmente en estudios esporádicos y oportunistas de varamientos. Con estos aportes, se ha confirmado la presencia de especies de la familia Delphinidae; *Stenella coeruleoalba* (Wilson *et al.* 1987), *Pseudorca crassidens* (Meraz y Becerril-Morales 2004), *S. attenuata*, *S. longirostris*, *T. truncatus*, *Orcinus orca*, *Feresa attenuata*



Figura 2. Ejemplar varado de *Steno bredanensis* con patrón de coloración jaspeada en gris oscuro y claro, durante la revisión del cuerpo en la Universidad del Mar campus Puerto Escondido (Foto Fátima Castillejos).

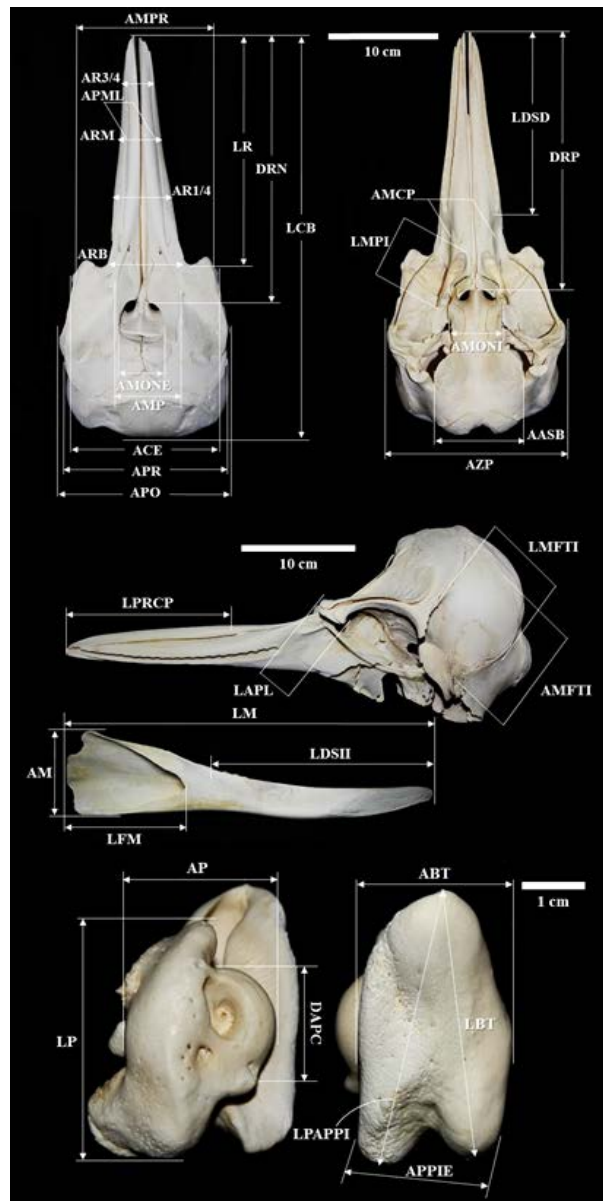


Figura 3. Acrónimos y valores de los caracteres del cráneo y del complejo timpanoperiótico, modificado de Perrin (1975) y Kurihara y Oda (2007): AASB Ancho del aliesenoide a la anchura de la sutura del basiesenoide 94.13 mm; ABT Ancho de la bulla timpánica 25.28 mm; ACE Ancho del cráneo a nivel de los escamosos 159.92 mm; AM Altura de la mandíbula a nivel de la apófisis coronoides 64.2 mm; AMCP Ancho mínimo del complejo pterigopalatino 47.25 mm; AMFTI Ancho máximo de la fosa temporal izquierda 67.09 mm; AMONE Ancho máximo de los orificios nasales externos 42.46 mm; AMONI Ancho máximo de los orificios nasales internos 53.2 mm; AMP Ancho máximo de los premaxilares 63.53 mm; AMPR Ancho máximo preorbital 147.96 mm; AP Ancho del periótico 23.24 mm; APML Ancho del premaxilar a la mitad de su longitud 32.4 mm; APO Ancho del cráneo a nivel del ángulo postorbital de los procesos supraorbitarios 175.8 mm; APPIE Ancho entre las prominencias posteriores interior y exterior 21.57 mm; APR Ancho del cráneo a nivel del ángulo preorbital de los procesos supraorbitarios 139.1 mm; APRI/4 Ancho del rostro a ¼ de su longitud 62.54 mm; AR3/4 Ancho del rostro a ¾ de su longitud 30.84 mm; ARB Ancho del rostro a nivel de su base 76.2 mm; ARM Ancho del rostro a ½ de su longitud 49.54 mm; AZP Anchura zigomática de los premaxilares 176.69 mm; DAPC Diámetro anteroposterior de la porción coclear 15.3 mm; DRN Distancia de la extremidad del rostro al borde anterior del orificio nasal 259.35 mm; DRP Distancia de la extremidad del rostro a la base de los pterigoides 252.04 mm; LAPL Longitud antorbital del proceso lacrimal 31.9 mm; LBT Longitud de la bula timpánica 39.71 mm; LCB Longitud cóndilo basal 408.55 mm; LDSD Longitud de la serie dentaria superior derecha 182.47 mm; LDSII Longitud de la serie dentaria inferior izquierda 201.22 mm; LFM Longitud de la fosa mandibular 107.01 mm; LM Longitud de la mandíbula izquierda 333.6 mm; LMFTI Longitud máxima de la fosa temporal izquierda 62.61 mm; LMPI Longitud máxima del pterigoideo izquierdo 51.63 mm; LP Longitud del periótico 33.53 mm; LPAPPI Longitud entre la punta anterior hasta el final de la prominencia posterior interna 40.86 mm; LPRCP Longitud de la punta del rostro al eje de la convexidad del premaxilar (definida como el punto de intersección entre ambas crestas de la escotadura antorbital) 145.32 mm; LR Longitud del rostro 233.08 mm.

(Meraz y Sánchez-Díaz 2008) y *Delphinus delphis* (Castillejos-Moguel y Villegas-Zurita 2011). Con este reporte se incrementa el número de especies de mamíferos marinos registrados para el estado y hace evidente, la necesidad de incrementar los esfuerzos de investigación y monitoreo para conocer aspectos de su ecología y diversidad, especialmente la riqueza actual de mamíferos marinos en la costa de Oaxaca.

Agradecimientos

El autor agradece a J. Grajales, A. Buenrostro, F. Castillejos y al personal del Parque Nacional Lagunas de Chachagua por su colaboración para el registro de datos. A R. Ramírez y J. Ponce por su colaboración en el procesamiento del esqueleto. A la Universidad del Mar por los fondos para la atención del varamiento, necropsia y procesamiento del esqueleto. Finalmente a los revisores anónimos que enriquecieron esta contribución.

Resumen

Introducción: El delfín de dientes rugosos *Steno bredanensis* se distingue de otros delfínidos debido a que la porción frontal del cráneo se inclina gradualmente, formando un rostro largo y estrecho, con ausencia de una separación entre el melón y el hocico. Se distribuye en aguas tropicales y subtropicales de los océanos Pacífico, Atlántico e Índico. En México, se ha conocido su distribución con base en registros de varamientos y avistamientos en localidades de Baja California, Baja California Sur, Nayarit y Sonora en el Pacífico, y de Veracruz a Yucatán en el Golfo de México. Este trabajo reporta el varamiento vivo de un macho juvenil de la especie en la comunidad de Cerro Hermoso, Villa de Tututepec de Melchor Ocampo, Oaxaca, en septiembre de 2012. Se aporta información sobre medidas del cráneo, del complejo timpanoperiótico y conteo vertebral del individuo varado, además, representa el primer registro publicado de la especie en el estado.

Métodos: La identificación se realizó por el característico rostro con pendiente suave sin melón definido y por la coloración del cuerpo, lo cual se corroboró empleando guías de identificación y descripciones generales de la especie. Se examinó externamente el cuerpo del ejemplar para indagar las posibles causas de varamiento. Previo a la necropsia, se tomaron 13 medidas corporales y posteriormente se obtuvo el esqueleto por maceración bacteriana para registrar mediciones craneales y del complejo timpanoperiótico, realizar el conteo alveolar de series dentarias y la fórmula vertebral.

Resultados: No se determinó la causa de varamiento. El individuo presentó dientes cónicos huecos con las características arrugas en la superficie externa del esmalte, se contabilizaron 21 alveolos en la serie dentaria superior izquierda y 22 en la derecha, 21 en la inferior izquierda y 22 en la derecha. Las mediciones corporales se presentan en la figura 2, las mediciones del cráneo y del complejo timpanoperiótico en la figura 3. La fórmula vertebral fue de 7C, 13T, 16L, 29Ca (total = 65 + 25 chevrone de la región caudal). Las vértebras 1C y 2C mostraron fusión del centrum.

Discusión y conclusiones: El conocimiento sobre la biodiversidad del orden Cetartiodactyla en el estado de Oaxaca, en incipiente y reside principalmente en estudios esporádicos y registros oportunistas de varamientos. Gracias a éstos, se ha confirmado la presencia de ocho especies de la familia Delphinidae. Con este reporte de *S. bredanensis* se incrementa el número de especies de mamíferos marinos registrados para el estado y hace evidente, la necesidad de incrementar los esfuerzos de investigación y monitoreo para conocer aspectos de su ecología y diversidad, especialmente la riqueza actual de mamíferos marinos en la costa de Oaxaca.

Palabras clave: Conteo vertebral; delfín de dientes rugosos; medidas craneales; odontocete; varamiento.

Literatura citada

BAIRD, R. W., WEBSTER, D. L., MAHAFFY, S. D., MCSWENEY, D. J., SCHOR, D. S., y Y. A. LIGON. 2008. Site fidelity and association patterns in a deep-water dolphin: rough-toothed dolphins (*Steno bredanensis*) in the Hawaiian Archipelago. *Marine Mammal Science* 24:535–553.

- CARWARDINE, N.** 2002. Whales dolphins and porpoises. Dorling Kindersley. New York, EE. UU.
- CASTILLEJOS-MOGUEL, F., Y F. VILLEGAS-ZURITA.** 2011. Primer registro de *Delphinus delphis* (Mammalia: Cetartiodactyla) en la costa de Oaxaca, México. *Ciencia y Mar* 15:35-39.
- COCKCROFT, V. G., Y G. J. ROSS.** 1990. Observations on the early development of a captive bottlenose dolphin calf. Pp. 461-478 en *The Bottlenose Dolphin* (Leatherwood S., y R. R. Reeves eds.). Academic Press. San Diego, EE. UU.
- DELGADO, E. A.** 1994. Presencia del delfín de dientes rugosos o esteno (*Steno bredanensis*) en la costa de Tabasco, México. *Anales del Instituto de Biología. Universidad Nacional Autónoma de México* 65:303-305.
- FOLKENS, P., R. R. REEVES, B. S. STEWART, P. J. CLAPHAM, Y J. A. POWELL.** 2002. National Audubon Society Guide to Marine Mammals of the World. Alfred A. Knopf. New York, EE. UU.
- GALINDO, J. A., A. SERRANO, C. GONZÁLEZ-GÁNDARA, O. M. LÓPEZ, Y L. VÁZQUEZ.** 2007. Diversidad y abundancia de cetáceos de la costa norte de Veracruz, México. XI Congreso de la Sociedad Mesoamericana para la Biología y la Conservación. Mesoamericana. Número Especial 1-59.
- MERAZ, J., Y F. BECERRIL-MORALES.** 2004. Registro de un ejemplar varado de *Pseudorca crassidens* en Zipolite, Oaxaca, México. *Anales del Instituto de Biología* 75:229-235.
- MERAZ, J., Y V. M. SÁNCHEZ-DÍAZ.** 2008. Los mamíferos marinos en la costa central de Oaxaca. *Revista Mexicana de Biodiversidad, Universidad Nacional Autónoma de México* 79:143-151.
- MIYAZAKI, N., Y W. F. PERRIN.** 1994. Rough-toothed dolphin *Steno bredanensis* (Lesson, 1828). Pp. 1-20 en *Handbook of marine mammals* (Ridgway, S. H., y R. J. Harrison, eds.). Academic Press. San Diego EE.UU.
- PERRIN, W. F.** 1975. Variation and taxonomy of spotted and spinner porpoise (genus *Stenella*) in the eastern tropical Pacific and Hawaii. *Bulletin of the Scripps Institution of Oceanography*, 21:1-206.
- SICILIANO, S.** 1994. Reviews of small cetaceans and fishery interactions in coastal waters of Brazil. Report of the International Whaling Commission Special Issue 15:241-250.
- URBÁN, R. J., Y M. GUERRERO-RUIZ.** 2008. Ficha técnica de *Steno bredanensis*. Pp. 1-11 en *Conocimiento biológico de las especies de mamíferos marinos, incluidas en la Norma Oficial Mexicana-059-SEMARNAT-2001* (Urbán, R. J. comp.). Universidad Autónoma de Baja California Sur. Bases de datos SNIB-CONABIO. Proyecto No. CK009. Ciudad de México, México.
- WATKINS, W. A., TYACK, P., Y K. E. MORE.** 1987. *Steno bredanensis* in the Mediterranean Sea. *Marine Mammal Science* 3:78-82.
- WEST K. L., MEAD, M., Y W. WHITE.** 2011. *Steno bredanensis* (Cetacea: Delphinidae). *Mammalian Species* 43:177-189.
- WILSON, C. E., PERRIN, W. F., GILPATRIC, K. J. W., Y S. LEATHERWOOD.** 1987. Summary of worldwide locality records of the striped dolphin, *Stenella coeruleoalba*. NOAA Technical Memorandum NMFS. 66 p.

Recibido: 5 de Septiembre, 2014

Revisado: 29 Septiembre, 2014

Aceptado: 1 Enero, 2015

Editor Asociado: Juan Pablo Gallo

Presencia ocasional de lobo marino de California (*Zalophus californianus*) en Isla Roca Partida, Archipiélago de Revillagigedo, México

Occasional presence of a California sea lion (*Zalophus californianus*) at Isla Roca Partida, Revillagigedo Archipelago, México

Edgar Mauricio Hoyos-Padilla¹ and Juan Pablo Gallo-Reynoso^{2*}

¹Pelagios-Kakunjá A. C. Sinaloa 1540. Las Garzas, 23070. La Paz, Baja California Sur, México. E-mail: amuakua@gmail.com (MH).

²Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo A. C., Unidad Guaymas. Carretera a Varadero Nacional km 6.6. Las Playitas 85480, Guaymas, Sonora, México. E-mail: jpgallo@ciad.mx (JPG).

*Corresponding author

Introduction: California sea lions (*Zalophus californianus*) are a wide ranging species in the Northeastern coast of the United States and Mexico; the former limits of the species southern distribution were the Islas Marias Archipelago. Since the 1980's several individuals have been sighted outside of their range, as far north as Alaska in the U. S. A., and as far south as Chiapas in Mexico. Individuals of the species move between islands in their reproductive colonies; there are multiple records of individuals of several age classes outside of their southern limit, including a neonate in Manzanillo, Colima.

Results: We report the first record of a subadult male in the waters of Roca Partida (18° 59' 41" N, -112° 04' 07" W), Revillagigedo Archipelago on November 29, 2014. The individual stayed for three weeks in the area.

Discussion and conclusions: The observation took place in El Niño type conditions, in which Pacific surface water temperature increased from 1 to 1.5 °C above normal. This event may have caused this individual sea lion to move far away from the continental coast in search for prey. This sea lion showed a good body condition. Roca Partida, is more than 650 km southwest of a former colony of sea lions on Islas Marias, and 600 km from the nearest reproductive colony at Isla Santa Margarita, Baja California Sur, this record shows the far away and occasional ranging of California sea lions outside their coastal - continental distribution.

Key words: California sea lion, distribution, Isla Roca Partida, Revillagigedo Archipelago, *Zalophus californianus*.

Introduction

The California sea lion is a wide ranging species, found from western Alaska at St. Paul Island (Maniscalco *et al.* 2004), at Vancouver Island in Canada (Bigg 1988), to the northeastern Mexican Pacific and the Gulf of California including the Tres Marias Archipelago (Allen 1880; King 1983). In its range the species inhabits islands close to areas of high primary productivity. In Mexico, they inhabit the islands of the northeastern coast of Baja California Peninsula (*i. e.* Coronado Islands, Guadalupe, Cedros, San Benito Archipelago, Natividad, Margarita and smaller islands), and in islands of the Gulf of California such as Consag, Lobos, San Jorge, Granito, Angel de La Guarda including Los Machos and Los Cantiles rookeries, El Rasito, Partida, San Esteban, San Pedro Mártir, San Pedro Nolasco, Farallón de San Ignacio and Los Islotes. In all these islands, California sea lions have reproductive colonies (Le Boeuf *et al.* 1983), but they also occupy other areas and islands near feeding grounds.

These islands are referred to as resting rookeries; there are several of these sites on the coast of Sonora and Sinaloa, such as Puerto Libertad, in Isla Lobos, which is a large sandy island and San Ignacio, a large beach, south of Topolobampo; the last rookery is located on a small islet near Mazatlán, and constitutes the southernmost distribution of California sea lions, even though their former distribution included the Islas Marías Archipelago (Dampier 1703, in Allen 1880) in the southern Gulf of California.

Several reports state that California sea lions wander far away from their geographical distribution. Some individuals have been observed in the southern coast of Mexico, including sightings made by fishermen at Manzanillo Bay (21° 30' N, -106° 20' W; Gallo-Reynoso and Ortega 1986), a subadult male at Manzanillo thermo-electrical plant (Lechuga and Gallo-Reynoso, April 2004, unpublished data), and the presence of a neonate in the same region (Ortega-Ortiz *et al.* 2013), which supports that adult females of this species occasionally wander for long distances, Young *et al.* (2007) reported a female traveling > 600 km with its pup from one reproductive colony to another in the Gulf of California. At Acapulco, a subadult male was sighted at La Roqueta Island (16° 49' N, -99° 56' W) in January 22, 1983; this event was associated to the effect of unusual cold waters (18 °C) in the area (Gallo-Reynoso and Ortega 1986). Two additional subadult males were observed and photographed at Acapulco port and described by the local press, one in April 26, 2004 (El Imparcial 2004), and the other in June 11, 2012 (RTG Noticias 2012). In Oaxaca, an adult male was found resting on Morro Blanco near Puerto Angel (15° 39' N, -96° 31' W), along the coast of Oaxaca (Mexico) on January 23, 1989 (Gallo-Reynoso and Solorzano 1991). This individual showed a good body condition, with a standard length of 2.1 m. This sighting took place at 400 km south of the previous southernmost report in Acapulco by Gallo-Reynoso and Ortega (1986). Another subadult male was found at Bahía el Rascalillo, Oaxaca in March 2001 (Meraz and Sánchez-Díaz 2008). In Chiapas an adult male was found entangled in a shark gill net in February 1988, 40 - 50 km west of Puerto Madero (14° 42' N, -92° 47' W), near the Mexico-Guatemala border (Gallo-Reynoso and Solorzano 1991), 800 km south of the previous report in Acapulco by Gallo-Reynoso and Ortega (1986).

These records together with additional reports confirm the extensive dispersal ability of California sea lions, even in young individuals. A two-year-old male sea lion tagged at Los Islotes (24° 35' N, -110° 23' W) in August 1984 (Gallo-Reynoso and Ortega 1986), swam approximately 440 km to San Pedro Mártir Island (28° 22' N, -112° 44' W) in the central Gulf of California where it was photographed by the senior author at in August 1985. Lowry (1985) reported that a California juvenile sea lion tagged on Santa Barbara Island, California (1983) was found dead on the coast of central Oregon in March 1984, a movement of approximately 1,700 km. There are two records of sea lions moving far to the south, a sea lion tagged on San Clemente Island, California, and re-sighted in Ojo de Liebre, Baja California, a distance of 620 km (Gallo-Reynoso and Ortega 1986); and a hot-branded adult male from Columbia River, Oregon, this was sighted on the San Benito Archipelago, Baja California, during the 2014 breeding season. It was a displacement south of around 2,000 km (Elorriaga-Verplancken *et al.* 2014). Other sea lions such as three Galápagos sea lions (*Z. wolfebaeki*) have also been found in the coasts of Chiapas, two dead males and one four year old female in critical condition that later died of starvation. The female was found at the "La Encrucijada" Biosphere Reserve (15° 41' 15" N, -92° 01' 23" W), 25 km south of Acapetahua, Chiapas. This location is approximately 1,800 km northeast of the Galapagos Islands (Ceballos *et al.* 2010).

We report the first record of a subadult male California sea lion that was observed by one of us (MH) on November 29, 2014 at 0955 in the waters of Roca Partida (18° 59' 41" N, -112° 04' 07" W) at Revillagigedo archipelago (Figure 1). The animal was found underwater and remained for three weeks around the island, trying to climb the rock, unsuccessfully. Roca Partida is an

elevated peak of volcanic origin that reaches out from the ocean floor at 3,400 m as part of an unnamed submarine mountain with a summit of 1,554 m. The island drops straight to almost 80 m, and then gradually descends to the submarine mountain as a volcanic cone. The above water structures are composed of two lava peaks that reach 33 m (Richards 1964). Roca Partida is found at 153 nautical miles (284 km) east of Isla Clarión and is situated in the Clarión Fracture Zone (Richards 1964).

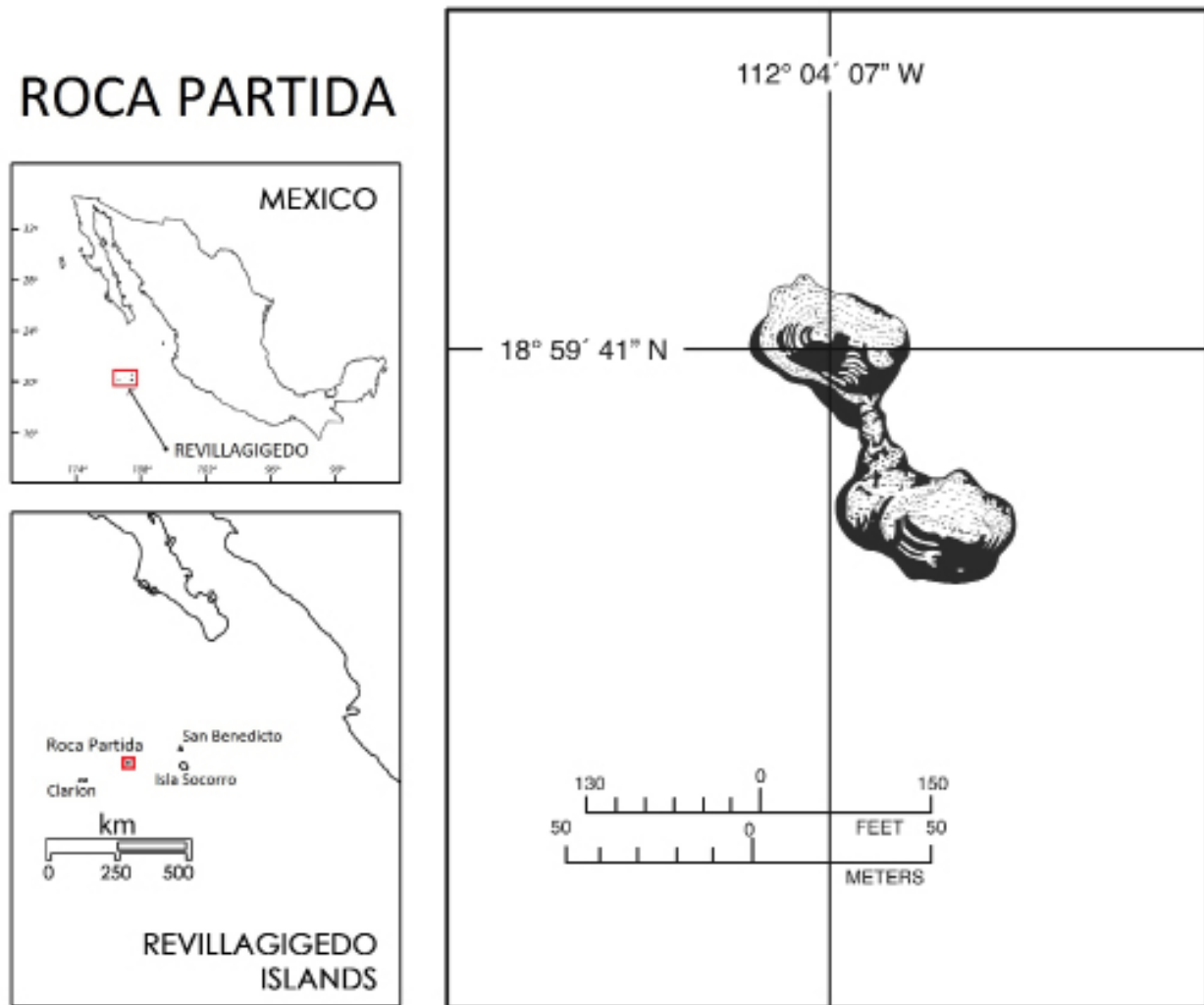


Figure 1. Roca Partida Island at Revillagigedo Archipelago, México (from Richards 1964).

Given that the observation took place in El Niño type conditions, in which Pacific surface water temperature increased from 1.0 to 1.5 °C above normal. This event may have caused this individual sea lion to move far away from the continental coast in search for prey. El Niño events tend to diminish the overall primary production in the subtropical and temperate waters making ecosystems present a high scarcity of prey species for sea lions (Trillmich and Dellinger 1991), causing individuals of this species to disperse far from their former range (Wise *et al.* 2006).

The observed male was filmed, and from this video we obtained the still images to identify the sea lions as a subadult male (Figure 2); where the sagittal crest was not completely developed and the size of the individual correspond to that category. It is important to mention that this sea lion showed a good body condition. Roca Partida, where the sea lion was observed, is more than 650 km southwest of a locality of a colony of sea lions reported by Dampier (1703) and quoted in Allen (1880) on Islas Mariás (21° 30' N, -106° 20' W); 810 km west from an earlier report of the

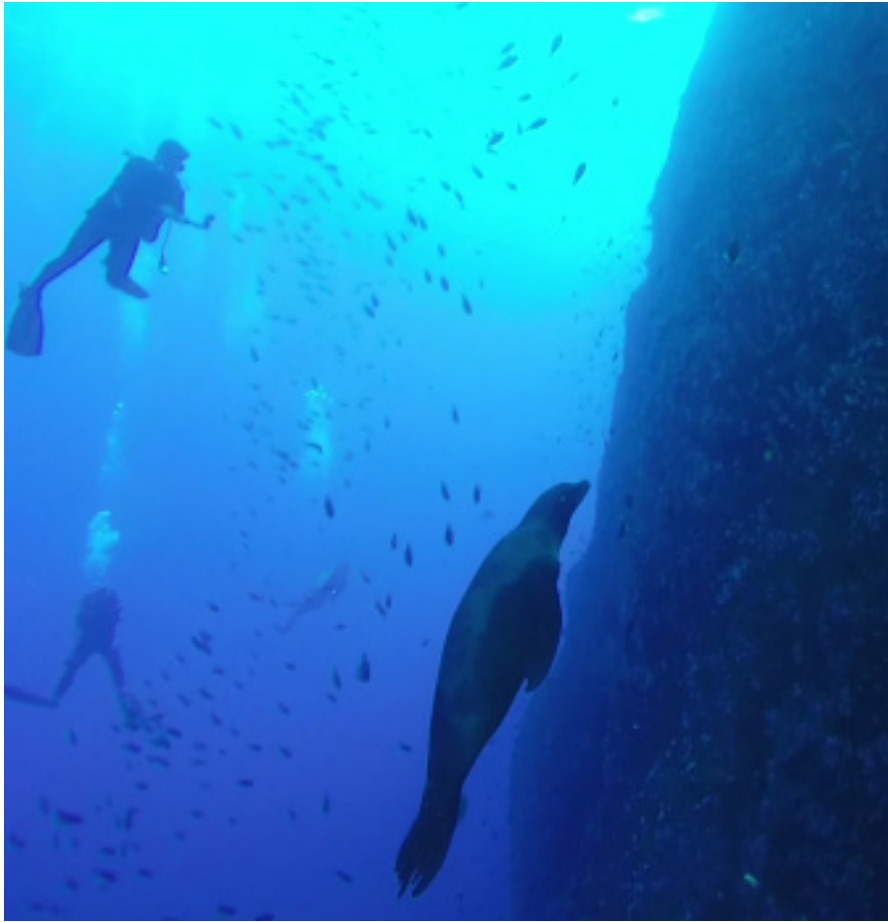


Figure 2. Subadult male California sea lion (*Zalophus californianus*) at Roca Partida (Film credit MH).

species at Manzanillo Bay, Colima (19° 04' N, -104° 22' W) in recent years (Gallo-Reynoso and Ortega 1986; Ortega-Ortiz *et al.* 2013); and 600 km from the nearest reproductive colony at Isla Santa Margarita, Baja California Sur. The observation of several fish species, filmed in the waters of Roca Partida might explain the permanence of the sea lion in the area. At least one species of known prey was observed in large schools; the Bigeye trevally (*Caranx sexfasciatus*) which is preyed by sea lions at Isla Farallón de San Ignacio, Sinaloa (Pérez-Cossío 2015) but there were no evidence of foraging. It is somewhat odd to find a California sea lion at Roca Partida, when Revillagigedo Islands were home to Guadalupe fur seals (*Arctocephalus townsendi*; Reppenning *et al.* 1971).

These observations suggest the continual dispersal of adult and subadult male California sea lions from the stable populations from northern latitudes. Future monitoring of these occurrences are important (Gallo-Reynoso and Ortega 1986); we add this record as an occasional extended range of *Zalophus* and as an alternative habitat for the species at Islas Revillagigedo, Mexico.

Acknowledgments

We thank A. Miller for the thorough review of the English and suggestions to improve the manuscript. Field work was greatly facilitated through courtesies extended to us by personnel of Club Cantamar, M/V Southern Sport, thank you. We thank two anonymous reviewers that helped us to improve this work.

Resumen

Introducción: El lobo marino de California (*Zalophus californianus*) es una especie con un amplio rango de distribución en la costa nororiental de los Estados Unidos y México, siendo el límite histórico de la especie hasta el Archipiélago de las Islas Mariás. A partir de los 1980s se han observado varios individuos fuera de este rango, tan al norte como Alaska y tan al sur como Chiapas en México. Los individuos de esta especie se desplazan entre las islas en sus colonias reproductivas, con movimientos muy lejanos; hay muchos registros de individuos de diferentes clases de edad fuera de su límite sur, incluyendo un neonato en Manzanillo, Colima.

Resultados: Reportamos el primer registro de un macho subadulto de lobo marino de California en las aguas de Isla Roca Partida (18° 59' 41"N, -112° 04' 07"W) en el Archipiélago de Revillagigedo, el 29 de Noviembre de 2014. El individuo permaneció por tres semanas en el área.

Discusión y conclusiones: Esta observación sucedió en condiciones de El Niño, durante el cual la superficie del mar incrementa su temperatura de 1 a 1.5°C arriba de lo normal. Probablemente este evento causó que el individuo se alejara de la costa continental en búsqueda de alimento. Este lobo marino aparentaba una buena condición corporal. Isla Roca Partida se encuentra a más de 650 km al suroeste de la colonia histórica de las Islas Mariás, y a 600 km de la colonia reproductiva más cercana en Isla Santa Margarita, Baja California Sur. Este registro muestra los largos y ocasionales desplazamientos fuera de su distribución costera - continental.

Palabras clave. Archipiélago de Revillagigedo, distribución, Isla Roca Partida, lobo marino de California, *Zalophus californianus*.

References

- ALLEN, J. A. 1880. North American Pinnipeds. U. S. Geological and Geographic Survey Territories, Miscellaneous Publications 12:1-190.
- BIGG, M. A. 1988. Status of the California sea lion, *Zalophus californianus*, in Canada. Canadian Field Naturalist 102:307-314.
- CEBALLOS, G., S. POMPA, E. ESPINOZA, AND A. GARCÍA. 2010. Extralimital Distribution of Galapagos (*Zalophus wolfebaeki*) and Northern (*Eumetopias jubatus*) Sea Lions in Mexico. Aquatic Mammals 36:188-194.
- EL IMPARCIAL, HERMOSILLO. 2004. Rescatan a lobo marino. Sección Nacional. 16/A. Lunes 26 de Abril de 2004. Available at jpgallo@ciad.mx
- ELORRIAGA-VERPLANCKEN, F. R., AND M. T. BROWN. 2014. Unprecedented resighting in Mexico of a Male California Sea Lion (*Zalophus californianus*) from Oregon During the 2014 Breeding Season. Aquatic Mammals 40:364-367.
- GALLO-REYNOSO, J. P., AND A. ORTEGA. 1986. The first report of *Zalophus californianus*, in Acapulco, México. Marine Mammal Science 2:158.
- GALLO-REYNOSO, J. P., AND J. L. SOLÓRZANO. 1991. Two new sightings of California sea lions on the southern coast of Mexico. Marine Mammal Science 7:96.
- KING, J. E. 1983. Seals of the world. Cornell University Press. Ithaca, New York.
- LE BOEUF, B. J., D. AURIOLAS-GAMBOA, R. CONDIT, C. FOX, R. GISINER, R., ROMERO, AND F. SINSEL. 1983. Size and distribution of the California sea lion population in México. Proceedings of the California Academy of Sciences 43:77-85.
- LOWRY, M. S. 1985. Movements of California sea lions (*Zalophus californianus*) from tag resights. Pages 167-172 in Mem. X Reunión Internacional sobre los Mamíferos Marinos. La Paz, México. March 1985.
- MANISCALCO, J., K. WYNNE, K. PITCHER, M. HANSON, S. MELIN, AND S. ATKINSON. 2004. The occurrence of California sea lions (*Zalophus californianus*) in Alaska. Aquatic Mammals 30:427-433.
- MERAZ, J., AND V. M. SÁNCHEZ-DÍAZ. 2008. Los mamíferos marinos en la Costa Central de Oaxaca. Marine mammals along the central coast of Oaxaca. Revista Mexicana de Biodiversidad 79:143-151.
- ORTEGA-ORTIZ, C. D., F. ELORRIAGA-VERPLANCKEN, L. RODRÍGUEZ-TÉLLEZ, A. OLIVOS-ORTIZ, AND J. H. GAVIÑO-RODRÍGUEZ. 2013. Primer registro de un lobo marino de California (*Zalophus californianus*) neonato en Manzanillo, Colima, México. Revista Mexicana de Biodiversidad 84:705-708.

- PÉREZ-COSSÍO I. J.** 2015. Hábitos alimentarios del lobo marino de California (*Zalophus californianus*) en la Isla Farallón de San Ignacio, Sinaloa, México. Bachelor's Thesis, Universidad Autónoma de Sinaloa, Escuela de Biología. Available at jpgallo@ciad.mx
- REPENNING, C. A., R. S. PETERSON, AND C. L. HUBBS.** 1971. Contribution to the systematics of the southern fur seals, with particular reference to the Juan Fernandez and Guadalupe species. Pp.18-34 in Antarctic pinnipeds (Burt, W. H. ed.). American Geophysical Union. Washington. EE. UU.
- RICHARDS, A. F.** 1964. Geology of the Islas Revillagigedo, Mexico 4. Geology and petrography of Isla Roca Partida. Geological Society of America Bulletin 75:1157-1164.
- RTG (RADIO Y TELEVISIÓN DE GUERRERO) NOTICIAS.** 2012. Rescate de lobo marino en Acapulco. <http://rtvgro.net/nt/blog/2012/06/13/rescate-de-lobo-marino-en-acapulco/> (2 de 6)23/06/2012 10:57:28 p.m. Available at jpgallo@ciad.mx
- TRILLMICH, F. AND T. DELLINGER.** 1991. The effect of El Niño in Galapagos Pinnipeds. Pp. 66-74 in Pinnipeds and El Niño. Responses to environmental stress (Trillmich, F., and K. Ono, eds.). Springer-Verlag. Berlin, Germany.
- YOUNG, J., C. J. HERNÁNDEZ-CAMACHO, AND L. R. GERBER.** 2007. Long-distance movement of a pinniped neonate. Marine Mammal Science 23:926-930.
- WEISE, M. J., D. P. COSTA, AND R. M. KUDELA.** 2006. Movement and diving behavior of male California sea lion (*Zalophus californianus*) during anomalous oceanographic conditions of 2005 compared to those of 2004. Geophysical Research Letters 33:L22S10.

Summited: March 10, 2015

Review: May 8, 2015

Accepted: May 9, 2015

Associated editor: Cristina Macswiney

El aislamiento y la identificación del virus del herpes en toninas (*Tursiops truncatus*) de la Laguna de Términos, Campeche, México

Isolation and Identification of Herpesvirus in the Bottlenose Dolphins (*Tursiops truncatus*) of Terminos Lagoon, Campeche, Mexico

E. G. Valdivia-Lara ¹, A. Delgado-Estrella ^{4*}, J. I. Ángeles-Solís ¹, E. N. Ortuño de la O ¹, S. González-Gallardo ², G. E. Lara-Reyes ³, C. Cuenca-Verde ¹ y G. Valdivia-Anda ¹

¹ Unidad de Investigación Multidisciplinaria, Facultad de Estudios Superiores Cuautitlán, Universidad Nacional Autónoma de México. Km 2.5 Carretera Cuautitlán Teoloyucan S/N, San Sebastián Xhala, 54714, Cuautitlán Izcalli Edo. De México., E-mail: guillermo897@hotmail.com (EGVL), labdivet@hotmail.com (JIAS), audeladesfronteras_love@hotmail.com (ENODLO), ccuencaverde@hotmail.com (CCV) y valdivag@gmail.com (GVA)

² Unidad de Microscopía Electrónica, Facultad de Estudios Superiores Cuautitlán, Universidad Nacional Autónoma de México. Km 2.5 Carretera Cuautitlán Teoloyucan S/N, San Sebastián Xhala, 54714, Cuautitlán Izcalli Edo. De México. E-mail: (SGG)

³ Especialidades en Diagnóstico SA de CV Laboratorio DIVETM. Cuautitlán de R. Rubio, Estado de México. Km 2.5 Carretera Cuautitlán Teoloyucan S/N, San Sebastián Xhala, Cuautitlán Izcalli Edo. De México, C.P. 54714. E-mail: labdivet@hotmail.com (GELR)

^{4*} Facultad de Ciencias Naturales, UNACAR, Calle 56 N° 4, Esq. Av. Concordia, Col. Benito Juárez, Ciudad del Carmen, 24180. Campeche, México. E-mail: delgadoestrella@gmail.com (ADE)

*Corresponding author

Introduction: Alphaherpesviruses have been associated with fatal systemic infections in several cetartiodactyla species. The main goal in this paper is to identify microorganisms in wild bottlenose dolphin samples were taken from animals in Campeche, Mexico.

Methods: Eight free-living bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) from the Terminos Lagoon, Mexico, were captured, sampled and released. The animals were sampled for their blood, blow hole secretion, vaginal or prepuce discharge and skin. From the exudates, the cytology was examined, and cell inoculation was performed using bovine kidney cells (MDBK), African green monkey kidney cells (VERO), canine kidney cells (MDCK) and porcine kidney cells (PK15).

Results: After observing the cytopathic effects, the isolates were replicated in the same cell line at least three times. Three isolates were obtained that had a cytolytic effect at 48 – 72 hr. A previously described nested PCR targeting highly conserved regions of the herpesvirus DNA polymerase was performed, as well as transmission electron microscopy (TEM) and immunofluorescence on the infected MDBK cells.

Discussion and conclusions: The animals from which the isolates were obtained were clinically healthy at the time of their capture, and it is likely that these animals act as carriers or reservoirs of the virus.

Key words: Bottlenose dolphins, Herpesvirus, Mexico, Terminos lagoon, wild dolphins.

Introduction

Most investigated vertebrate species have at least one, and usually several, endemic herpesvirus. More than 200 herpesvirus species have been identified to date (Maness *et al.* 2011). When investigating the lineage of herpesvirus, many major subdivisions mirror the phylogenetic branching order of its hosts; thus, the herpesvirus appears to have co-diverged with its hosts and tends to be host-specific (Maness *et al.* 2011). Given the approximately 5,500 different species of mammals, it can be expected that the number of herpesviruses that exist in nature well exceeds the 200 species that have been identified thus far (Maness *et al.* 2011). All of the herpesviruses fall within the newly established taxonomic order Herpesvirales, which consists of three families: Herpesviridae (which includes the herpesviruses of mammals, reptiles, and birds), Alloherpesviridae (which includes the herpesviruses of fish and amphibians), and Malacoherpesviridae (bivalve herpesviruses (Changming *et al.* 2015)). Additionally, the family Herpesviridae contains three subfamilies: Alphaherpesvirinae, Betaherpesvirinae, and Gammaherpesvirinae (Davison 2010). Electron microscopy (EM) and serum neutralization, as well as analyses of other herpesvirus characteristics, were used to identify the alphaherpesvirus in lung and liver isolates (Goldstein *et al.* 2004). The presence of herpesviruses in cetaceans (the group of animals consisting of all of the porpoises, dolphins, and whales) has been recognized since the late 1980's using electron microscopy (EM) reports of herpesvirus-like particles in skin biopsies from beluga whales (*Delphinapterus leucas*, Martineau *et al.* 1988). Few cases of herpesvirus infection have been reported in cetaceans. Alphaherpesviruses have been associated with fatal systemic infections in Bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*), in a Cuvier's beaked whale (*Ziphius cavirostris*), and in cutaneous lesions in Bottlenose dolphins (Blanchard *et al.* 2001). Gammaherpesviruses have been identified in mucosal lesions in Bottlenose dolphins, Risso's dolphins (*Grampus griseus*), dwarf sperm whales (*Kogiasima*) and Blainville's beaked whales (*Mesoplodon densirostris*; Smolarek *et al.* 2006; Bossart 2007; Van Elk *et al.* 2009). In addition, non-purulent encephalitis associated with herpesvirus infection has been described in a harbour porpoise (*Phocoena phocoena*). In the first report of herpesvirus infection in Mediterranean Sea cetaceans, eight different Herpesvirus sequences were found in five of eight Striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*) that were also infected with Morbillivirus (Soto *et al.* 2011). In these dolphins, no lesions were found that could be attributed to herpesvirus infection, and the pathogenic contribution of these herpesviruses remains unclear.

Herpesviruses (HV) have also been associated with encephalitis in a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) and with skin lesions of dusky dolphins (*Lagenorhynchus obscurus*) corroborated by EM (Soto *et al.* 2011). In addition to EM, immunoperoxidase staining (Soto *et al.* 2011), serum neutralization and enzyme-labeled immunosorbent assays have been used as indicators for the presence of herpesviruses in cetaceans (Van Elk *et al.* 2009). In this report, we document the presence of herpesvirus in free-ranging dolphins from Mexico in order to obtain information about the health status in this population in the southern Gulf of Mexico support future stranding events causes.

Material and Methods

Bottlenose dolphins were caught from and sampled in the Terminos lagoon, Campeche, Mexico, in the Southern Gulf of Mexico (18° 23' - 18° 52' latitude N and -91° 10' to -91° 52' longitude W) under the capturing license SGPA/DGVS 09924/10 SEMARNAT, following at all times the guidelines for the use and care of experimental animals, and NOM 062, with each procedure being supervised by a veterinarian. The blood samples were collected from the caudal vein using a Vacutainer™ system, exudates samples (vaginal, preputial or blowhole) were collected using sterile swabs, and the skin samples were collected using a needle Acu-Punch Kit RM (Acuderm™).

Six blowholes and three vaginal and four preputial discharges samples were collected for this study. Samples of viral isolates were frozen in liquid nitrogen and thawed at 37 °C, repeating this procedure five times, and were then filtered through 0.2 µm Millipore™ membranes. A 0.5-ml aliquot was inoculated directly into 12-well microplates (NUNC™) containing cells at 70 % confluence in MEM medium with 3 to 5 % newborn calf serum depending on the cell line. The plates were incubated in a CO₂ atmosphere for five days and frozen and thawed 3 times, after which 1 ml was used to infect another cell culture flask; this step was repeated 3 times. The cells showed cytopathic and cytolytic effects.

The following immortalized cell lines were used: Madine-Darby Canine Kidney (MDCK), Bovine Kidney (MDBK) and African green monkey kidney (Vero). All of the immortalized cell lines were obtained from the American Type Culture Collection.

For the immunofluorescence assay, 12-well NUNC plates were prepared with a coverslip in the bottom, cells were grown to 70 % confluence, and the supernatants of the infected cell cultures were used to infect the cells on the coverslips, which were incubated for 48 - 72 hr. The coverslips were removed and fixed in pure acetone for 10 minutes at room temperature. The slides were stained with VMRD™ Canine Herpesvirus direct FA conjugate according to the manufacturer's recommendations. Other slides were simultaneously stained using the Diff-Quick Stain Kit (Fisher Scientific™).

Herpesvirus DNA was amplified using published degenerate primers designed to target a region of the DNA polymerase gene of herpesviruses that corresponds to highly conserved amino acid motifs (Smolarek *et al.* 2006). These primers direct the amplification of DNA polymerase gene fragments that are 215 to 235 bp in length for most herpesviruses and 315 bp in length for cytomegaloviruses. A nested PCR assay was performed using two forward and one reverse primer in the first reaction and one forward and one reverse primer in the second reaction. The primer sequences for the first reaction were DFA-5'- GAY TTY GCI AGY YTI TAY CC -3' (forward), ILK-5'- TCC TGG ACA AGC AGC ARI YSG CIM TIA A -3' (forward), KG1-5'- GTC TTG CTC ACC AGI TCI ACI CCY TT -3' (reverse). Primers for the second reaction were: TGV-5'- TGT AAC TCG GTG TAY GGI TTY ACI GGI GT -3' (forward), and IYG-5'- CAC AGA GTC CGT RTC ICC RTA IAT -3' (reverse). The total DNA that was extracted from the cell monolayers of the Madine-Darby canine kidney (MDCK) cultures that were infected with canine herpesvirus (CHV) was used as a positive template for the PCR. From the second PCR, 14 µl were resolved by horizontal gel electrophoresis in a 1 % agarose gel containing ethidium bromide (0.5 µg/ml), and the DNA fragments were visualized by UV light trans-illumination.

For electron microscopy, the virus culture samples were fixed with Karnofsky, and a drop was placed on two grids (Sigma Aldrich 62 µm, copper) for 20 minutes. Then, a drop of distilled water and a drop of 1 % phosphotungstic acid (AFT), pH 7.2, were added for one minute, and the excess dye was removed with filter paper.

The samples were dried at room temperature and were observed and photographed on a transmission electron microscope (JEOL™ JEM 100S). We used a microparticle size standard based on a monodisperse polystyrene (Sigma Aldrich, Fluka) standard particle size of 2 µm as a reference for describing the structures that were observed in the samples. Several measurements at the same amplification were performed, and the average was calculated.

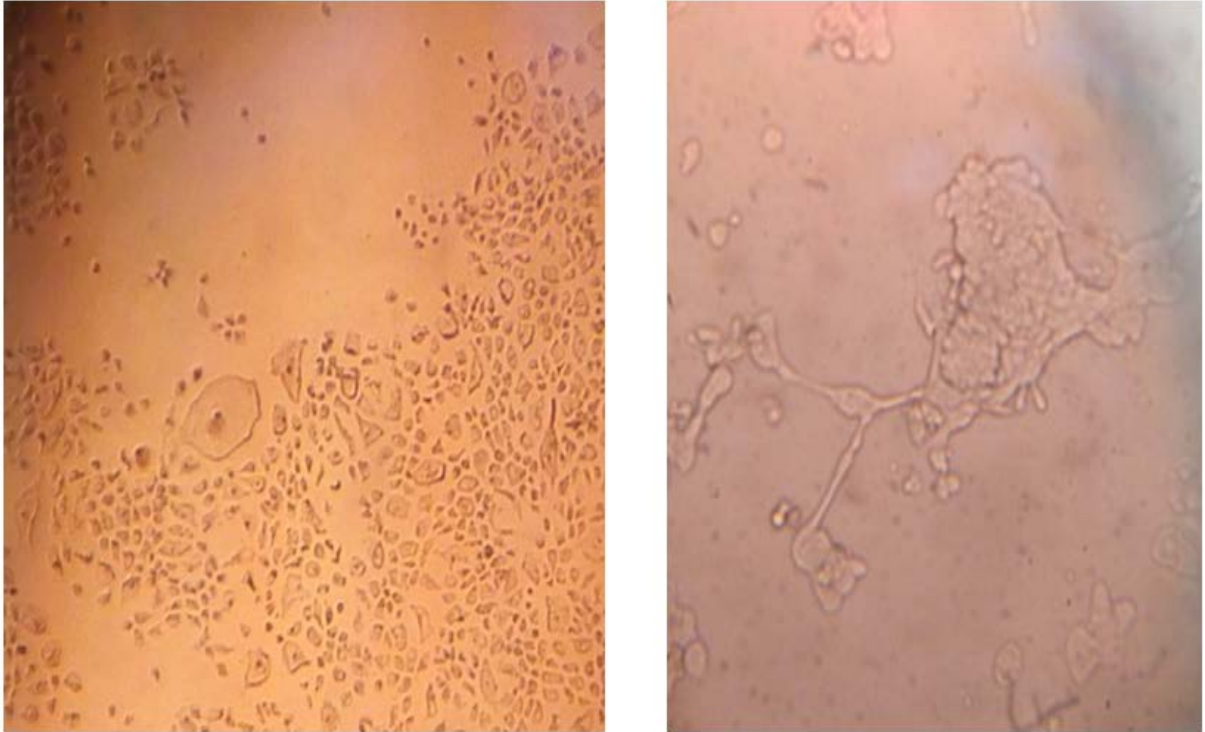
Results

Of all six blowhole, three vaginal and four preputial secretion discharges samples in this study, we were able to isolate viruses compatible with herpesvirus in three samples (two respiratory and one vaginal discharge). These viruses showed a strong cytolytic effect on the MDBK cells and

showed no effect on the other cell lines. The effect involved syncytia formation, the presence of inclusion bodies in the cells and cell lysis (Figure 1). All of the infected cell cultures showed strong fluorescence when stained with Canine Herpesvirus direct FA Conjugate (Figure 2).

Transmission electron microscopy revealed the presence of herpesvirus-like encapsidated particles. The average of the measurements was 92 nm for the virion and 196 nm for the complete virus with envelope (Figure 3), as previously reported for other dolphins herpesviruses (Rehtanz *et al.* 2012).

Figure 1. Infected MDBK cells at 48 hr (A) and at 72 hr (B). Cytopathic effects on the cells are seen (A), including syncytia formation (B). Picture A is 100x and picture B is 400x using an inverted microscope. No cytopathic effects were observed on the cells of the negative control. Other cytopathic effects were characterized by morphological changes, including cell rounding, swelling, and detachment.



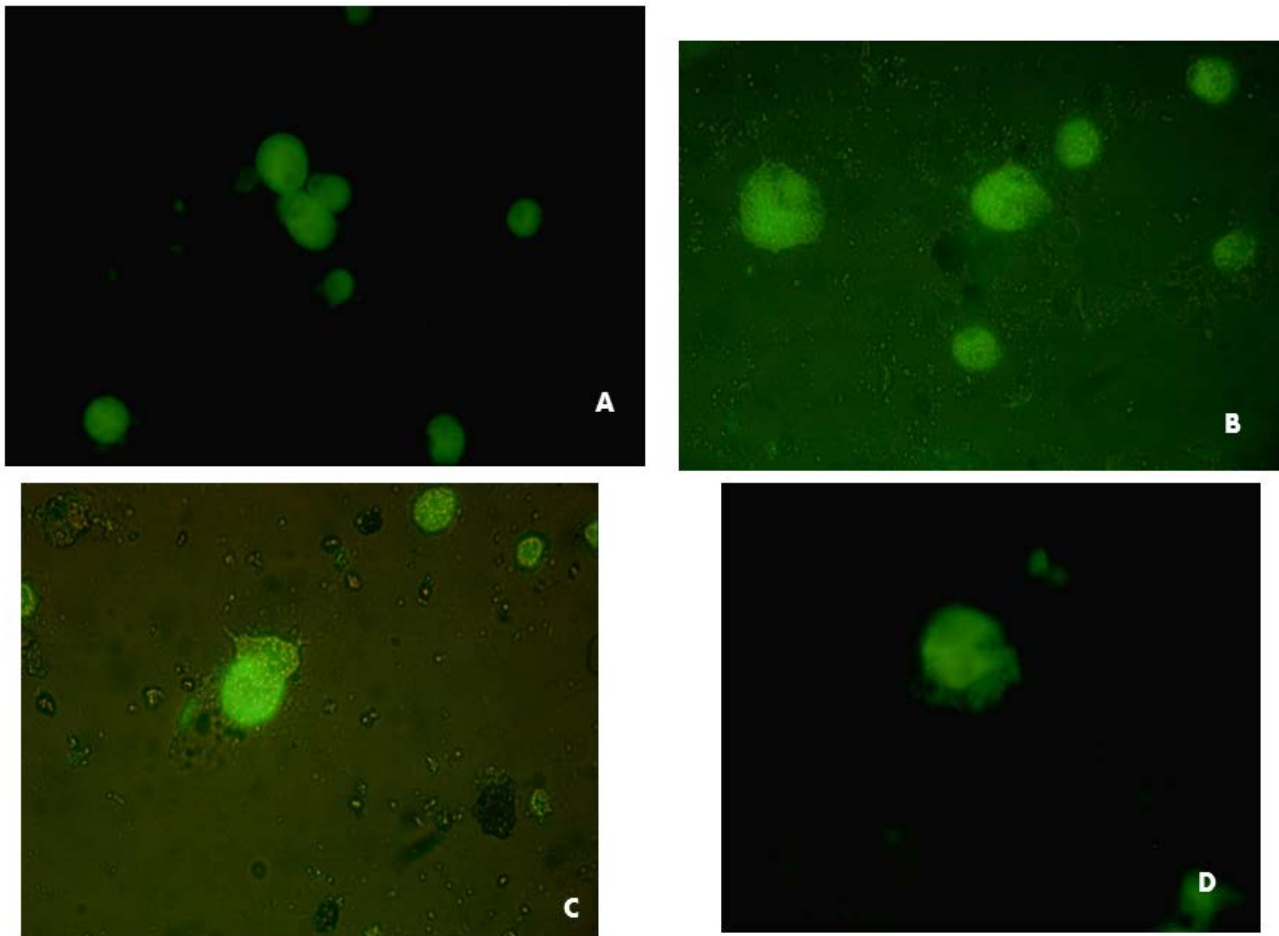
When the PCR was performed using the whole DNA of the samples, amplification was not achieved. Nevertheless, the PCR that was performed using the DNA of isolates resulted in an amplification of 240 bp (Figure 3). The MDBK cells showed high permissibility for the development of the virus from the dolphins, possibly due to the phylogenetic association between dolphins and cattle; the observed effect corresponds to that described for alphaherpesviruses. Cytopathic characteristics, such as viral intranuclear inclusion bodies, syncytia formation and rapid cytolytic effects (3 - 5 days), were described for this group.

The immunologic cross-reactivity between the presumed isolated dolphin herpesvirus and the Canine Herpesvirus Direct FA conjugate suggests that the isolated virus is most likely an alphaherpesvirus.

Discussion

The capacity of herpesviruses to cause disease in cetaceans is unclear and may show variations depending on the conditions of different individuals and species. In a series of 128 samples of skin and mucosal lesions from 12 different cetacean species, as many as 11 different herpesvirus sequences were amplified (nine from 32 mucosal lesions and two from a total of 88 skin lesions),

Figure 2. Canine Herpesvirus Direct FA, conjugated over infected MDBK cells at 48 hr. 400x. Respiratory sample 1(a) and sample 8 (b) and (c, d) sample 15 vaginal discharges.



showing an apparently high association of herpesvirus infection with mucosal and skin lesions (Smolarek *et al.* 2006). However, systemic disease or internal lesions attributable to herpesvirus have been described only sporadically in cetaceans (Blanchard *et al.* 2001), one Cuvier's beaked whale and harbour porpoise. One disseminated herpesvirus infection was observed in two bottlenose dolphins with necrotizing lesions and eosinophilic intranuclear inclusion bodies in multiple organs (Van Elk *et al.* 2009). Previous studies have associated the presence of herpesvirus in the skin lesions of fatal systemic diseases in Atlantic bottlenose dolphins (Smolarek *et al.* 2006).

In cetaceans, the exhaled blowhole sputum can often be diagnostically valuable, as the blowhole possesses wide-bore airways through which the exchange of approximately 80 % of the lung volume occurs in one breath (Varela *et al.* 2007). In this work, five samples (2/6 blowhole, 2/3 vaginal and 1/4 preputial discharges) were observed, with a greater number of lymphocytes and plasmacells than normal (more than five per high-power field) but no evidence of inclusion bodies (results not shown). Chronic inflammation is typically represented by the presence of lymphocytes (small and large lymphocytes as well as plasma cells) and macrophages (Varela *et al.* 2007). The lymphocytes possibly belong to T cells, as has been described for other species (Patela *et al.* 2012). Despite several passes made in the different cell lines, the isolated virus was only able to produce cytopathic effects on the MDBK cells, different from the behavior of phocid gammaherpesviruses, which have been observed in different mammalian cell lines (Byron *et al.* 2007).

We could not subject to electron microscopy the exudate samples. However, herpesvirus particles were detected from the viral culture; while the amount of viral particles was high, whereas

in electron microscopy there must be a minimum of $10^6 - 10^8$ virus particles/ml in a sample to allow for detection (Curry *et al.* 2006).

We used the microscopic characteristics of herpesviruses for identification (Davison 2010). The electron microscope images showed a capsid structure that consists of a DNA core surrounded by an icosahedral (20-faceted) capsid consisting of 12 and 150 capsomeres. The capsid is embedded in a proteinaceous matrix called the tegument, which in turn is invested in a glycoprotein-containing lipid envelope.

Herpesviruses are more difficult to detect than other viruses in the tissues of marine animals, especially when the viral load is low and the viral type is not yet known. The viral load can be so low that proving the virus's presence may be impossible (Rehtanz *et al.* 2012). Thus, negative PCR results indicate a lower viral load in the samples associated with the presence of a greater proportion of lymphocytes in the cytology. It has been suggested that the presence of herpesviruses in the cervical secretions could even constitute a prognostic factor for cervical pathology in these dolphins or the establishment of a chronic viral infection. In this sense, two events are fundamental to the establishment of a chronic viral infection: first, the virus must evade sterilizing immunity (the complete elimination of a virus) and second, the immune system must adjust to the continuous presence of viral antigen-driven inflammatory responses in order to limit the viral replication to an acceptable level without untoward damage to permanently infected tissues. If the immune system cannot eliminate the virus, unrestrained immune attack on the virus antigen-bearing cells causes immunopathology. Thus, the down regulation of inflammation during chronic viral infections can result in decreased tissue damage, at least for noncytotoxic viruses (Herbert *et al.* 2009). Moreover, it is rare that herpesvirus PCR sequences

Figure 3. Gel electrophoresis of herpesvirus nested PCR products; MWM: Molecular Weight Marker, lane 1- positive control CHV-1, lane 2 - 001 (respiratory secretion), lane 3-008 (respiratory secretion), lane 4- 015 (vaginal discharge), lane 5- negative control.

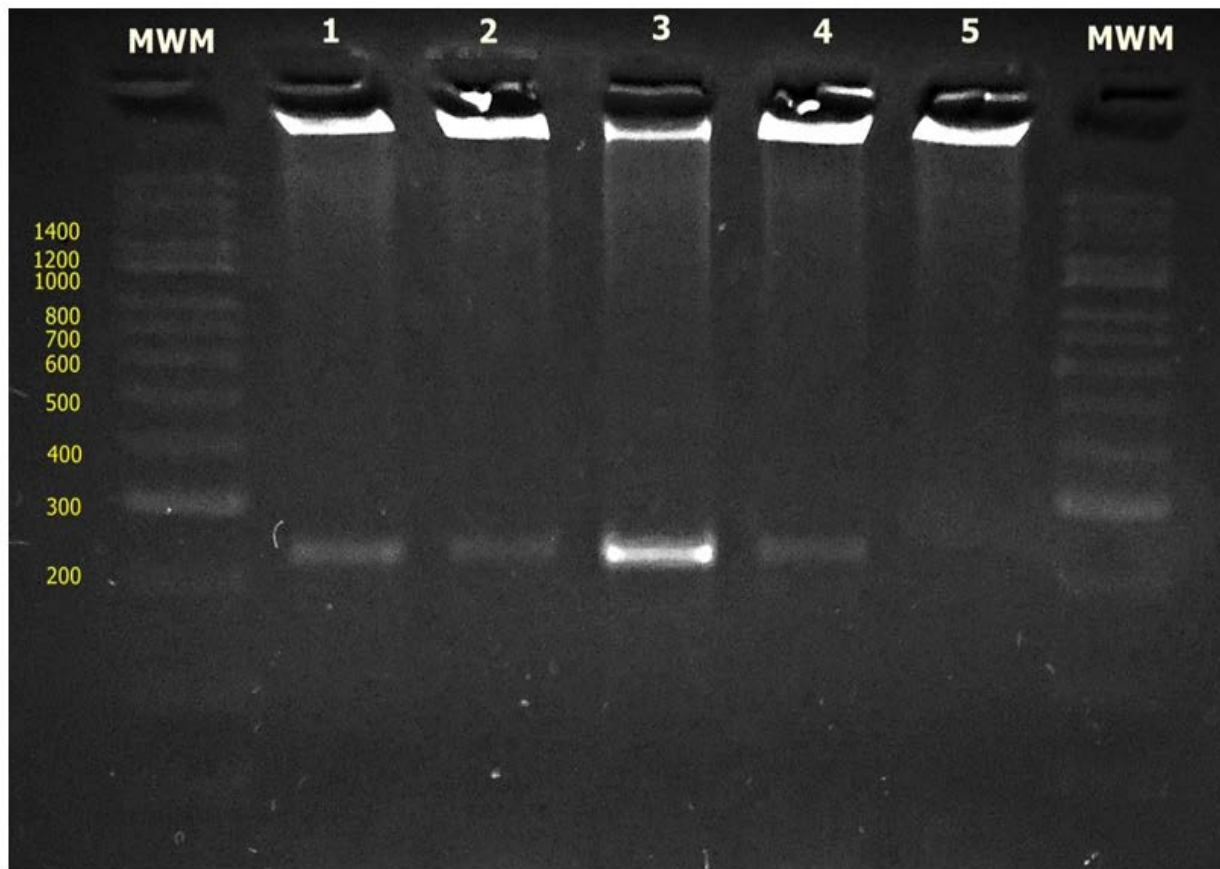
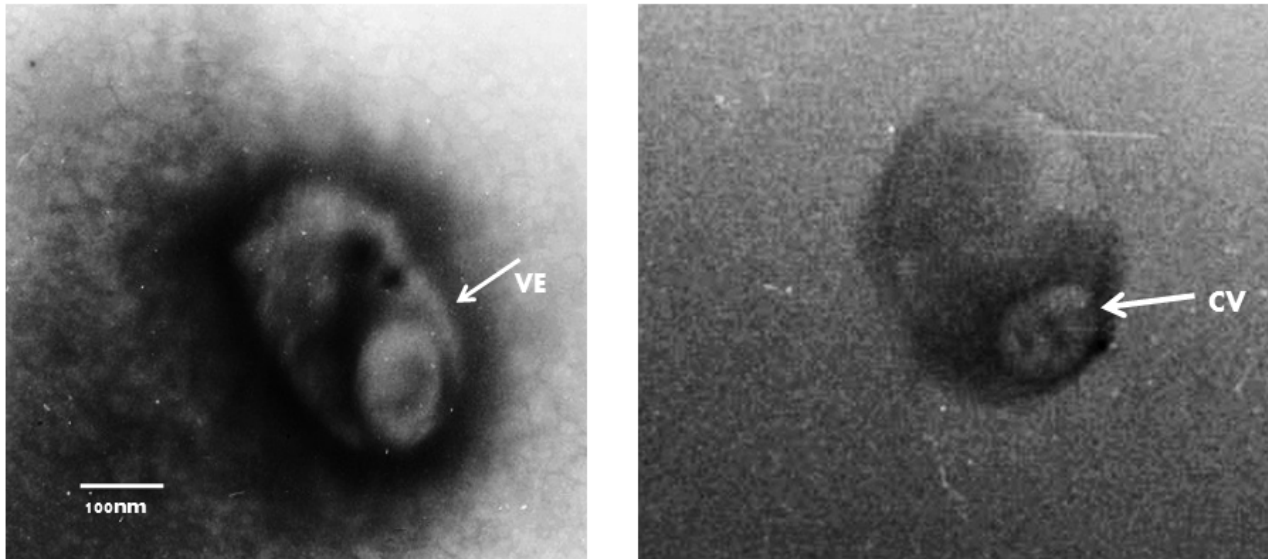


Figure 4. Negative staining electron microscopic examination of the MDBK cell culture. The sample was stained with 2 % phosphotungstic acid. The bars represent 100 nm. At a primary magnification of 30,000x. The capsid of virion (CV) appears to have a hexagonal outline (icosahedral morphology) and is surrounded by a limiting glycoprotein-containing lipid envelope (VE). The average of the measurements was 92 nm for the virion and 196 nm for the complete virus with envelope.



cannot be identified from a vertebrate species. The biology of these viruses is complex, and there has been some suggestion that they form, in essence, a 'viral normal flora' in their hosts (Tarlinton and Dunham 2011).

The positive results of viral isolation in the MDBK cells, the cytopathic and cytolytic effects in the MDBK cells observed at 48 hours, and the positive immunofluorescence, electron microscopic and PCR results of the viral isolates suggest the presence of an alphaherpesvirus (Davison 2010). This is the first report of the identification of the presence of a herpesvirus in free-ranging bottlenose dolphins in Mexico. Although this virus is not associated with any clinical disease, more intense studies must be performed, mainly on stranded cetaceans, to correlate the presence of the virus and the pathological findings. This conclusion is based on the examination of a relatively small number of cases, and further studies are recommended to determine the pathogenic potential of this herpesvirus

Acknowledgments

The authors Valdivia-Lara and Ortuño de la O were Fellows on the PAPIIT Project IT-224311, which was funded by the General Staff Academic Affairs Support Program (DGAPA-UNAM) Research Projects PAPIITIT224311(2011-2013). Unidad de Investigación Multidisciplinaria, Facultad de Estudios Superiores Cuautitlán, Universidad Nacional Autónoma de México. The sampling was funded by the PEMEX Exploration and Production (PEP), Branch of Industrial Safety and Environmental Protection through its Management Industrial Safety and Environmental Protection Marine Regions located in Ciudad del Carmen, Campeche, México. Special acknowledgement is due to fishermen M. Reyes, M. Cobá, J. Campos, R. Quintal, Carlos Camarena, A. Murillo, S. García and Isla Aguada for their help during the capture process. We also thank Dolphinaris for their support, especially L. Ibarra and A. Casarrubias. This project was conducted under the aegis of research permit no. SGPA/DGVS09924/10 issued by the Dirección General de Vida Silvestre –SEMARNAT.

Resumen

Introducción: Se han asociado la presencia de alfa herpesvirus con la mortalidad de varias especies de cetartiodáctilos. El objetivo de éste trabajo es aislar microorganismos de toninas silvestres tomando muestras de ejemplares de esta especie en la laguna de Términos, Campeche, México.

Material y métodos: Se capturaron ocho toninas para tomar muestras biológicas como sangre, copro, exudados respiratorio, genital (vaginal o prepucial) y piel para posteriormente ser liberados. De los exudados se estudió la citología y se inocularon cultivos usando células de riñón de bovino (MDCK) y porcino (PK15). Después de observar la citopatología los productos aislados se replicaron en los mismos cultivos celulares al menos tres veces.

Resultados: Tres de los aislamientos presentaron efectos citolíticos entre 48 y 72 hr. Para la identificación viral se aplicó un PCR anidado enfocando a la región conservada del herpesvirus obteniendo una amplificación de una región de 240 pares de bases, de manera paralela se identificaron las células utilizando microscopio electrónico de barrido e inmunofluorescencia para las cepas MDBK revelando con gran fluorescencia la presencia de partículas encapsuladas de herpesvirus en los cultivos celulares infectados.

Discusión y conclusiones: Las toninas de las cuales se aislaron los herpesvirus se consideraron clínicamente sanas al momento de su captura y muestreo considerándose portadores o reservorios de éste virus.

Palabras clave: Campeche, herpesvirus, laguna de Términos, México toninas.

References

- BLANCHARD, T. W., N. T. SANTIAGO, T. P. LIPSCOMB, L. RICHARD, R. L. GARBER, W. E. MCFEE, AND S. KNOWLES. 2001. Two Novel Alpha herpesviruses Associated With Fatal Disseminated Infections In Atlantic Bottlenose Dolphins. *Journal of Wildlife Diseases* 37:297-305.
- BOSSART, G. D. 2007. Emerging Diseases in Marine Mammals: from Dolphins to Manatees. *Microbe* 2:544-549.
- BYRON, E. M., M. G. M. GEORGES, T. K. VERJANS, G. V. AMERONGEN, AND A. D. M. E. OSTERHAUS. 2007. In vitro and in vivo replication of seal gamma herpesviruses in cells of multiple species. *Microbes and Infection* 9:40-46.
- CHANGMING, B., W. CHONGMING, X., H. S. JUNYANG, Z. SHUAI, AND H. JIE. 2015. Emerging and endemic types of Ostreid herpesvirus 1 were detected in bivalves in China. *Journal of Invertebrate Pathology* 124:98-106
- CURRY, A., H. APPLETO, AND B. DOWSETT. 2006. Application of transmission electron microscopy to the clinical study of viral and bacterial infections: Present and future 37:91-106.
- DAVISON, A. J. 2010. Herpesvirus systematics. *Veterinary Microbiology* 143:52-69.
- GOLDSTEIN, T., J. A. K., MAZET, F. M. D. GULLAND, T. ROWLES, J. T. HARVEY, S. G. ALLEN, D. P. KING, B. N. ALDRIDGE, AND J. L. STOTT. 2004. The transmission of phocine herpesvirus-1 in rehabilitating and free-ranging Pacific harbor seals (*Phoca vitulina*) in California. *Veterinary Microbiology* 103: 131-141.
- HEATHER, T. D., H. N. HENDRIK, AND D. J. ERIC. 2011. Phylogenetic analysis of marine mammal herpesviruses. *Veterinary Microbiology* 149:23-29.
- HERBERT, W. V, E. J. WHERRY, AND R. AHMED. 2009. Redefining Chronic Viral Infections. *Cell* 138:30-50.
- MANESS, H. T. D., H. H. NOLLENS, E. D. JENSEN, T. GOLDSTEIN, S. LAMERE, A. CHILDRESS, J. SYKES, J. ST. LEGER, G. LACAVE, F. E. LATSON, AND J. F. X. WELLEHAN. 2011. Phylogenetic analysis of marine mammal herpesviruses. *Veterinary Microbiology* 149:23-29.
- MARTINEAU, D., A. LAGACE, P. BÉLAND, R. HIGGINS, D. ARMSTRONG, AND L. R. SHUGART. 1988. Pathology of stranded beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from the St. Lawrence Estuary, Québec. *Canadian Journal of Comparative Pathology* 98:287-311.
- PATELA, J. R., J. G. M. HELDENSB, T. BAKONYIC, AND M. RUSVAIC. 2012. Important mammalian veterinary viral immunodiseases and their control. *Review Vaccine* 30:1767-1781.
- REHTANZ, M, D. B. GREGORY, P. A. FAIR, J. S. REIF, S. J. GHIM, AND A. B. JENSON. 2012. Papillomaviruses and herpesviruses: Who is who in genital tumor development of free-ranging Atlantic bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*). *Veterinary Microbiology* 160:297-304.

- SMOLAREK, B. K. A., C. A. MANIRE, R. Y. EWING, J. T. SALIKI, F. I. TOWNSEND, B. EHLERS, AND C. H. ROMERO.** 2006. Identification of novel alpha- and gamma herpesviruses from cutaneous and mucosal lesions of dolphins and whales. *Journal of Virological Methods* 136:261–266.
- SOTO, S., B. GONZÁLEZ, K. WILLOUGHBY, M. MALEY, A. OLVERA, S. KENNEDY, A. MARCO AND M. DOMINGO.** 2011. Systemic Herpesvirus and Morbillivirus Co-Infection in a Striped Dolphin (*Stenella coeruleoalba*). *Journal Comparative Pathology* 15:269-273.
- TARLINTON, R. E., AND S. P. DUNHAM.** 2011. Pushing the envelope: Advances in molecular techniques for the detection of novel viruses, Guest Editorial. *The Veterinary Journal* 190:185-186.
- VAN ELK, C., W. G. MARCO, A. A. VAN DE BILDT, W. DE JONG, D. M. E. ALBERT, C. OSTERHAUS, AND T. KUIKEN.** 2009. Genital Herpesvirus in Bottlenose Dolphins (*Tursiops truncatus*): Cultivation, Epidemiology, and Associated Pathology. *Journal of Wildlife Diseases* 45:895–906.
- VARELA, R. A., K. SCHMIDT, J. D. GOLDSTEIN, AND G. D. BOSSART.** 2007. Evaluation of Cetacean and Sirenian Cytologic Samples. *Veterinary Clinic Exotic Animals* 10:79-130.

Submitted: February 8, 2015

Review: April 21, 2015

Accepted: April 29, 2015

Associated editor: Juan Pablo Gallo

