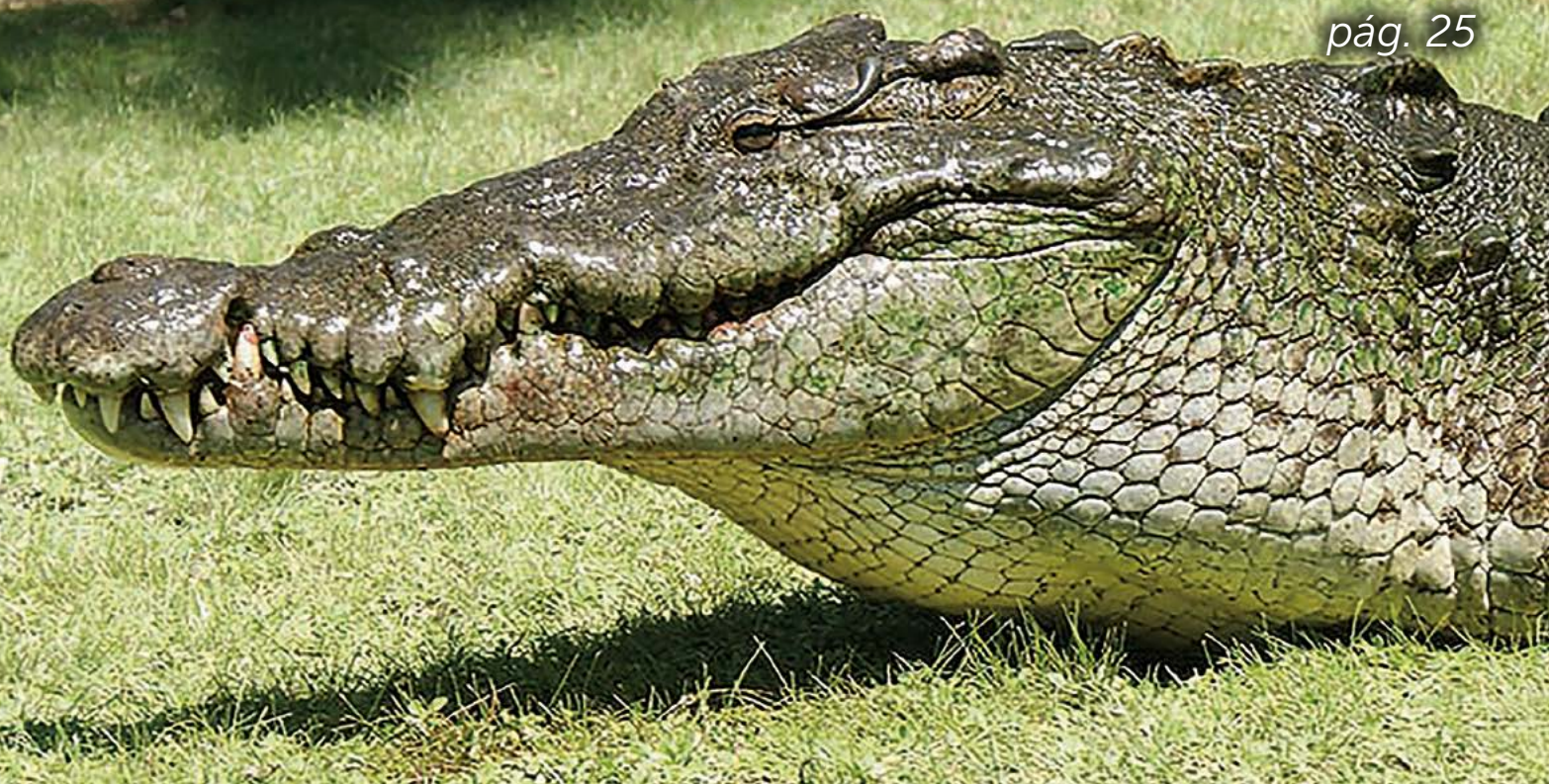


ÁREAS DE INTERACCIÓN ENTRE HUMANOS Y COCODRILOS (*Crocodylus acutus* Cuvier) EN CHACAHUA, OAXACA, MÉXICO

pág. 25



Año 8 • Volumen 8 • Número 5 • septiembre–octubre, 2015

POTENCIAL ECOTURÍSTICO DEL AGROSISTEMA CACAO (<i>Theobroma cacao</i> L.) CON MONOS SARAGUATOS (<i>Alouatta palliata</i> Gray) EN LA CHONTALPA, TABASCO	3
DISTRIBUCIÓN POTENCIAL DEL MAPACHE (<i>Procyon lotor</i> L.) EN LA SIERRA MADRE ORIENTAL DE MÉXICO	11
DISTRIBUCIÓN POBLACIONAL Y ABUNDANCIA DE LOS PECES ENDÉMICOS DE LA LLANURA DE RIOVERDE, S.L.P., MÉXICO	17
LA FILOGEOGRAFÍA APLICADA EN LA CONSERVACIÓN DE FAUNA SILVESTRE: REVISIÓN Y RESULTADOS	34
CARACTERIZACIÓN DE LA VEGETACIÓN DE MATORRAL SUBMONTANO RELACIONADA CON CAPACIDAD DE CARGA ANIMAL	42
PREFERENCIA DE HÁBITAT DE <i>Odocoileus virginianus thomasi</i> MERRIAM EN DOS EJIDOS GANADEROS DEL SURESTE DE MÉXICO	49

y más artículos de interés...

Estructura

Agroproductividad es una revista de divulgación, auspiciada por el Colegio de Postgraduados para entregar los resultados obtenidos por los investigadores en ciencias agrícolas y afines. En ella se puede publicar información relevante al desarrollo agropecuario, social y otras disciplinas relacionadas, en formato de artículo, nota o ensayo. Las contribuciones son arbitradas y la publicación final se hace en idioma español. La contribución debe tener una extensión máxima de 15 cuartillas, incluyendo las ilustraciones. Deberá estar escrita en Word a doble espacio empleando el tipo Arial a 12 puntos y márgenes de 2.5 cm. Debe evitarse el uso de sangría al inicio de los párrafos. Las ilustraciones serán de calidad suficiente para su impresión en offset a colores, y con una resolución de 300 dpi en formato JPEG, TIFF o RAW.

La estructura de la contribución será la siguiente:

1) Artículos: una estructura clásica definida por los capítulos: Introducción, Resumen, abstract, objetivos, Materiales y Métodos, Resultados y Discusión, Conclusiones y Literatura Citada; 2) Notas, Ensayos y Relatorías: deben tener una secuencia lógica de las ideas, exponiendo claramente las técnicas o metodologías que se transmiten o proponen.

Formato

Título. Debe ser breve y reflejar claramente el contenido. Cuando se incluyan nombres científicos deben escribirse en *itálicas*.

Autor o Autores. Se escribirán él o los nombres completos, separados por comas, con un índice progresivo en su caso. Al pie de la primera página se indicará el nombre de la institución a la que pertenece el autor y la dirección oficial, incluyendo el correo electrónico.

Cuadros. Deben ser claros, simples y concisos. Se ubicarán inmediatamente después del primer párrafo en el que se mencionen o al inicio de la siguiente cuartilla. Los cuadros deben numerarse progresivamente, indicando después de la referencia numérica el título del mismo (Cuadro 1. Título), y se colocarán en la parte superior. Al pie del cuadro se incluirán las aclaraciones a las que se hace mención mediante un índice en el texto incluido en el cuadro.

Figuras. Corresponden a dibujos, gráficas, diagramas y fotografías. Las fotografías deben ser de preferencia a colores. Se debe proporcionar originales en tamaño postal, anotando al reverso con un lápiz suave el número y el lugar que le corresponda en el texto. La calidad de las imágenes digitales debe ceñirse a lo indicado en la tabla comparativa.

Unidades. Las unidades de pesos y medidas usadas serán las aceptadas en el Sistema Internacional.

Citas libros y Revistas:

Bozzola J.J., Russell L.D. 1992. Electron Microscopy: Principles and Techniques for Biologists. Ed. Jones and Bartlett. Boston. 542 p.

Calvo P., Avilés P. 2013. A new potential nano-oncological therapy based on polyamino acid nanocapsules. Journal of Controlled Release 169:10-16

Gardea-Torresdey J.L., Peralta-Videa J.R., Rosa G., Parsons J.G. 2005 Phytoremediation of heavy metals and study of the metal coordination by X-ray absorption spectroscopy. Coordination Chemistry Reviews 249: 1797-1810.

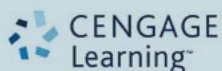
Tabla comparativa.

Centímetros	Pixeles	Pulgadas
21.59×27.94	2550×3300	8.5×11
18.5×11.5	2185×1358	7.3×4.5
18.5×5.55	2158×656	7.3×2.2
12.2×11.5	1441×1358	4.8×4.5
12.2×5.55	1441×656	4.8×2.2
5.85×5.55	691×656	2.3×2.2
9×11.5	1063×1358	3.5×4.5
9×5.55	1063×656	3.5×2.2

Contenido



 **ÍNDICE DE REVISTAS MEXICANAS**
DE DIVULGACIÓN CIENTÍFICA Y TECNOLÓGICA



Master Journal List — Thomson Reuters

Es responsabilidad del autor el uso de las ilustraciones, el material gráfico y el contenido creado para esta publicación.

Las opiniones expresadas en este documento son de exclusiva responsabilidad de los autores, y no reflejan necesariamente los puntos de vista del Colegio de Postgraduados, de la Editorial del Colegio de Postgraduados, ni de la Fundación Colegio de Postgraduados en Ciencias Agrícolas.

3	POTENCIAL ECOTURÍSTICO DEL AGROSISTEMA CACAO (<i>Theobroma cacao</i> L.) CON MONOS SARAGUATOS (<i>Alouatta palliata</i> Gray) EN LA CHONTALPA, TABASCO
11	DISTRIBUCIÓN POTENCIAL DEL MAPACHE (<i>Procyon lotor</i> L.) EN LA SIERRA MADRE ORIENTAL DE MÉXICO
17	DISTRIBUCIÓN POBLACIONAL Y ABUNDANCIA DE LOS PECES ENDÉMICOS DE LA LLANURA DE RIOVERDE, S.L.P., MÉXICO
25	ÁREAS DE INTERACCIÓN ENTRE HUMANOS Y COCODRILOS (<i>Crocodylus acutus</i> Cuvier) EN CHACAHUA, OAXACA, MÉXICO
34	LA FILOGEOGRAFÍA APLICADA EN LA CONSERVACIÓN DE FAUNA SILVESTRE: REVISIÓN Y RESULTADOS
42	CARACTERIZACIÓN DE LA VEGETACIÓN DE MATORRAL SUBMONTANO RELACIONADA CON CAPACIDAD DE CARGA ANIMAL
49	PREFERENCIA DE HÁBITAT DE <i>Odocoileus virginianus thomasi</i> MERRIAM EN DOS EJIDOS GANADEROS DEL SURESTE DE MÉXICO
56	MONITORES COMUNITARIOS PARA LA CONSERVACIÓN E INVESTIGACIÓN PARTICIPATIVA EN ÁREAS NATURALES PROTEGIDAS
62	DENSIDAD Y USO DEL HÁBITAT POR EL VENADO BURA (<i>Odocoileus hemionus eremicus</i> RAFINESQUE) EN COAHUILA, MÉXICO
69	LA COMUNIDAD DE LAS AVES EN TRES HÁBITATS DE LA PLANICIE DE TABASCO, MÉXICO
74	SISTEMAS AGRÍCOLAS COMO REFUGIO DE HERPETOFAUNA EN ZONAS DE ACRECIÓN-RETROCESO Y EROSIÓN COSTERA, EN TABASCO, MÉXICO
80	MANEJO EN CAUTIVERIO DE LA TORTUGA BLANCA (<i>Dermatemys mawii</i> Gray), ESTADO ACTUAL E IMPLICACIONES PARA SU CONSERVACIÓN

Corrección de estilo: Hannah Infante Lagarda

Maquetación: Alejandro Rojas Sánchez

Suscripciones, ventas, publicidad, contribuciones de autores:

Guerrero 9, esquina Avenida Hidalgo, C.P. 56220, San Luis Huexotla, Texcoco, Estado de México.

Teléfono: 01 (595) 928 4703 | jocadena@colpos.mx; jocadena@gmail.com

Impresión 3000 ejemplares.

©Agroproductividad, publicación respaldada por el Colegio de Postgraduados. Derechos Reservados. Certificado de Licitud de Título Núm. 0000. Licitud de Contenido 0000 y Reserva de Derechos Exclusivos del Título Núm. 0000. Editorial del Colegio de Postgraduados, Montecillo, Estado de México, Miembro de la Cámara Nacional de la Industria Editorial Núm. 036.

Impreso en México • Printed in México
PRINTING ARTS MEXICO, S. de R. L. de C. V.
Calle 14 no. 2430, Zona Industrial
Guadalajara, Jalisco, México. C.P. 44940
Fax: 3810 5567
www.tegrafik.com
RFC: PAM991118 DGO

Directorio

Said Infante Gil
Editor General del Colegio de Postgraduados

Rafael Rodríguez Montessoro†
Director Fundador

Jorge Cadena Iñiguez
Director de Agroproductividad

Comité Técnico-Científico

Colegio de Postgraduados—Montecillo
Ma. de Lourdes de la Isla
Dr. Ing. Agr. Catedrática Aereopollución

Ángel Lagunes T.
Dr. Ing. Agr. Catedrático Entomología

Enrique Palacios V.
Dr. Ing. Agr. Catedrático Hidrociencias

Colegio de Postgraduados—Córdoba
Fernando Carlos Gómez Merino
Dr. Ing. Agr. Biotecnología

Colegio de Postgraduados—San Luis Potosí
Fernando Clemente Sánchez
Dr. Ing. Agr. Fauna Silvestre

Luis Antonio Tarango Arámbula
Dr. Ing. Agr. Fauna Silvestre

Instituto de Investigaciones Forestales,
Agrícolas y Pecuarias
Pedro Cadena I.
Dr. Ing. Agr. Transferencia de Tecnología

Carlos Mallen Rivera
M. C. Director de Promoción y Divulgación

Instituto Interamericano de Cooperación
para la Agricultura
Victor Villalobos A.
Dr. Ing. Agr. Biotecnología

Instituto Interamericano de Cooperación
para la Agricultura
(República Dominicana)
Manuel David Sánchez Hermosillo
Dr. Ing. Agr. Nutrición Animal y manejo de Pastizales

Servicio Nacional de Inspección y
Certificación de Semillas
(SNICS-SAGARPA)
Manuel R. Villa Issa
Dr. Ing. Agr. Economía Agrícola.
Director General



Dr. Jorge Cadena Iñiguez

Editorial

Volumen 8 • Número 5 • septiembre–octubre, 2015.

AGRO PRODUCTIVIDAD, presenta en este número resultados relevantes de investigación en el tema de fauna silvestre desarrollados en instituciones de educación superior ubicadas en el sur y sureste de México, además de contribuciones de la red de investigación del Colegio de Postgraduados, fuertemente consolidada en el tema. Las investigaciones reflejan un acercamiento hacia algunas especies silvestres que se encuentran amenazadas o en peligro de extinción, su relación con el entorno, y papel que juegan para el equilibrio de los ecosistemas. Un factor determinante en los programas de conservación animal, es la sensibilización y capacitación de habitantes del medio rural que conviven "indirectamente" con la fauna silvestre, por ejemplo, desarrollar un enfoque de apreciación diferente al tradicional que permita reducir acciones furtivas de cacería, ataque, defensa o depredación, y considere mayor número de acciones sociales y legales para regular actividades humanas en el contexto natural de la fauna silvestre, o bien, fomentar la reproducción en cautiverio con técnicas acorde a los requerimientos de cada especie que faciliten su multiplicación y futura reinserción a las poblaciones naturales. AGRO PRODUCTIVIDAD a través de la difusión de estas investigaciones espera lograr mayor impacto en los programas y políticas públicas relacionadas con el tema de Fauna silvestre en México.

POTENCIAL ECOTURÍSTICO DEL AGROSISTEMA CACAO (*Theobroma cacao* L.) CON MONOS SARAGUATOS (*Alouatta palliata* Gray) EN LA CHONTALPA, TABASCO

ECOTOURISM POTENTIAL OF THE CACAO (*Theobroma cacao* L.) FARMING ECOSYSTEM WITH BLACK HOWLER MONKEYS (*Alouatta palliata* Gray) IN LA CHONTALPA, TABASCO.

Valenzuela-Córdova, B.¹; Mata-Zayas, E.E.^{1*}; Pacheco-Figueroa, C.J.¹; Chávez-Gordillo, E.J.¹; Díaz-López, H.M.¹; Gama, L.¹; Valdez-Leal, J.D.D.¹

¹Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, División Académica de Ciencias Biológicas. Carretera Villahermosa-Cárdenas Km. 0.5 S/N, Entronque a Bosques de Saloya. Villahermosa, Tabasco, México.

***Autor de correspondencia:** ena.mata@ujat.mx

RESUMEN

En el estado de Tabasco, el agrosistema cacao (*Theobroma cacao*) es un cultivo de importancia cultural y económica que actualmente enfrenta presiones para su permanencia. En este agrosistema se asocian elementos de la naturaleza y producción, por lo que se ha argumentado que tiene un potencial ecoturístico que puede ser aprovechado para aportar ingresos económicos a productores y permitir el mantenimiento de especies, como el mono saraguato (*Alouatta palliata*), que han encontrado refugio en este sistema. Se valoró el potencial de ecoturismo en los agrosistemas de cacao, con presencia de monos saraguatos en la Chontalpa, Tabasco, México, mediante el Índice de Potencial Ecoturístico (IPE) en parches de cacao, considerando 10 aspectos en función de la percepción de los pobladores locales, el hábitat favorable para los monos, elementos ecoturísticos y elementos del paisaje. Considerando como idóneo para ecoturismo cuando el IPE es igual o mayor de 6; los valores obtenidos variaron de 5.5 a 6.25, con un valor medio de 6.0. Los resultados mostraron que la Chontalpa tiene el potencial para desarrollar ecoturismo enfocado al avistamiento de monos saraguatos, por lo que si bien representa una alternativa de ingreso que puede ser compatible con la producción y la conservación, se deberán implementar acciones dirigidas que fomenten y garanticen el establecimiento y permanencia de este tipo de iniciativas.

Palabras clave: Ecoturismo, agro sistema, cacao, saraguato, conservación.

ABSTRACT

In the state of Tabasco, the cacao (*Theobroma cacao*) farming ecosystem is a crop of cultural-economic importance that currently faces pressure to remain. In this farming ecosystem, elements from nature and production are associated, so it has been argued that it has an ecotourism potential that can be used to contribute economic income to producers, and to allow the conservation of species like the black howler monkey (*Alouatta palliata*) that have found refuge in this system. The potential for ecotourism in the farming ecosystem, with the presence of black howler monkeys, was evaluated in La Chontalpa, Tabasco, México, through the Ecotourism Potential Index (Índice de Potencial Ecoturístico, IPE) in cacao stands, considering 10 aspects in function of the perception of local inhabitants, the favorable habitat for the monkeys, ecotourism elements and landscape elements. When the IPE is equal or higher than 6 it is considered ideal for ecotourism; the values obtained ranged from 5.5 to 6.25 with an average value of 6.0. Results showed that La Chontalpa has the potential to develop ecotourism focused on sighting of black howler monkeys, so although it represents an alternative for income that can be compatible with production and conservation, actions should be implemented to foster and guarantee the establishment and permanence of these kinds of initiatives.

Keywords: ecotourism, farming ecosystem, cacao, black howler, conservation.



INTRODUCCIÓN

Históricamente, el cacao (*Theobroma cacao*) representa uno de los cultivos más importantes en el estado de Tabasco, México, alrededor del cual se ha desarrollado una cultura que ha prevalecido y arraigado profundamente en las costumbres, gastronomía y comercio (Naranjo-González, 2011). La zona cacaotera más importante se concentra en la Región de la Chontalpa, ubicada al noroeste del estado (Yanes, 1994; López *et al.*, 2000; González y Amaya, 2005). Debido a la fragmentación y deforestación que el paisaje natural ha sufrido en las últimas décadas (Ramos-Reyes *et al.*, 2004), se ha sugerido que los cacaotales pueden ser la principal cobertura arbórea en la Región (González y Amaya, 2005), insertos en un mosaico de parches forestales que se intercalan con pastizales, campos agrícolas y áreas de infraestructuras humanas (Márquez *et al.*, 2005). A pesar de que los cacaotales no sustituyen a un sistema natural, en las zonas tropicales pueden considerarse propicias para apoyar la conservación de la biodiversidad, ya que sirven como refugio de vida silvestre en zonas de amortiguamiento, en áreas naturales o en paisajes altamente fragmentados (Parrish *et al.*, 1999; Rice y Greenberg, 2000; Salgado-Mora *et al.*, 2007; Clough *et al.*, 2009; Beenhouwer *et al.*, 2013). Debido a su composición vegetal multi-estratificada y diversidad de especies arbóreas tanto nativas como exóticas que proporcionan sombra al cacao, se ha demostrado que pueden ser útiles para reducir el uso del suelo y mejorar la presión de los medios de vida rurales (Guiracocha *et al.*, 2001; Bhagwat *et al.*, 2008; Sánchez-Gutiérrez, 2012). Es gracias a las características antes mencionadas que el mono saraguato de manto (*Alouatta palliata* Gray) ha ocupado estos agrosistemas en Tabasco (Figura 1), utilizándolos como refugio y fuente de alimento (Muñoz *et al.*, 2005).

En la actualidad los problemas de enfermedades, así como el decaimiento del precio local del cacao ha causado el abandono de plantaciones, así como el cambio de cultivo o uso de la tierra por parte de los productores (Somarriba y Harvey, 2003), de tal forma que en los últimos años la reducción de los cacaotales ha pasado de 62,385 ha en 2004 (Ramos-Reyes *et al.*, 2004) a 41,298 ha en 2010 (Vázquez-Navarrete *et al.*, 2010). Algunos autores proponen que un manejo apropiado de los cacaotales donde se involucre tanto al sector productivo como al conservacionista puede ayudar al desarrollo sustentable, que beneficie tanto a la economía de

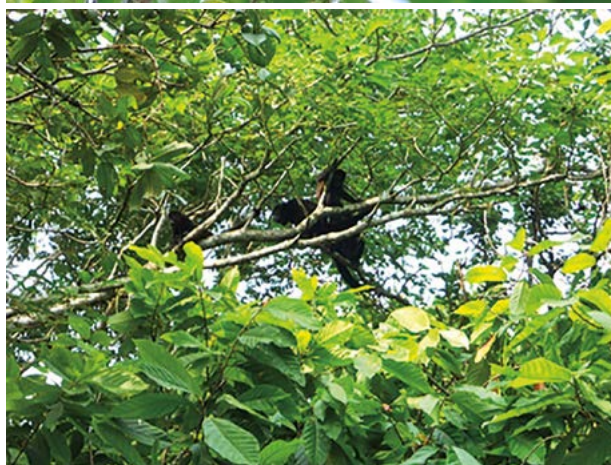


Figura 1. Monos saraguatos (*Alouatta palliata*) en el agrosistema cacao. Fotos: Bertha Valenzuela-Córdova.

los productores como a la conservación de la vida silvestre (Parrish et al., 1999; Sánchez-Gutiérrez, 2012). Esta propuesta se puede implementar para ayudar en la conservación de especies de primates que habitan en estos agrosistemas (Estrada et al., 2012), mediante el desarrollo de proyectos ecoturísticos. Por lo tanto, valorar el agrosistema de cacao con un enfoque ecoturístico y a través de una especie emblemática o bandera, como los monos saraguatos, representa una alternativa para su conservación, además de otras especies asociadas. Bajo esta premisa se valoró el potencial ecoturístico de los cacaotales con presencia del mono saraguato (*Alouatta palliata*) en la Región de la Chontalpa, Tabasco, México.

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio se localiza en la Región de la Chontalpa, en el estado de Tabasco, México. La región ocupa una extensión territorial de 840,774 ha, equivalente a 35% de la superficie estatal. El terreno es plano con ligeras elevaciones al sur, con altitudes de 0 a 300 m (Palma-López et al., 2011). Presenta temperatura promedio de 26.4 °C, humedad de 80% y precipitación anual de 2,052 mm (West et al., 1985). Los principales usos de suelo son: pastizales, agrosistema cacao, acahuales y asentamientos humanos.

El agrosistema cacao está ampliamente fragmentado en la zona; por ello, para llevar a cabo la evaluación del potencial ecoturístico se identificaron y seleccionaron parches de cacao que cumplieran con los siguientes atributos: extensión mayor a 100 ha, porcentaje de porosidad menor a 20%, y presencia confirmada de monos. De lo anterior, únicamente tres parches cumplieron con

dichos atributos y se denominaron A, B y C (Figura 2), con superficies de 330.78 ha, 179.97 ha y 141.01 ha, respectivamente.

Evaluación del potencial ecoturístico en el agrosistema cacao (IPE)

La valoración del potencial ecoturístico se efectuó mediante la adaptación del Método de valoración de la fauna para el Ecoturismo, propuesto por Berovides-Álvarez (2000), que consiste en evaluar 10 elementos o aspectos que puedan tener incidencia positiva (valor = 1) o negativa (valor = 0) de uso con potencial ecoturístico. La sumatoria de la valoración de éstos conforma el Índice de Potencialidad Ecoturístico (IPE), cuyo valor máximo es 10. Se

considera al sujeto evaluado como idóneo para su uso en el ecoturismo cuando éste representa el valor medio +1 del valor máximo, es decir, IPE mayor o igual a 6 (Berovides-Álvarez, 2000). En el presente trabajo el IPE se evaluó para evaluar los parches de cacao como sujeto ecoturístico, usando como especie focal al mono saraguato. Se definieron y evaluaron cuatro funciones en cada parche: I) percepción de los pobladores locales hacia la especie y el ecoturismo, II) disponibilidad de hábitat favorable para los monos, III) elemento ecoturístico y IV) elementos del paisaje. Estas funciones fueron evaluadas en 10 aspectos relacionados con el valor de importancia de cada uno para el ecoturismo (Cuadro 1). Los aspectos de las

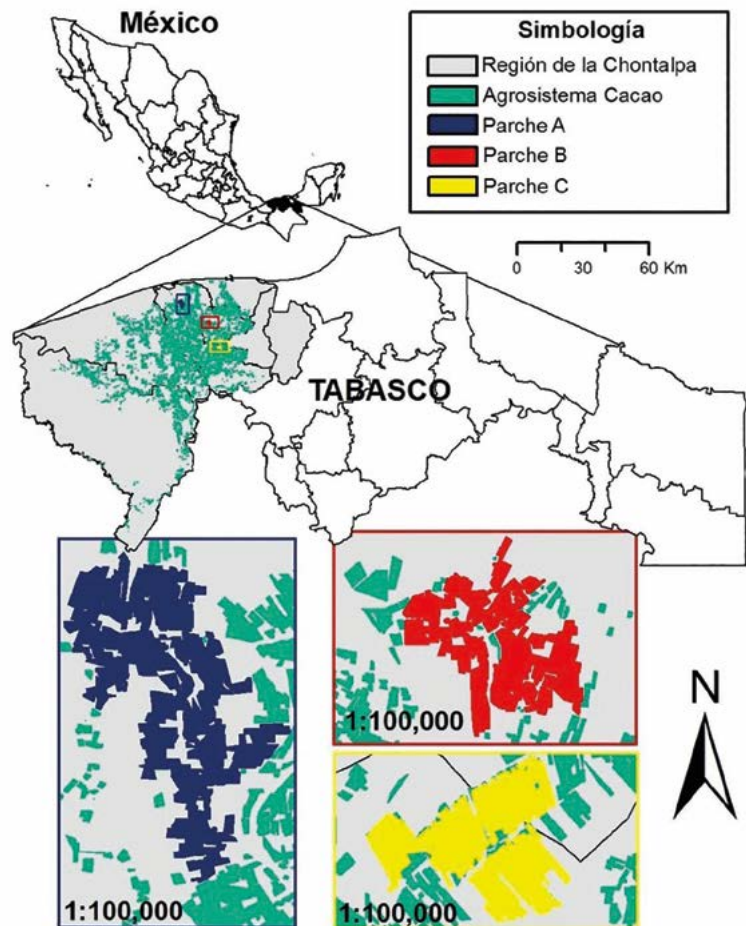


Figura 2. Localización de los parches de cacao seleccionados para la evaluación del IPE en la Chontalpa, Tabasco.

Cuadro 1. Descripción y asignación de valores para cada uno de los aspectos evaluados en el Índice de Potencial Ecoturístico (IPE)						
Función	No.	Aspecto	Descripción	Regla de valoración	Valor	
I. Percepción de los pobladores locales	1	Identificación del mono aullador o saraguato (<i>Alouatta</i> sp.)	Reconocimiento del mono por parte de los pobladores locales. Se consideró el porcentaje de personas que lo identifican en una lámina con imágenes de cuatro especies diferentes: <i>Ateles geoffroyi</i> , <i>Alouatta palliata</i> , <i>A. pigra</i> y <i>Pan troglodytes</i> .	75-100% identificación correcta	1	
				50-74.99% de identificación correcta	0.75	
				25-49.99% de Identificación correcta	0.25	
				0-24.99% de identificación correcta	0	
	2	Aceptación de la presencia de saraguatos	Percepción positiva de propietarios y vecinos sobre la presencia de los monos en el cacaotal. Medida en porcentaje de propietarios y porcentaje de vecinos que está de acuerdo (% SI) o no (% NO) que los monos estén presentes.	Si >50% Propietarios SI y >50% Vecinos SI	1	
				Si >50% Propietarios SI y >50% Vecinos NO	0.75	
				Si >50% Propietarios NO y >50% Vecinos SI	0.25	
				Si >50% Propietarios NO y >50% Vecinos NO	0	
	3	Percepción social del ecoturismo con monos saraguatos	Percepción de propietarios y vecinos en relación al desarrollo de un proyecto ecoturístico en la zona. Medida en porcentaje de propietarios y porcentaje de vecinos que está de acuerdo (%SI) o no (%NO).	Si >50% Propietarios SI y >50% Vecinos SI	1	
				Si >50% Propietarios SI y >50% Vecinos NO	0.75	
				Si >50% Propietarios NO y >50% Vecinos SI	0.25	
				Si >50% Propietarios NO y >50% Vecinos NO	0	
II. Hábitat Favorable para los Monos	4	Disponibilidad de árboles utilizados por los monos saraguatos	Presencia de árboles favorables para la supervivencia de monos saraguatos en cacaotales. Medida en porcentaje de especies de árboles presentes en cacaotales que son usados por los monos.	75-100% especies potencialmente usadas	1	
				50-74.99% especies potencialmente usadas	0.75	
				25-49.99% especies potencialmente usadas	0.25	
				0-24.99% especies potencialmente usadas	0	
	5	Tipo de manejo agrícola del parche	Identificar el uso de agroquímicos en el manejo de los cacaotales (manejo sin agroquímicos o manejo convencional)	>50% Manejo sin agroquímicos	1	
				>50% Manejo convencional	0	
	III. Elemento ecoturístico	6	Accesibilidad a los parches con saraguatos	Determinar el tiempo de recorrido entre el paradero de autobuses más cercano y los parches con presencia de monos.	Recorrido <15 min	1
					15 min > Recorrido < 30 min.	0.75
30 min > Recorrido < 45 min.					0.25	
Recorrido >45 minutos					0	
IV. Elementos del paisaje	7	Distancia de asentamientos humanos	Identificar la cercanía de los asentamientos humanos hacia las tropas de monos saraguatos	Asentamientos lejanos (>1000 m)	1	
				Asentamientos cercanos (0-1000m)	0	
	8	Porosidad del parche por presencia de agricultura de temporal o ganadería	Determinar la extensión de pastizales dentro de los parches (% de Porosidad).	0-24.99% de Porosidad	1	
				25-49.99% de Porosidad	0.75	
				50-74.99 de Porosidad	0.25	
				75-100 de Porosidad	0	
	9	Composición del parche	Determinación de la proporción de vegetación arbórea en el parche con respecto al % de extensión de los asentamientos humanos y carreteras.	75-100% Vegetación arbolada	1	
				50-74.99% Vegetación arbolada	0.75	
				25-49.99% Vegetación arbolada	0.25	
				0-24.99% Vegetación arbolada	0	
	10	Vegetación de la matriz circundante	Determinación de la proporción de vegetación arbórea en la matriz con respecto al % de extensión de los asentamientos humanos, carreteras y pastizales.	75-100% Vegetación arbolada	1	
				50-74.99% Vegetación arbolada	0.75	
25-49.99% Vegetación arbolada				0.25		
0-24.99% Vegetación arbolada				0		

funciones I y II se evaluaron a través de entrevistas de tipo cerrado a propietarios y vecinos de los parches ($n=354$). Las funciones III y IV se cuantificaron cartográficamente en un sistema de información geográfica en el programa ArcGIS 9.3. Cada aspecto tomó valores de entre 0.25 a 1 (Cuadro 1); los mayores a 0.50 se tomaron como incidencia positiva y los inferiores a este valor, como incidencia negativa. Los parches considerados con un potencial ecoturístico idóneo fueron los que obtuvieron un IPE igual o mayor a 6 (Berovides-Álvarez, 2000).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La valoración del potencial ecoturístico mediante el Método de Valoración de la Fauna para el Ecoturismo es una manera relativamente fácil de cuantificar, la cual requiere de información temática, información biológica de especies, criterios (aspectos) y valores de ponderación (Sampedro *et al.*, 2011; Pérez-Vivar *et al.*, 2012). Este método tiene el objetivo de brindar un producto de calidad al turista y compatibilizar el uso de la fauna con su conservación (Rodríguez y Berovides-Álvarez, 2003). La adaptación de este método para el caso de los agrosistemas de cacao con presencia de monos saraguatos permitió estimar el IPE en un cultivo de tradición y atracción turística en el estado de Tabasco. Los valores de IPE para cada uno de los parches de cacao fueron: parche A=5.25, parche B=6.25 y parche C=6 puntos (Cuadro 2).

Los valores estimados de IPE para los parches B y C fueron favorables para el establecimiento de proyectos eco turísticos en la zona de la Chontalpa, enfocados al avistamiento de monos saraguatos. Sin embargo, estos resultados se consi-

deran apenas favorables; por otro lado, el tercer parche, el de mayor extensión, no cumplió con las consideraciones necesarias de potencial requerido. Estos resultados se relacionan con la presencia de actividades que amenazan e impactan directamente al agrosistema cacao en la región, tales como enfermedades, bajo precio, falta de manejadores, derribe de plantaciones, entre otros. La evaluación de la percepción de los pobladores locales hacia la presencia de los monos como a la posible implementación de un proyecto ecoturístico fue favorable en ambos casos. Sin embargo, solo 15% de los encuestados identificó a los monos aulladores (*Alouatta* sp.) de las opciones proporcionadas en la lámina, mientras que el resto no distinguió o confundió a la especie local con el chimpancé (*Pan troglodytes*). Es importante mencionar que estas mismas personas mencionaron que escuchan las vocalizaciones de los monos saraguatos. Una de las posibles causas de la errónea identificación del mono puede ser atribuido a la poca información sobre la biodiversidad local (March, 1994), o bien, al poco interés de algunos pobladores hacia los monos, al no considerarlos como fauna carismática (Groom *et al.*, 1997). La función de hábitat favorable para los monos mostró resultados contrastantes en la evaluación de sus dos aspectos. Por un lado, dentro de los parches están presentes especies de árboles que pueden ser usados por los monos para alimentación y refugio (Solano *et al.*, 1999; González-Picazo *et al.*, 2001; Fuentes *et al.*, 2003; Franco, 2002); sin embargo, la mayoría de los productores emplean agroquímicos en el manejo de su cacaotal, lo cual puede tener repercusiones negativas en la salud de los monos. Si bien actualmente es poco el manejo que se realiza en el cacaotal, los agricultores aún usan productos químicos para atacar problemas de plagas (Córdova-Ávalos

Cuadro 2. Evaluación de IPE en tres parches de cacao en La Chontalpa, Tabasco.

Función	Aspecto	Parche		
		A (330.78 ha)	B (179.97 ha)	C (141.01 ha)
I. Percepción de los pobladores locales	1 Reconocimiento de la especie	0	0.25	0.25
	2 Aceptación de la presencia de saraguatos	1	1	1
	3 Percepción social del ecoturismo con monos saraguatos	1	1	1
II. Hábitat favorable para monos	4 Presencia de árboles utilizados por los monos saraguatos	1	1	1
	5 Tipo de manejo agrícola del parche	0	0	0
III. Elemento ecoturístico	6 Accesibilidad a los parches con saraguatos	0.25	1	0.75
IV. Elementos del paisaje	7 Distancia de los asentamientos humanos	0	0	0
	8 Presencia de agricultura de temporal y/o ganadería	1	1	1
	9 Composición del parche	1	1	1
	10 Vegetación de la matriz circundante	0.25	0	0
Índice Potencial Ecoturístico (IPE)		5.50	6.25	6.00

et al., 2001), o bien, han abandonado los cacaotales debido a la baja productividad de las plantaciones, a las enfermedades y a la baja del precio local (Somarriba y Beer, 1999; Córdova-Ávalos, 2001; Somarriba y Harvey, 2003).

Los parches de más fácil acceso fueron B y C, que se encuentran más cercanos a la cabecera municipal. Esto favorece la implementación del ecoturismo, pues la cercanía de comunidades rurales que ofrecen algún tipo de servicio turístico, tiene más posibilidades de éxito (Blanco y Riveros, 2011). Aunque, el incremento vehicular y acceso de vehículos grandes en la zona, puede ser adverso para la fauna, por lo que cualquier proyecto ecoturístico deberá mitigar el posible impacto de las carreteras (Arroyave et al., 2006; Ferrón et al., 2010). Los aspectos que evalúan los elementos del paisaje obtuvieron valores favorables para la presencia de agricultura, la cual fue mínima, y la composición arbórea dentro de los parches, debido a la presencia, además del cacao, de acahuales y vegetación arbolada, como cultivos de mango (*Mangifera indica*), cítricos (*Citrus* sp.) y zapotes (*Pouteria* sp.) (Sánchez-Gutiérrez, 2012). La presencia de pastizales para ganadería, y de monocultivos dentro de los parches resultó ser mínima, lo que favorece la conectividad para el desplazamiento de los monos dentro de los parches evaluados. Por el contrario, al determinar la composición de la matriz circundante, los tres parches obtuvieron un bajo porcentaje de vegetación arbórea, además de estar rodeados de asentamientos humanos. En selvas fragmentadas los monos utilizan la matriz colindante para alimentarse, moverse entre fragmentos y llevar a cabo otras actividades

diarias (Pozo-Montuy et al., 2011). En el caso de los parches evaluados, la condición de la matriz puede afectar la capacidad de las tropas para moverse entre los parches, sobre todo cuando la matriz circundante se compone de pastizales o tierras de cultivo para ganado.

La cercanía de parches con los asentamientos humanos también puede tener un efecto negativo para los monos, originados por posibles conflictos con los humanos, ya sea por el consumo de frutos, la zoonosis y las presiones de caza de estos primates (Estrada et al., 2012). Por ello, es importante y necesario proporcionar la información y orientación adecuadas sobre el mono aullador a los pobladores locales, que fomente que en el corto y mediano plazo se conviertan en sus principales protectores (Correa-Montoya, 2010). Por último, si bien el efecto del desarrollo de alternativas como el Ecoturismo puede generar nuevos empleos y más oportunidades, también puede generar una aculturación y destrucción del estilo de vida tradicional de los pobladores (Riveros y Blanco, 2003).

CONCLUSIONES

La evaluación del IPE mostró que el establecimiento de proyectos ecoturísticos en la zona de la Chontalpa es posible, pues cinco aspectos muestran condiciones favorables para ello; sin embargo, las condiciones más negativas correspondieron a la adición de agroquímicos, asentamientos humanos tan cerca del cacaotal en aumento y poca cobertura arbórea que los rodea, que tiene una influencia directa en la conectividad entre las tropas de monos. La presencia

de éstos en los cacaotales resultó aceptable por los pobladores; sin embargo, se registró que existe desconocimiento de la especie por parte de algunos pobladores. La vegetación arbórea presente dentro de los parches de cacao coincide con muchas de las especies que los monos utilizan en su hábitat natural; por lo tanto, estos agrosistemas pueden proporcionar condiciones necesarias para la subsistencia de estos primates. Los resultados ponen de manifiesto los problemas que enfrentan los cacaotales de la Región de la Chontalpa, principalmente relacionados con las enfermedades, el bajo precio y la falta de manejadores; que llegan a ocasionar el derribe de huertos. La anterior situación puede causar la extinción local de los saraguatos y otros animales que dependen de ellos y que han logrado mantenerse en estos hábitats artificiales. Además, la desaparición de estos agrosistemas puede ocasionar la posible pérdida de tradiciones relacionadas con el cultivo del cacao.

AGRADECIMIENTOS

Los recursos del PROFOCIE 2014 son de carácter público y queda prohibido su uso con fines partidistas o de promoción personal.

Se agradece al apoyo otorgado por la DAC-Biol-UJAT.



LITERATURA CITADA

- Arroyave M.P., Gómez C., Gutiérrez M.E., Múnera D.P., Zapata P.A., Vergara I.C., Andrade L.M., Ramos K.C. 2006. Impacto de las carreteras sobre la fauna silvestre y sus principales medidas de manejo. *Revista EIA* 5: 45-57.
- Beenhouwer D.M., Aerts R., Honnay O. 2013. A global meta-analysis of the biodiversity and ecosystem service benefits of coffee and cacao agroforestry. *Agriculture, Ecosystems and Environmental* 171: 1-7.
- Berovides-Álvarez V. 2000. Método de valoración de la fauna para el ecoturismo. Universidad de la Habana. *Revista Biología* 14(2):108-113.
- Bhagwat S. A., Willis K. J., Birks H. J.B., Whittaker R. J. 2008. Agroforestry: a refuge for tropical biodiversity? *Trends in Ecology and Evolution* 23(5): 261- 267.
- Blanco M., Riveros H. 2011. El agroturismo como diversificación de la actividad agropecuaria y agroindustrial. *Estudios Agrarios* 17(49):117-125.
- Clough Y., Faust H., Tscharntke T. 2009. Cacao boom and bust: sustainability of agroforests and opportunities for biodiversity conservation. *Conservation Letters* 2:197-205.
- Córdova-Ávalos V., Sánchez-Hernández M., Estrella-Chulím N.A., Macías-Layalle A., Sandoval-Castro E., Martínez-Saldaña T., Ortiz-García C.F. 2001. Factores que afectan la producción de cacao (*Theobroma cacao*) En el Ejido Francisco I Madero del Plan Chontalpa, Tabasco, México. *Universidad y Ciencia* 17(34):93-100.
- Correa-Montoya S.M. 2010. Programa de educación ambiental para la conservación del mono saraguato rojo (*Alouatta seniculus*) en el municipio de La Pintada, Antioquia. Pág. 249-256. En: Pereira-Bengoa V., Stevenson P., Bueno M.L., Nassar-Montoya F. (eds.). *Primatología en Colombia: Avances al Principio del Milenio*.
- Estrada A., Raboy B.E., Oliveira L.C. 2012. Agroecosystems and Primate Conservation in the Tropics: A Review. *American Journal of Primatology* 74:696-711.
- Ferrón V., Aragón J.A., Vidal M.D. 2011. La internalización de los costes medioambientales en el transporte de mercancías por carretera. *Cuadernos de Gestión* 11(1):117-139.
- Franco-Guerrero B. 2002. Comparación de los patrones alimenticios de *Alouatta palliata* mexicana en dos hábitats contrastantes: El parque Museo de la Venta y el parque YUMKA, Villahermosa, Tabasco, México. Tesis Licenciatura. División Académica de Ciencias Biológicas, UJAT. 83 p.
- Fuentes E., Estrada A., Franco B., Magaña M., Decena Y., Muñoz D., García Y. 2003. Reporte preliminar sobre el uso de recursos alimenticios por una tropa de monos saraguatos (*Alouatta palliata*) en el parque La Venta, Tabasco. *Neotropical Primates* 11(1): 24-29.
- González-Picazo H., Estrada A., Ortiz-Martínez T. 2001. Consistencias y variaciones en el uso de recursos alimentarios utilizados por una tropa de monos aulladores (*Alouatta palliata*) y deterioro del hábitat en Los Tuxtlas, Veracruz, México. *Universidad y Ciencia* 17(33):27-36.
- González L. V., Amaya G. 2005. Cacao en México: competitividad y medio ambiente con alianzas (diagnóstico rápido de producción y mercadeo). Informe. USAID, From the American People, 80 p.
- Groom M.J., Podolsky R.D., Munn C.A. 1997. El ecoturismo como aprovechamiento sostenido de la vida silvestre: un caso práctico en Madre de Dios, en el sureste de Perú. Capítulo 26. 459-482. En Robinson J.G., Redford K. H., Rabinovich J.E. (eds.) *Uso y conservación de la vida silvestre neotropical*. México.
- Guiracocha G., Harvey C., Somarriba E., Krauss U., Carrillo E. 2001. Conservación de la biodiversidad en sistemas agroforestales con cacao y banano en Talamanca, Costa Rica. *Agroforestería en las Américas* 8(30):7-11.
- López A.P.A., Delgado Ñ.V.C., Azpeitia M.A., Castañeda C. R. 2000. Tecnología para la producción de cacao en Tabasco. ISPROTAB, INIFAP Produce. Villahermosa, Tabasco. 74 p.
- March I. J. 1994. México. Capítulo 2. 41-69. En Carrillo E., Vaughan C. (eds.) *La vida silvestre de Mesoamérica: Diagnóstico y estrategia para la conservación*. Costa Rica.
- Márquez R.I., De-Jong B., Eastmond A., Ochoa G. S., Hernández S., Kantún M. D. 2005. Estrategias productivas campesinas: un análisis de los factores condicionantes del uso del suelo en el oriente de Tabasco, México. *Universidad y Ciencia* 21 (42): 56-72.
- Muñoz D., Estrada A., Naranjo E. 2005. Monos saraguatos (*Alouatta palliata*) en una plantación de cacao (*Theobroma cacao*) en Tabasco, México: aspectos de la ecología alimentaria. *Universidad y Ciencia. Número Especial II*: 35-44.
- Naranjo-González J.A. 2011. Caracterización de productos tradicionales y no tradicionales derivados de cacao (*Theobroma cacao* L.) en el estado de Tabasco, México. Tesis de Maestría. Colegio de Postgraduados. 60 p.
- Palma-López, D.J., Vázquez-Navarrete, C.J., Mata-Zayas E.E., López-Castañeda A., Morales-Garduza M.A., Chablé-Pascual R., Contreras-Hernández J., Palma-Cancino D.Y. 2011. Zonificación de ecosistemas y agroecosistema susceptibles de recibir pagos por servicios ambientales en la Chontalpa, Tabasco. Colección Bicentenario José Narciso Roviroso. Secretaría de Recursos Naturales y Protección Ambiental, 139 p.
- Parrish J., Reitsma R., Greenberg R., McLarney W., Mack R., Lynch J. 1999. Los cacaotales como herramienta para la conservación de la biodiversidad en corredores biológicos y zonas de amortiguamiento. *Agroforestería en las Américas* 6(22): 16-19.
- Pérez-Vivar M.A., González-Guillén M.J., Valdez-Lazalde R. 2012. Métodos para determinar la aptitud ecoturística de áreas forestales. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*. 18(3):271-289.
- Pozo-Montuy G., Serio-Silva J.C., Bonilla-Sánchez Y.M. 2011. Influence of the landscape matrix on the abundance of arboreal primates in fragmented landscapes. *Primates* 52:139-147.
- Ramos-Reyes R., Palma-López D.J., Ortiz-Solorio C.A., Ortiz-García C.F., Díaz-Padilla G. 2004. Cambios de uso de suelo mediante técnicas de sistemas de información geográfica en una región cacaotera. *TERRA Latinoamericana* 22(3): 267-278.
- Rice R.A., Greenberg R. 2000. Cacao cultivation and the conservation of biological diversity. *AMBIO* 29(3):167-173.
- Riveros S.H., Blanco M.M. 2003. El agroturismo, una alternativa para revalorizar la agroindustria rural como mecanismo de desarrollo local: Documento técnico. Perú. PRODAR II. 34 p.

- Rodríguez R., Berovides-Álvarez V. 2003. Evaluación de taxocenosis animales para el uso en el ecoturismo. Universidad de La Habana, Revista Biología 17(1):42-46.
- Sampedro M.A., Álvarez P.A., Domínguez L.M., Herrera M.I. 2013. Especies promisorias para el ecoturismo en "Campo Aventura Roca Madre", Toluviéjo-Sucre, Colombia. Revista MVZ Córdoba 18(1):3387-3398.
- Salgado-Mora M.G., Ibarra-Núñez G., Macías-Sámamo J.E, López-Báez O. 2007. Diversidad arbórea en cacaotales del Soconusco, Chiapas, México. INTERCIENCIA 32(11):163-168.
- Sánchez-Gutiérrez F. 2012. Recursos maderables en el sistema agroforestal cacao en Cárdenas, Tabasco. Tesis de Maestría. Colegio de Postgraduados. 77 p.
- Solano S.J., Ortiz-Martínez T.J., Estrada A., Coates-Estrada R. 1999. Uso de plantas como alimento por *Alouatta palliata* en un fragmento de selva en los Tuxtlas, México. Neotropical Primates 7(1): 8-11.
- Somarriba E., Beer J., 1999. Sistemas agroforestales con cacao en Costa Rica y Panamá. Agroforestería en las Américas 6(22):7-11
- Somarriba E., Harvey C. 2003. ¿Cómo integrar simultáneamente producción sostenible y conservación de biodiversidad en cacaotales orgánicos indígenas? Agroforestería en las Américas 10(37-38):12-17.
- Vázquez-Navarrete C.J., Mata-Zayas E.E., Palma-López D.J. 2010. Valoración económica de los servicios ambientales de los humedales de la Chontalpa, Tabasco: un enfoque exploratorio a nivel local. 493-508 pag. En: Botello A.V., Villanueva-Fragoso S., Gutiérrez, J., Rojas Galaviz J.L. (Ed.) Vulnerabilidad de las zonas costeras mexicanas ante el cambio climático.
- West R.C., Psuty N.P., Thom B.G. 1985. Las tierras bajas de Tabasco en el Sureste de México. Gobierno del Estado de Tabasco. 409 p.
- Yanes G.M. 1994. El cacao: origen, cultivo e industrialización en Tabasco. UJAT. Villahermosa. 87 p.



DISTRIBUCIÓN POTENCIAL DEL MAPACHE (*Procyon lotor* L.) EN LA SIERRA MADRE ORIENTAL DE MÉXICO

POTENTIAL DISTRIBUTION OF RACCOON (*Procyon lotor* L.) IN THE SIERRA MADRE ORIENTAL, MÉXICO

Espinoza-García, C.R.¹; Martínez-Calderas, J.M.^{2*}; Palacio-Núñez, J.²

¹Instituto Tecnológico Superior de Irapuato. Departamento de Licenciatura en Biología. Carretera Irapuato-Silao, km 12.5, Irapuato, Guanajuato. 36821, México. ²Colegio de Postgraduados, Campus San Luis Potosí. Iturbide 73, Salinas de Hidalgo, San Luis Potosí. 78620, México.

*Autor de correspondencia: jesusmanuel@colpos.mx

RESUMEN

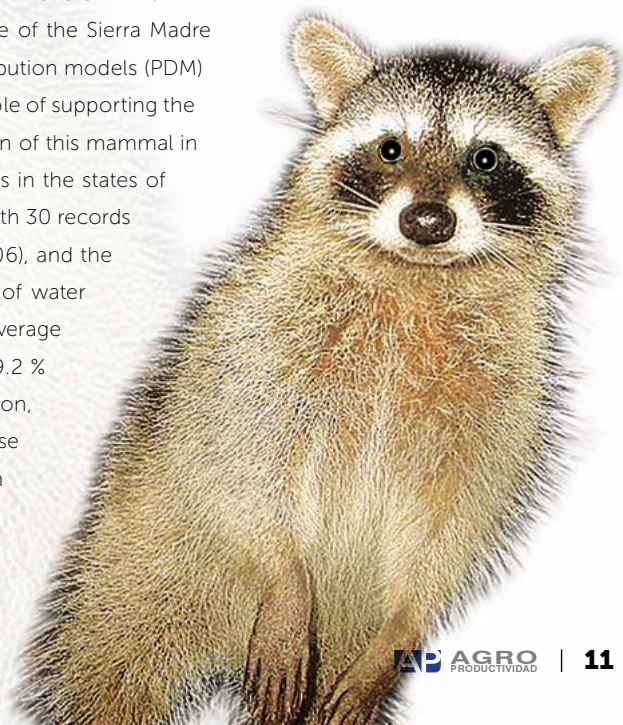
El mapache (*Procyon lotor* L.) es un carnívoro mediano sobre cuyo estado poblacional y hábitat aún se conoce poco en algunas zonas del país, como es el caso de la región central de la Sierra Madre Oriental (SMOr). Recientemente se ha incrementado la aplicación de modelos de distribución potencial (MDP) para localizar áreas que reúnan condiciones ambientales capaces de soportar la población de una especie determinada. En el presente trabajo, mediante el algoritmo MaxEnt, se predijo la distribución potencial de este mamífero en la SMOr, considerando áreas de los estados de Guanajuato, Querétaro y San Luis Potosí. El modelo se realizó con 30 registros y 10 variables ambientales. La calidad fue buena ($AUC=0.984\pm 0.006$) y las variables que contribuyeron mayormente al modelo fueron: distancia a cuerpos de agua (25.6%), isoterma (22.4%), tipo de vegetación (12.7%), cobertura vegetal (9.3%) y densidad de población humana (7.6%). El modelo estimó 39.2% (161,685 km²) del área de estudio como hábitat adecuado para la distribución del mapache y la mayor área potencial fue al suroeste del sitio de estudio por presentar mayor hábitat continuo, a diferencia de la región norte y sur donde se presentaron parches aislados de vegetación.

Palabras clave: prociónido, carnívoro mediano, distribución potencial, MaxEnt.

ABSTRACT

Raccoons (*Procyon lotor* L.) are medium-sized carnivores about which little is still known in certain regions about their population and habitat status; that is the case of the Sierra Madre Oriental (SMOr) central region. Recently, the application of potential distribution models (PDM) has increased, to locate areas that present environmental conditions capable of supporting the population of a determinate species. In this study, the potential distribution of this mammal in the SMOr was predicted through the MaxEnt algorithm, considering areas in the states of Guanajuato, Querétaro and San Luis Potosí. The model was carried out with 30 records and 10 environmental variables. The quality was good ($AUC=0.984\pm 0.006$), and the variables that contributed most to the model were: distance to bodies of water (25.6%), isothermal condition (22.4%), types of vegetation (12.7%), plant coverage (9.3%) and density of human population (7.6%). The model estimated 39.2% (161,685 km²) of the study area as adequate habitat for raccoon distribution, and the largest potential area was the southwest of the study area because there was more continuous habitat, compared to the north and south region, where there were isolated vegetation patches.

Keywords: procyonids, medium-sized carnivore, potential distribution, MaxEnt.



INTRODUCCIÓN

El mapache

(*Procyon lotor* L.) es un carnívoro mediano de amplia distribución. En México habita prácticamente en todo el país, excepto en el centro de la península de Baja California (Hall, 1981; Ceballos y Arroyo-Cabrera, 2013). A pesar de que es la especie más estudiada de los siete miembros de la familia Procyonidae presentes en México (Ceballos y Arroyo-Cabrera, 2013), no se ha investigado mucho en cuanto a su distribución y requerimientos de hábitat (Carrillo *et al.*, 2001; Timm *et al.*, 2008). Los modelos de distribución potencial (MDP) determinan las áreas con las condiciones ambientales propicias para la población de una especie (Peterson *et al.*, 2011), y son de especial importancia para cubrir los huecos de conocimiento de esta especie. El objetivo de este estudio fue generar un MDP para el mapache en la región central de la Sierra Madre Oriental (SMOr), y conocer las principales variables que explican su distribución potencial.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se realizó en la región central de la SMOr, en la porción correspondiente a los estados de San Luis Potosí, Guanajuato y Querétaro, con un área total de 413,102.5 km² (Figura 1). La topografía es de muy rugosa y escabrosa a ondulada y plana, con condiciones climáticas templadas a cálidas, precipitación media anual en el gradiente de 300 mm a 3,000 mm (INEGI, 2011). La altitud oscila entre 200 m y 3,600 m (INEGI, 2008). Los principales tipos de vegetación son: bosque de encino, bosque de encino-pino, bosque de pino-encino, bosque mesófilo de montaña, selva alta perennifolia, selva mediana subcaducifolia, selva baja caducifolia, matorral xerófilo, matorral desértico rosetófilo, matorral crasicaule, matorral submontano y mezquite (Rzedowski, 2006).

Obtención de registros

Se recabaron registros del mapache por medio de bases de datos y trabajo de campo. Se utilizó el facilitador de bases de datos de Global Biodiversity Information Facility (GBIF), de la Unidad Informática para la Biodiversidad (UNIBIO) y de las bases de datos en línea de proyectos de SNIB-CONABIO (López-Wilchis, 1998; León-Paniagua, 1999; León-Paniagua *et al.*, 2001). El trabajo de campo se realizó por medio de entrevistas, colecta de rastros y fototrampeo (Figura 2). Se realizaron 280 entrevistas en comunidades entre mayo de 2006 y agosto de 2010, siguiendo la técnica de Rabinowitz (1997), dirigidas a peleteros, cazadores y campesinos, tanto pequeños propietarios como ejidatarios. Se usó una cla-

sificación según los criterios propuestos por Tewes y Everett (1986), dependiendo de la confiabilidad de las respuestas, basados en una descripción confiable y en el posterior reconocimiento de la especie por parte del entrevistado, discerniendo entre fotografías de distintos animales (Rabinowitz, 1997). Los sitios señalados de presencia confiable fueron georreferenciados y sirvieron de base para la búsqueda de rastros, tales como huellas, y para establecer sitios para foto trampeo. Para esto último, se usaron 20 trampas cámara de diferentes modelos, con un esfuerzo de muestreo de cuatro meses, dos en 2007 y dos en 2008, en 45 localidades, dando un total de 6,380 noches trampa.

Elaboración del Modelo de distribución potencial

Se consideraron 29 variables en formato ráster, con resolución de 1 km²: 19 variables bioclimáticas de WorldClim 1.4 (Hijmans *et al.*, 2005), tipo de suelo (INEGI, 2007), cobertura vegetal (Hansen *et al.*,

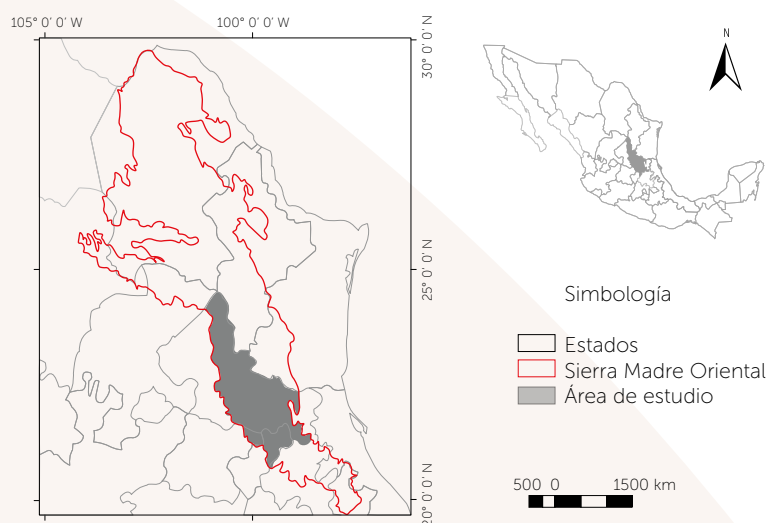


Figura 1. Área de estudio que involucra parte de los estados de Guanajuato, Querétaro y San Luis Potosí en la región centro de la Sierra Madre Oriental (SMOr).

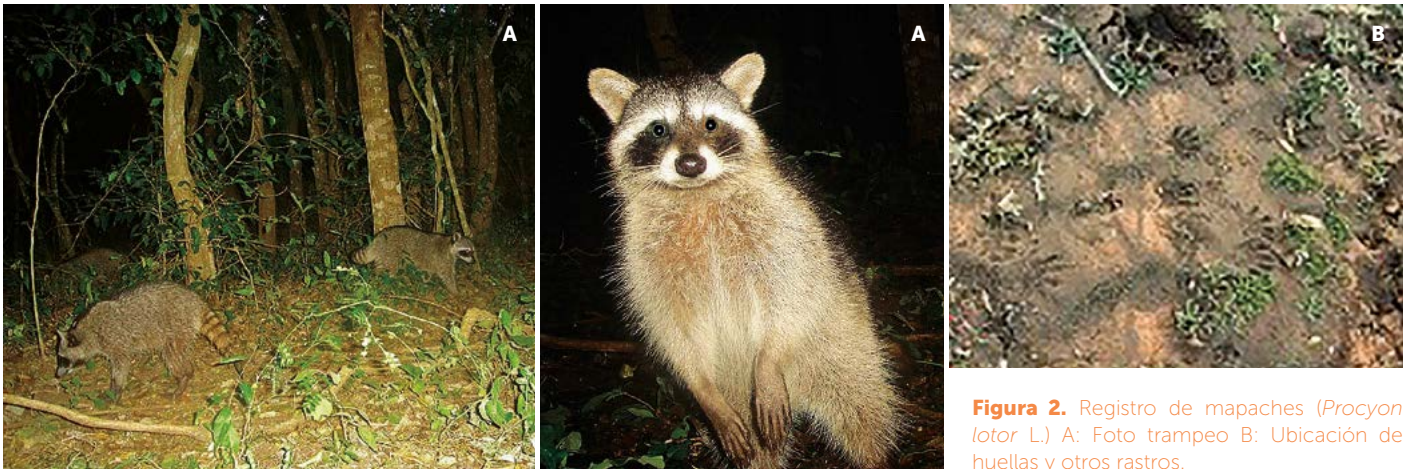


Figura 2. Registro de mapaches (*Procyon lotor* L.) A: Foto trampeo B: Ubicación de huellas y otros rastros.

2000), tipo de vegetación (INEGI, 2005), distancia a cuerpos de agua (INEGI, 2004), tres derivadas del modelo digital de elevación (altitud, orientación y pendiente) (INEGI, 2008) y dos capas de aspectos antrópicos (INEGI, 2004; CIAT, 2005). Para minimizar la colinealidad entre las variables se realizó una correlación de Pearson con el programa ENM Tools 1.4 (Warren *et al.*, 2009), seleccionándose solo las variables con valores $|r| < 0.7$ (Dormann *et al.*, 2013). Para el modelado se utilizó el algoritmo MaxEnt versión 3.3.3k (Phillips *et al.*, 2006), donde 70% de los datos se usaron para construir el modelo y 30% para evaluarlo y validarlo. Se consideró el área bajo la curva (AUC) generada por el algoritmo para evaluar la calidad del modelo, obteniendo una salida gráfica que muestra la sensibilidad (capacidad de discriminación de la presencia) contra la especificidad (capacidad de discriminación de la ausencia). Mediante una prueba de Jackknife se evaluaron las variables en el modelo y se obtuvo el porcentaje de aportación de cada una. Por último, se creó el mapa final de distribución potencial del mapache en la región central de la SMOr utilizando ArcGIS 9.2 (ESRI, 2006).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se obtuvieron 30 registros de mapache para la región centro de la SMOr; seis pertenecen a bases de datos y 24 de trabajo de cam-

po (un avistamiento, 19 rastros y cuatro capturas con foto trampeo), y todos estos registros fueron utilizados para la realización del modelo. Éstos fueron localizados en vegetación tropical (selva alta perennifolia y selva baja caducifolia 40.2%), pastizales (26.6%), vegetación templada (bosque de encino, encino-pino y mesófilo de montaña 13.3%), áreas agrícolas (10%), matorral submontano (6.6%) y área urbana (3.3%). En relación con la cobertura vegetal, 53.4% de los registros se ubicaron en vegetación cerrada (>75% de cobertura aérea) y 36.4% en áreas de cobertura alta de pastizales y sus asociaciones. El resto (10.2%) se presentó en matorrales y áreas de cultivo. Se obtuvo un modelo confiable (AUC=0.984±0.006) (Figura 3) donde, para explicar la distribución potencial, 10 variables presentaron valores de $|r| < 0.7$. La mayor contribución presentaron la distancia a cuerpos de agua, la isothermalidad, el tipo y cobertura vegetal, y la densidad humana (Cuadro 1).

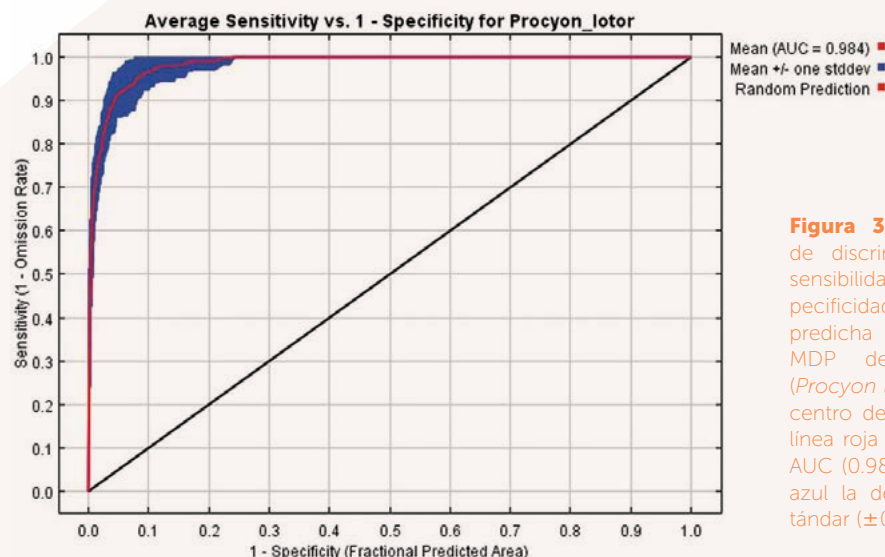


Figura 3. Capacidad de discriminación de sensibilidad versus especificidad del área predicha del AUC del MDP del mapache (*Procyon lotor* L.) en el centro de la SMOr. La línea roja representa el AUC (0.984) y la franja azul la desviación estándar (± 0.006).

La variable distancia a cuerpos de agua (Figura 4) contribuyó significativamente al MDP de esta especie y 63% de los registros se localizaron a 0 m, a 1,000 m. Esta especie es adaptable a diferentes condiciones de hábitat, siempre y cuando tenga agua cercana (Guerrero *et al.*, 2000; Valenzuela, 2005), y se considera que es un factor primario que influye en su distribución y abundancia (Henner-Lotze y Anderson, 1979; Valenzuela, 2005). La segunda variable en importancia fue isothermalidad o temperatura constante (Bio03), resaltando que ésta no es mencionada en otros estudios como importante. En condición de temperatura muy baja los mapaches reducen su actividad, aunque no hibernan (Schneider *et al.*, 1971; Glueck *et al.*, 1988; Kamler y Gipson 2003). Sin embargo, en el área de estudio las condiciones climáticas registradas para el gradiente altitudinal son de templadas a cálidas. Si bien la mayoría de los registros se ubicaron en sitios boscosos, con cobertura vegetal alta, también se localizaron en zonas de pastizal, e incluso, en áreas de cultivo. En general, las zonas de selvas y bosques proporcionan gran disponibilidad de recursos y protección (Endres y Smith, 1993), pero sitios menos vegetados, como pastizales, también son utilizados por el mapache (Kamler y Gipson, 2003). Finalmente, la variable de densidad poblacional humana contribuyó significativamente al MDP, ya que su presencia en áreas agrícolas suele estar relacionada a cercanía de agua con vegetación natural densa en las orillas (Valenzuela, 2005), y se le considera como plaga agrícola por ocasionar daños en diversos cultivos (Ceballos y Galindo, 1984; Guerrero *et al.*, 2000; Valenzuela, 2005). El mapache se reporta como oportunista; además de causar daños a cultivos, también acude a basureros o depreda pequeños animales



Figura 4. Cuerpos de agua y vegetación densa como variables importantes para la distribución del mapache (*Procyon lotor* L.) en el centro de la SMOr.

Cuadro 1. Contribución de las variables ambientales al MDP del mapache (*Procyon lotor* L.) en el centro de la SMOr.

Variable	Contribución al modelo (%)
Distancia a cuerpo de agua	25.6
Isotermalidad (Bio3)	22.4
Tipo de vegetación	12.7
Cobertura vegetal	9.3
Densidad de población humana	7.6
Precipitación estacional (Bio15)	6.5
Orientación de la pendiente	5.8
Pendiente	4.2
Altitud	2.7
Temperatura estacional (Bio4)	2.4
Tipo de suelo	0.8

de granja (*i. e.* Rosatte *et al.*, 1991; Prange *et al.*, 2003; Valenzuela, 2005; Bozek *et al.*, 2007). En el área de estudio la población humana suele concentrarse en pequeñas y medianas poblaciones, pero también se encuentran casas aisladas o dispersas en la zona, lo cual no parece ser un factor limitante para la presencia de esta especie.

De la superficie total del área de estudio, sólo 39.2% (161,685 km²) es hábitat adecuado para la distribución del mapache. Las principales áreas se registraron en la parte sur y el sureste, y parches aislados en el norte (Figura 5). La zona presenta un paisaje fragmentado (Figura 6) donde existen remanentes de vegetación cerrada en terrenos con pendientes pronunciadas, frecuentemente escabrosas, impráctico para la agricultura y la ganadería (Reyes *et al.*, 2014). La supervivencia de las especies



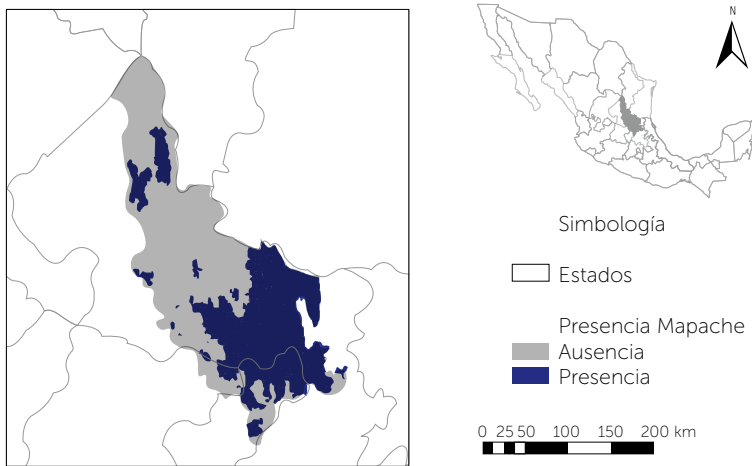


Figura 5. Distribución potencial del mapache (*Procyon lotor* L.) en la región central de la SMOr. El color azul indica sitios con posible presencia y el gris a los sitios con nula posibilidad.

en los hábitats fragmentados depende de su habilidad para moverse entre parches, acceder a los recursos necesarios, conservar su diversidad genética y mantener su capacidad reproductiva como población (Nupp y Swihart, 2000; Gehring y Swihart, 2004). Es fundamental considerar estos puntos en planes de conservación para esta y otras especies dentro del área de estudio donde se deberán considerar conectividad mediante corredores ecológicos que permitan su movilidad y su intercambio genético y, de esta manera, garantizar su permanencia a largo plazo.

CONCLUSIONES

La distribución potencial del mapache en la porción centro Sierra Madre Oriental de México está influida básicamente por la cercanía a cuerpos de agua y la presencia de bosques o selvas con cobertura vegetal densa. La mayor área de distribución potencial se presentó al sureste del sitio de estudio y para el área restante la distribución aparece en superficies fragmentadas (parches) aisladas. Si bien esta es una especie oportunista y adaptable con la presencia humana, su viabilidad a largo plazo depende de que siga contando con hábitat propicio y mantenga su diversidad genética mediante conectividad.

LITERATURA CITADA

Bozek C., Prange S., Gehrt S. 2007. The influence of anthropogenic resources on multi-scale habitat selection by raccoons. *Urban Ecosystems*. 10(4): 413-425.

- Carrillo E., Wong G., Rodríguez M. 2001. Hábitos alimentarios del mapachín (*Procyon lotor*) (Carnivora: Procyonidae) en un bosque muy húmedo tropical costero de Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*. 49(3-4): 1193-1197.
- Ceballos G., Arroyo-Cabral J. 2013. Lista actualizada de los mamíferos de México 2012. *Revista Mexicana de Mastozoología (Nueva Época)*. 2(1): 27-80.
- Ceballos G., Galindo C. 1984. Mamíferos Silvestres de la Cuenca de México. LIMUSA-Instituto de Ecología. México. 299 p.
- Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT), United Nations Environment Program (UNEP), Center for International Earth Science Information Network (CIESIN), Columbia University, The World Bank. 2005.



Figura 6. El hábitat fragmentado por actividad agropecuaria es uno de los principales problemas para mantener poblaciones viables del mapache (*Procyon lotor* L.).



- Latin American and Caribbean Population Data Base. Version 3. Fecha de consulta: 19/07/13. Disponible en: <http://www.na.unep.net/datasets/datalist.php3> ó <http://gisweb.ciat.cgiar.org/population/dataset.htm>
- Dormann C.F., Elith J., Bacher S., Buchmann C., Carl G., Carré G., García-Marqu岸ez J.R., Gruber B., Lafourcade B., Leitão P.J., Münkemüller T., McClean C., Osborne P.E., Reineking B., Schröder B., Skidmore A.K., Zurell D., Lautenbach S. 2012. Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography*, 36(1): 27-46.
- Endres K., Smith W. 1993. Influence of age, sex, season and availability on den selection by raccoons within the central basin of Tennessee. *American Midland Naturalist*. 129: 116-131.
- ESRI. 2006. ArcGIS Desktop 9.2. Environmental System Research Institute. Redlands, California.
- Gehring T.M., Swihart R.K. 2004. Home range and movements of long-tailed weasels in a landscape fragmented by agriculture. *Journal of Mammalogy*. 85: 79-86.
- Glueck T., Clark F., Andrews R. 1988. Raccoon movement and habitat use during the fur harvest season. *Wildlife Society Bulletin*. 16: 6-11.
- Guerrero S., Sandoval M., Zalapa S. 2000. Determinación de la dieta de mapache (*Procyon lotor*) en la costa sur de Jalisco. *Acta Zoológica Mexicana* (n. s.). 80: 211-221.
- Hall E.R. 1981. *Mammals of North America*. Vols. 1 and 2. New York, USA: John Wiley. 1175 p.
- Hansen M., DeFries R., Townsend J.R.G., Sohlberg R. 2000. Global land cover classification at 1 km resolution using a classification tree approach. *International Journal of Remote Sensing*. 21: 1331-1365.
- Henner-Lotze J., Anderson, S. 1979. *Procyon lotor*. *Mammalian Species*. 119: 1-8.
- Hijmans R.J., Cameron S.E., Parra J.L., Jones P.G., Jarvis A. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*. 25: 1965-1978.
- INEGI. 2004. Conjunto de datos vectoriales de la Carta de Topografía, Escala 1:250,000, Serie II. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). Aguascalientes, México.
- INEGI. 2005. 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 (INEGI). Aguascalientes, México.
- INEGI. 2007. Conjunto de datos vectoriales edafológicos. Escala 1:250,000, Serie II, Continuo Nacional. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). Aguascalientes, México.
- INEGI. 2008. Continuo de Elevación Nacional. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática Aguascalientes, México. Fecha de consulta: 25/11/11. Disponible en <http://mapserver.inegi.org.mx>.
- INEGI. 2011. Cartas geográficas de clima, suelo y precipitaciones, Escalas 1: 100,000 y 1: 250,000, Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). Aguascalientes, México.
- Kamler J., Gipson G. 2003. Space and habitat use by male and female Raccoons, *Procyon lotor*, in Kansas. *Canadian Field Naturalist*. 117(2): 218-223.
- León-Paniagua L. 1999. Distribución geográfica de las aves y los mamíferos del estado de Querétaro. Universidad Nacional Autónoma de México. Facultad de Ciencias. Bases de datos SNIB2010-CONABIO. Proyecto No. H160. México, D.F.
- León-Paniagua L., Rojas Soto O.R., Ortiz D. 2001. Distribución geográfica de las aves y los mamíferos de las zonas montañosas de los estados de San Luis Potosí e Hidalgo circundantes de la Sierra Gorda. Universidad Nacional Autónoma de México. Facultad de Ciencias. Bases de datos SNIB2010-CONABIO. Proyecto No. L176. México. D.F.
- López-Wilchis R. 1998. Base de datos de mamíferos de México depositados en colecciones de Estados Unidos y Canadá. Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa. Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. P130. México D. F.
- Nupp T.E., Swihart R.K. 2000. Landscape-level correlates of small mammal assemblages in forest fragments of farmland. *Journal of Mammalogy* 81(2): 512-526.
- Peterson A., Soberón J., Pearson R., Anderson R., Martínez-Meyer E., Nakamura M., Bastos-Araujo M.. (2011). *Ecological Niches and Geographic Distribution*. Princeton and Oxford, USA: Princeton University Press.
- Phillips S.J., Anderson R.P., Schapire R.E. 2006. A maximum entropy modelling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*. 190(3): 231-259.
- Prange S., Gehrt S., Wiggers E. 2003. Demographic factors contributing to high raccoon densities in urban landscapes. *Journal of Wildlife Management*. 67(2): 324-333.
- Rabinowitz A.R. 1997. *Wildlife field research and conservation training manual*. Wildlife Conservation Society. New York. 227p.
- Reyes H., Vázquez B.M., Jasso C., Aguilar M. 2014. Tree species composition in tropical forest remnants of highly deforested regions: the case of the Huasteca Potosina Region, Mexico. *Natural Resources*. 5: 1020-1030.
- Rosatte R., Power M., Macinnes C. 1991. *Wildlife Conservation in Metropolitan Environment*, in: L. Adams, D. Leedy (Eds.). *Ecology of urban skunks, raccoons and foxes in Metropolitan Toronto* (pp. 31-38). National Institute for Urban Wildlife. Columbia, USA.
- Rzedowski J. 2006. *La vegetación de México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, D.F.
- Schneider D., Mech L., Tester J. 1971. Movements of female raccoons and their young as determined by radio-tracking. *Animal Behaviour Monographs*. 4: 1-43.
- Tewes M.E., Everett D. 1986. Status and distribution of the endangered ocelot and jaguarondi in Texas. In: Miller, S.D y D.D. Everett (Eds.), *Cats of the world: biology, conservation and management*. (pp. 147-158). National Wildlife Federation, Washington, D.C.
- Timm R., Cuarón A., Reid F., Helgen K. 2008. *Procyon lotor*. En: UICN 2012. *Lista Roja de la UICN de Especies Amenazadas*. Fecha de consulta: 31/10/14: disponible en: www.iucnredlist.org
- Valenzuela D.G. 2005. Mapache. In: Ceballos G., Oliva G. (Eds), *Los mamíferos silvestres de México*. (Pp. 415-417). FCE.-CONABIO. México.
- Warren D.L., Glor R.E., Turelli M. 2009. ENMTools: a toolbox for comparative studies of environmental niche models. *Ecography*. 33(3): 607-611.

DISTRIBUCIÓN POBLACIONAL Y ABUNDANCIA DE LOS PECES ENDÉMICOS DE LA LLANURA DE RIOVERDE, S.L.P., MÉXICO

POPULATION DISTRIBUTION AND ABUNDANCE OF ENDEMIC FISH IN THE RIOVERDE PLAIN, S.L.P., MÉXICO

Palacio-Núñez, J.¹; Martínez-Montoya, J.F.¹; Olmos-Oropeza, G.^{1*}; Martínez-Calderas, J.M.¹; Clemente-Sánchez, F. ¹; Enríquez, J. ²

¹Colegio de Postgraduados-Campus San Luis Potosí. Iturbide 73. Salinas de Hidalgo, S.L.P, 78620, México. ²Colaborador externo. Ejército Nacional 100, Frac. Ignacio Loyola, Rioverde, S.L.P. 79610. México.

*Autor de correspondencia: olmosg@colpos.mx

RESUMEN

En la llanura de Rioverde, San Luis Potosí, México, existen humedales distribuidos en cinco sistemas de manantiales con sus respectivos arroyos, además del propio Río Verde con especies de peces endémicos. Se desarrolló un estudio para localizar nuevos reservorios para peces endémicos, además de confirmar la presencia de cada especie, estimar su abundancia y posibles amenazas. La localización de reservorios se realizó mediante análisis visual en ArcGIS 9.2, de la banda pancromática del satélite SPOT. La presencia y abundancia de especies se realizó por observación directa mediante buceo libre. Los registros evidenciaron 14 especies de peces, de las cuales cinco son endémicas de la llanura, dos más de la región, dos nativos no endémicos y cinco introducidas. Los endemismos *Tampichthys mandibularis* y *Ataeniobius toweri* mostraron mayor distribución con abundancia alta en algunos sistemas, y media o escasa en otros. La especie *Cualac tessellatus* no se encontró en el sistema uno ni en el Río Verde, en los demás fue abundante. *Herichthys labridens* y *H. bartoni* se registraron en todos los sistemas, exceptuando el Río Verde; el primero abundante y el segundo escaso. *Poecilia mexicana* está de manera amplia y abundante, mientras que *Gambusia panuco* y *P. latipunctata* sólo se encontraron en el sistema cuatro. *T. dichromus* se encontró en el sistema cinco con abundancia media. *Astyanax mexicanus* y *Oreochromis* sp. se registraron en todos los sistemas y fueron las únicas especies en el Río Verde. La presencia de *Ictalurus mexicanus* fue confirmada en los sistemas tres y cuatro, e, *I. furcatus* en este último. Se confirmaron especies endémicas en tres nuevos sistemas de manantiales (1, 2 y 3) que atenúa el riesgo de extinción. Se requieren estudios de distribución, posibles amenazas y planes de manejo que garanticen viabilidad a largo plazo de las especies y su hábitat.

Palabras clave: conservación, análisis de población, humedales aislados, especies amenazadas, especies endémicas.

ABSTRACT

In the Rioverde plain, San Luis Potosí, México, there are wetlands distributed in five natural spring systems, in addition to the green river itself, with endemic fishes. A study was developed to locate new reservoirs for endemic fish, in addition to confirming the presence of each species, estimating their abundance and possible threats. The localization of reservoirs was done through a visual analysis in ArcGIS 9.2, of the panchromatic band of the SPOT satellite. The presence and abundance of species was determined through direct observation while diving. The records showed 14 species of fish, of which five are endemic to the plain, two more to the region, two are native but not endemic, and five introduced. The endemic fish, *Tampichthys mandibularis* and *Ataeniobius toweri*, showed greater distribution with high abundance in some systems, and medium to scarce in others. The species *Cualac tessellatus* was not found in system one or in the Río Verde, although in the others it was abundant. *Herichthys labridens* and *H. bartoni* were found in all the systems, except the Río Verde; the first was abundant and the second scarce. *Poecilia mexicana* is distributed broadly and abundantly, while *Gambusia panuco* and *P. latipunctata* were only found in system four. *T. dichromus* was found in system five with medium abundance. *Astyanax mexicanus* and *Oreochromis* sp. were found in all the systems and were the only species in the Río Verde. The presence of *Ictalurus mexicanus* was confirmed in systems three and four, and *I. furcatus* in the latter. Endemic species were confirmed in three new systems of natural springs (1, 2 and 3), mitigating the risk of extinction. Studies about distribution, possible threats and management plans that guarantee viability in the long-term of the species and their habitats are necessary.

Keywords: conservation, population analysis, isolated wetlands, threatened species, endemic species.

INTRODUCCIÓN

En las zonas áridas o semiáridas los humedales son escasos y son representados frecuentemente por manantiales y cauces aislados que contienen especies de peces endémicos, muchos de ellos restringidos a un solo manantial (Contreras-Balderas, 1997). Esta ictiofauna y su hábitat enfrentan problemas de origen antrópico y, por cambio climático, un número significativo de especies ya se extinguieron o están en riesgo (Williams y Miller, 1990; Contreras-Balderas, 1997). La pérdida de biodiversidad inducida por el hombre es una seria amenaza (Ehrlich y Wilson, 1991); su importancia se valora desde el punto de vista de servicios ambientales (Swaminathan, 2003), de los cuales depende la humanidad (Goodland, 1995). Los fragmentos de hábitat aislados que mantienen biodiversidad endémica deben ser cuidadosamente evaluados (Rubinoff y Powell, 2004). La llanura de Rioverde se encuentra en la zona media de San Luis Potosí, México y es región semiárida. Además del Río Verde, en la zona se reportan 16 manantiales (SARH, 1979), pero existen también arroyos, manantiales y otros humedales no reportados que son parte del mosaico regional y sostienen a una serie de especies de peces endémicos (Aguilera-González *et al.*, 1997). En la llanura en mención existió un gran lago aislado (Labarthe *et al.*, 1989) que propició la aparición de endemismos. Al desaparecer el lago a partir del Plioceno, los peces endémicos fueron quedando restringidos a los cuerpos de agua remanentes (Miller, 1984). De los manantiales mayores en la zona (Media Luna, Los Anteojitos y Los Peroles) fluye agua termal cristalina y son muy atractivos como balnearios. El manantial de mayor tamaño y complejidad es la Media Luna y fue decretado Parque Estatal en 2003; se ha trabajado mucho en infraestructura y manejo enfocado al turismo. Estas acciones, a las que se suma el impacto directo producido por los turistas, frecuentemente han rebasado la capacidad de tolerancia tanto del ecosistema como de las especies que lo habitan (IIZD, 1994; Palacio-Núñez, 2007). Debido a esto y al relativamente pequeño tamaño del sistema de humedal que forma (pese a ser el mayor), los peces que lo habitan están en situación de riesgo de extinción (SEMARNAT, 2010),

de manera tal que las especies *Tampichthys dichromus* y *T. mandibularis* ya desaparecieron en este manantial y los demás endemismos se encuentran en situación crítica (Palacio-Núñez, 2007). Los peces suelen ser indicadores de calidad de hábitats acuáticos y proporcionan el servicio de control de mosquitos, lo cual sería muy caro realizar de otra manera (Palacio-Núñez, 2007). Para poder realizar propuestas y acciones de conservación es fundamental contar con información precisa y actualizada. Tanto los humedales de la llanura de Rioverde como las especies endémicas que los habitan están en riesgo y la información existente sobre ambos es muy pobre, por lo que es fundamental documentar tanto su presencia como el estado del hábitat. En relación con lo anterior, se realizó un estudio para localizar nuevos reservorios para los peces endémicos, confirmar la presencia de cada especie y estimar su abundancia y posibles amenazas.

San Luis Potosí, México. Hidrológicamente pertenece a la cuenca del Pánuco, donde la parte alta del Río Verde está aislada de la parte baja por una serie de cascadas. Esto funciona como una barrera natural que impide el desplazamiento de cualquier pez hacia o desde la llanura, provocando un aislamiento biológico dulceacuícola (Miller, 1984). Además del Río Verde, en la zona existe una serie de humedales de diversa naturaleza que constituyen reservorios de hábitat para los peces. La localización de éstos se realizó mediante análisis visual en ArcGIS 9.2, de la banda pancromática del satélite SPOT (SEDARH, 2007). Las sesiones de muestreo se realizaron en noviembre de 2009, septiembre de 2011, marzo de 2012 y junio de 2014, y para acceder a los sitios se contrataron guías locales. Como resultado se localizaron cinco grupos o sistemas de humedales, además del Río Verde (Figura 1). Los manantiales se representan sobre el modelo digital de elevación generado en ArcGIS 9.2 con base en las curvas de nivel 1:50 000. En cada grupo se visitaron diversos puntos, entre manantiales y arroyos.

Según su naturaleza, los reservorios fueron clasificados en manantiales mayores, intermedios y someros, afloramiento de manto freático, así como los arroyos que generan (Figura 2).

Los peces de la llanura de Rioverde

Se realizó una estimación preliminar de abundancia por medio de observación directa mediante buceo libre, técnica precisa y confiable (Ensign *et al.*, 1995). La estimación de abundancia se basó en esfuerzo de observación y se categorizó en: ausente o no detectada, baja, media, alta y muy alta. En cada sitio se



MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en la llanura de Rioverde, en la zona media del estado de

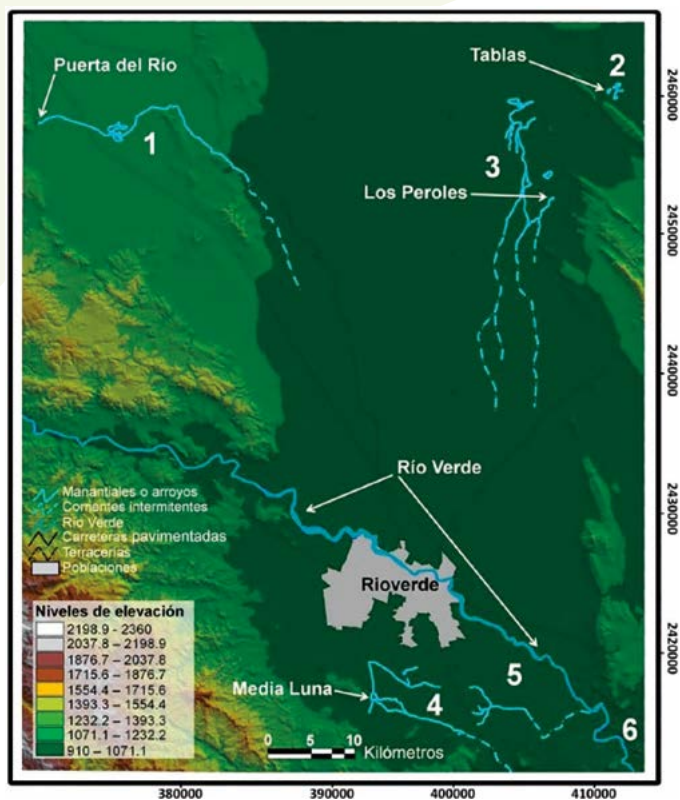


Figura 1. Modelo digital de elevación de la llanura de Rioverde, mostrando los cinco sistemas de manantiales y sus respectivos arroyos, además del Río Verde.

realizaron registros de la cubierta vegetal subacuática y vegetación ribereña, así como de posibles amenazas. Cabe mencionar que las especies, salvo dos del género *Tampichthys* sp., presentan rasgos muy característicos en cuanto a forma y coloración, siendo reconocibles a simple vista, por lo que no fue necesaria su recolecta. Actualmente para la llanura de Rioverde se reconocen 14 especies de peces, de las cuales hay cinco endémicas (E1), dos endemismos más de la cuenca del río Pánuco, incluyendo la llanura de Rioverde (E2), uno nativo, pero con distribución muy amplia, que rebasa la cuenca del Pánuco (Na); uno nativo en la región, incluyendo a algunos puntos dentro de la llanura e introducido en la Media Luna (Na-I); dos endémicos de la cuenca del río Pánuco e introducidos en la llanura de Rioverde (I-E2); uno endémico de las cuencas del Pánuco hasta el Bravo e introducido en la Media Luna y en Los Anteojitos, probablemente na-

tivo en algunos puntos de la llanura (I-E3), y por último, dos más originarios de otro país o región (I). El listado de las especies, así como su situación de riesgo de extinción, se muestra en el Cuadro 1.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La pérdida del patrimonio natural, debida a malas decisiones dirigidas al manejo de los ecosistemas, es resultado de una baja cultura ambiental y carencia de bases científicas. Salvo para la Media Luna y Los Anteojitos, no hay documentación completa y actual de la composición de especies de peces ni de las prácticas de manejo y los efectos que éstas producen a la biota local. Los escasos estudios han registrado acciones agresivas para el ecosistema, con efectos que han repercutido sobre la biota local (IIZD 1994; Palacio-Núñez, 2007; Palacio-Núñez *et al.*, 2010). Afortunadamente, las especies tienen una distribución amplia dentro de la llanura de Rioverde y se ha localizado la presencia de las especies carismáticas de la región en nuevos reservorios. A continuación se describe brevemente cada uno de los sistemas de manantiales y arroyos:

1. Se encuentra al noroeste de la Llanura y está alimentado por una serie de manantiales someros. Nace en el pueblo Puerta del Río, donde sirve como balneario, lavadero de ropa y abrevadero. Forma un único arroyo y algunas porciones pantanosas; posteriormente, el agua es canalizada para

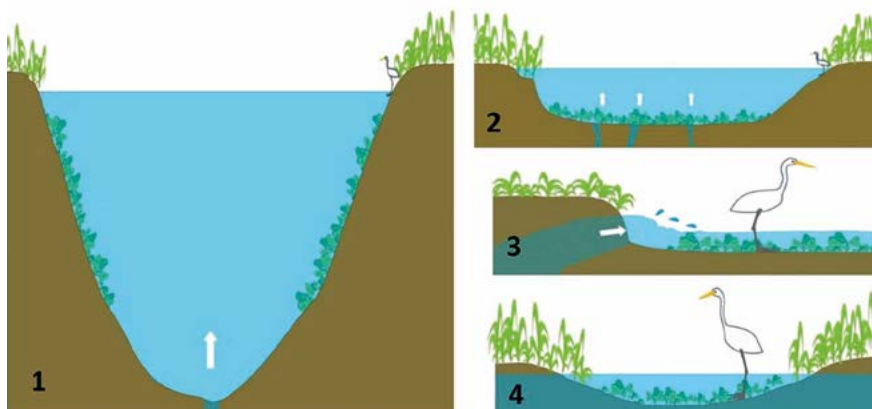


Figura 2. Tipos de humedales localizados en la llanura de Rioverde. 1: Manantiales mayores formados por cráteres volcánicos cónicos, usualmente profundos (>5 m; hasta 34 m en la Media Luna). El agua muy clara fluye del vértice del cráter en la parte más profunda; generan arroyos y tienen alta cobertura vegetal. 2: Manantiales intermedios, con profundidad menor a 5 m; el agua no surge de cráteres definidos, generan arroyos más pequeños y someros. 3: Manantiales someros; el agua fluye casi a nivel del suelo. Pueden o no formar pequeños lagos, pero generan arroyos que son el cuerpo de agua principal. La profundidad generalmente es menor a 1 m. 4: Afloramientos de manto freático generalmente someros, el agua no fluye.

Cuadro 1. Listado de las especies de peces y su categoría de riesgo de extinción.

Familia	Especie	Distribución	Categoría de riesgo	
			NOM-059	IUCN
Cyprinidae	<i>Tampichthys dichromus</i>	E ¹	A	VU
	<i>T. mandibularis</i>	E ¹	P	CR
Characidae	<i>Astyanax mexicanus</i>	Na	-	LC
Goodeidae	<i>Ataeniobius toweri</i>	E ¹	P	EN
Cyprinodontidae	<i>Cualac tessellatus</i>	E ¹	P	EN
Poeciliidae	<i>Gambusia panuco*</i>	I-E ²	-	-
	<i>Poecilia mexicana</i>	Na-I	-	-
	<i>P. latipunctata*</i>	I-E ²	P	CR
Cichlidae	<i>Herichthys bartoni</i>	E ¹	P	VU
	<i>H. labridens</i>	E ²	A	EN
	<i>H. cyanoguttatum</i>	I-E ³	-	-
	<i>Oreochromis sp.</i>	I	-	-
Siluridae	<i>Ictalurus mexicanus</i>	E ²	A	VU
	<i>I. furcatus*</i>	I	-	LC

NOM-059: A=Amenazado, P=Peligro de extinción. IUCN: LC=Preocupación menor, VU=Vulnerable 2, EN=Peligro de extinción, CR=Peligro crítico. *Observados exclusivamente en el manantial de la Media Luna.

riego agrícola. Vegetación subacuática escasa. No hay evidencia de interconexión acuática con otros sistemas.

- Adyacente al poblado de Tablas; se encuentra muy aislado de otros sistemas. Está formado por una serie de manantiales mayores y algunos someros, con zonas pantanosas y arroyos que se intercomunican. No se observaron amenazas serias.
- Es con mucho el mayor. Lo alimenta una serie de manantiales de todos los tipos, incluyendo algunos afloramientos sin arroyos. El sitio más famoso aquí es el manantial de Los Peroles, con uso turístico moderado. Muy cambiante entre un sitio y otro. Algunos puntos están muy degradados por uso intenso como abrevadero o criadero de tilapias, pero en general presenta buenas condiciones, sin más amenazas.
- Contiene a la Media Luna y Los Anteojitos, que son los manantiales más grandes y famosos de la zona, pero incluye a otros mayores y algunos someros, y a una serie de arroyos. Presión muy fuerte por uso turístico y manejo mal dirigido.
- Formado por manantiales intermedios y someros. Presenta alta cobertura vegetal y condiciones

buenas para los peces, pero algunas amenazas por turismo y pesca.

- Corresponde a las partes bajas del alto Río Verde. A diferencia de los sistemas anteriores, donde predomina el suelo del fondo de sedimentos de origen lacustre, limo-gravosos, en el río el fondo es gravoso a muy pedregoso. Vegetación acuática muy escasa o ausente. Recibe contaminación urbana.

Respecto a los peces, la presencia y abundancia subjetiva se describe a continuación para cada especie:

Tampichthys dichromus. La especie más escasa y restringida; presente en el sistema 5, por lo que debería cambiar su estatus a peligro crítico de extinción (Figura 3).

Tampichthys mandibularis. Distribución muy amplia. Población escasa en el sistema 1, muy escasa en el 2, media en el 3, muy escasa en el 4 y alta en el 5 (Figura 3). No detectada en el río (sistema 6). Sigue en peligro de extinción debido a su hábitat reducido y susceptible.

Astyanax mexicanus. Es la especie más abundante y con distribución más amplia. Abundancia media en el sistema 1 y 2, muy abundante en todos los demás (Figura 3). Detectada en diferentes puntos del sistema 6.



Figura 3. A: *T. dichromus*, B: *T. mandibularis* y C: *A. mexicanus*. Las especies se muestran en diferentes variantes de su hábitat.

***Ataeniobius toweri*.** Con distribución muy amplia, pero debido a su susceptibilidad, sigue en riesgo de extinción. Población muy baja en el sistema 1, media en el 2 y 4, alta en el 3 y muy alta en el 5 (Figura 4).

***Cualac tessellatus*.** Con distribución muy amplia; es la segunda especie más abundante; se podría considerar cambiar su categoría de riesgo a Vulnerable. No detec-

tado en el sistema 1, abundante en el 2, muy abundante en 3, 5, y media en el 4 (Figura 4).

***Gambusia panuco* y *Poecilia latipunctata*:** Introducidas, presentes solo en manantial de la Media Luna y arroyos que parten de éste; distribución parcial en sistema 4 y población estable en ambos. *Poecilia mexicana*: distribución amplia, población media en sistemas 1, 2, alta en 3, 4 y 5 (Figura 5).

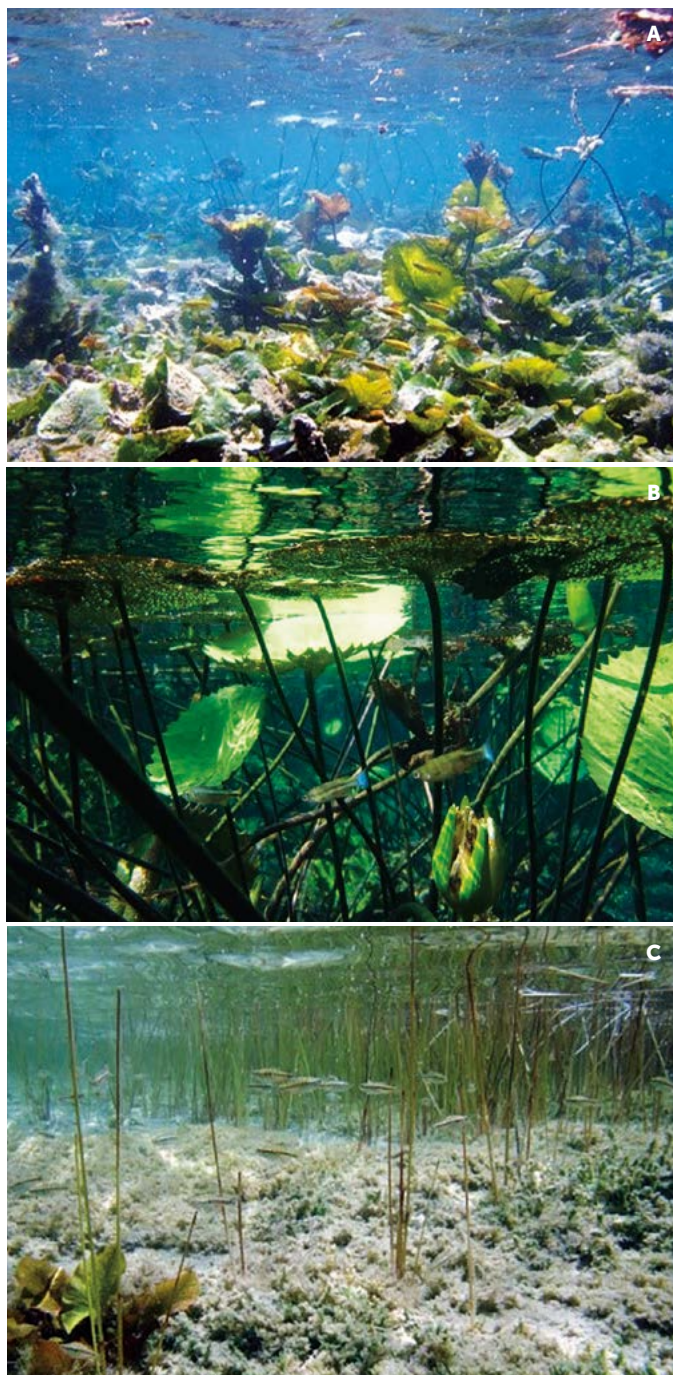


Figura 4. Especies endémicas. A: cardumen de *A. toweri*, B: *A. toweri* machos en el sistema 3, y C: *C. tessellatus* en otro punto del sistema 3.

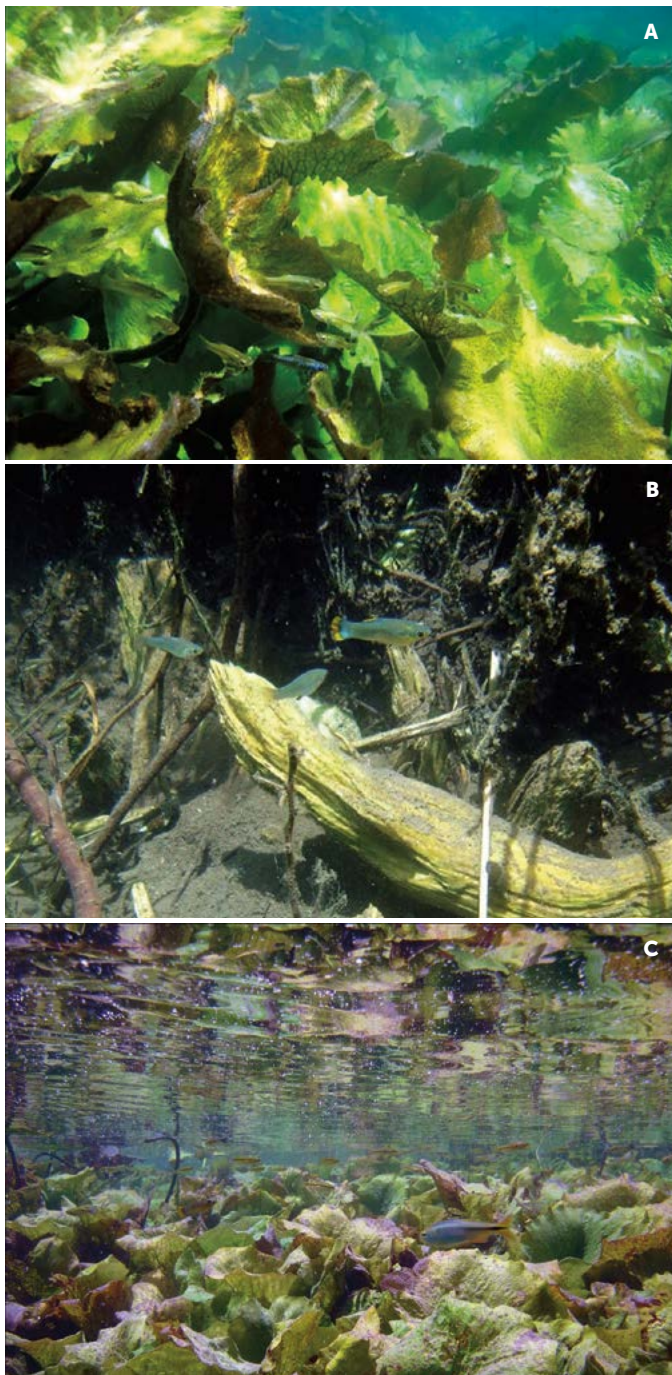


Figura 5. A: *G. panuco* (en varios puntos de la foto) y *P. latipunctata* (en la parte central de la misma, el macho es azul oscuro). B: *P. mexicana* macho y dos hembras, y C: *P. mexicana* macho y un cardumen de *C. tessellatus*.

***Herichthys bartoni*.** De amplia distribución, pero población baja en los sistemas 1, 2 y 4, y media en 3 y 5. Su población en general es escasa dentro de la llanura (Figura 6).

***Herichthys labridens*.** De distribución muy amplia, con población media en los sistemas 1, 2 y 4, y alta en 3 y 5. Su población en general es abundante (Figura 6).

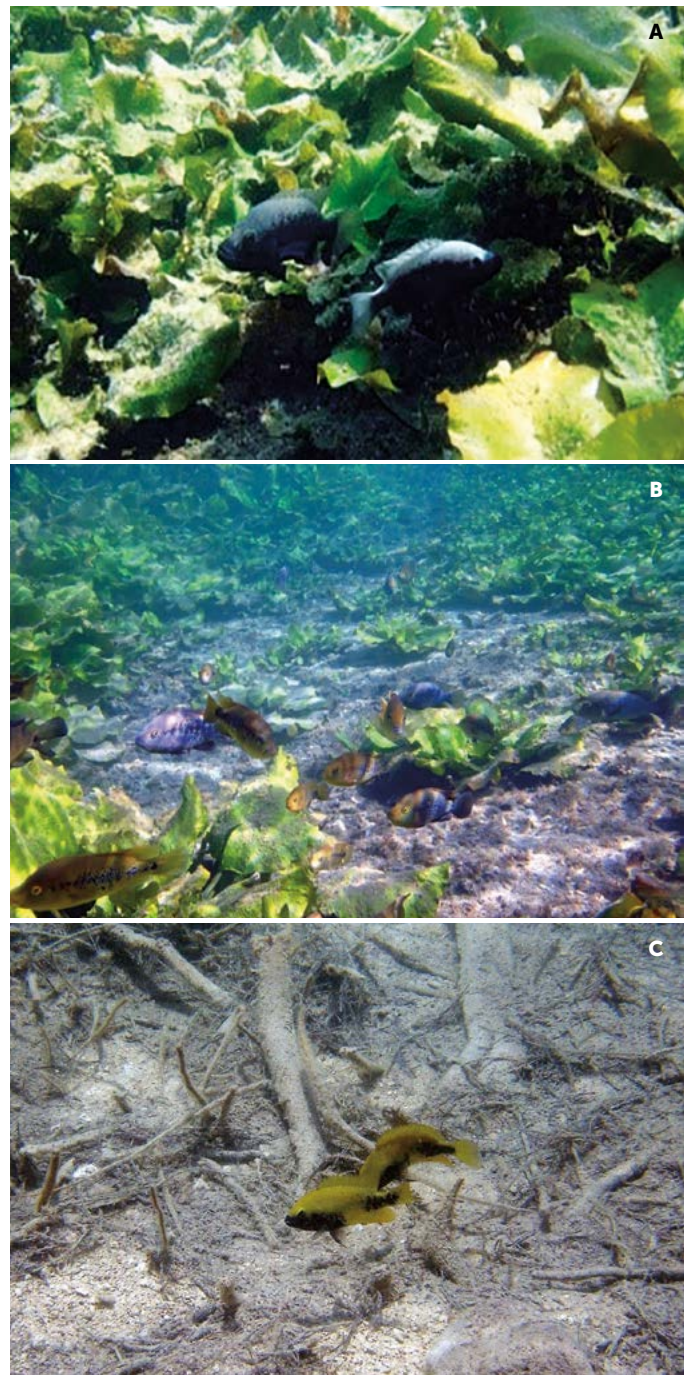


Figura 6. Especies endémicas. A: Pareja típica de *H. bartoni*, B: Cardumen de *H. labridens* y, C: Pareja de *H. labridens* en coloración reproductiva.

***Herichthys cyanoguttatum*.** Distribución amplia, pero con población escasa o muy escasa en la mayoría de los sitios, ausente en la mayoría de los reservorios. Abundancia media solo en el sistema 4 (Figura 7).

***Oreochromis* sp.** Especie introducida de muy amplia distribución, pero ausente o muy escasa en algunos sitios. En general, población media en los sistemas 1, 2, 3 y 5, y muy alta en 4 y 6 (Figura 7).



Figura 7. A: Grupo de *H. cyanoguttatum* juveniles, B: cardumen de *Oreochromis* sp. C: *Ictalurus mexicanus*. Las tres fotos corresponden al sistema 3.

***Ictalurus mexicanus*.** Especie de hábitos nocturnos, detectada solo en los sistemas 3 y 4. Se desconoce su estado poblacional (Figura).

***Ictalurus furcatus*.** Presente solo en el manantial de la Media Luna. Se desconoce su estado poblacional; no hay imágenes de esta especie.

Cabe mencionar que solo en un sitio del sistema 5 se observaron todas las especies nativas. Sin embargo, no se ha registrado algún reservorio o sistema que contenga la misma composición de peces que otro; varían al menos en la abundancia en que las especies aparecen. En un momento dado, en algunos manantiales se observó una población críticamente baja de alguna especie, pero en otra visita esa misma especie presentó un tamaño poblacional saludable, por lo que se asume que los arroyos que surgen de estos manantiales son un buen reservorio adicional para al menos algunas especies, sobre todo cuando hay intercomunicación con otros. La información sobre la distribución de especies ha sido muy pobre. Soto-Galera (2003a b) menciona la presencia de *A. toweri*, además de en Media Luna (sistema 4), en el Río Verde (sistema 6) y en Puerta del Río (sistema 1). Para *C. tessellatus* menciona estas mismas localidades, con excepción de Puerta del Río, así como otros manantiales de los sistemas 4 y 5. Hay polémica respecto a especies como *P. mexicana*; se sabe que estaba ausente en la Media Luna y Los Antojitos, pero podría ser nativo en otros puntos de la llanura (Aguilera-González *et al.*, 1977) y quizás *H. cyanoguttatum* también, dado que no se puede explicar cómo fueron introducidos en algunos sitios muy remotos (Obs. Pers.).

CONCLUSIONES

Se confirmó la presencia de especies endémicas en tres nuevos sistemas de manantiales (1, 2 y 3), lo que representa una garantía ante su situación de riesgo de extinción, lo cual significa que si desaparecen de un sitio existen reservas para acciones de repoblación. Se localizaron sistemas de manantiales sin amenazas y, dado que están aislados, hay ciertas garantías para su conservación. No hay planes ni programas enfocados a la conservación de peces nativos, endémicos o no endémicos de la llanura de Rioverde. Es necesario difundir estos resultados y fomentar acciones de responsabilidad social y conservación entre habitantes y autoridades de la región.

LITERATURA CITADA

- Aguilera-González C., Montemayor-Leal J., Contreras-Balderas S. 1997. Fishes of the upper Rio Verde and its disrupted pluvial basin, San Luis Potosí, México. Pp. 18 *In*: Garret G.P (Ed.) 1997. Proceedings of the Desert Fishes Council. Vol. 28. 1996 Annual Symposium. Bishop, California.
- Contreras-Balderas S. 1997. Northeastern Mexico coordinator report. pp. 32. *In*: Garret G.P (Ed.) 1997. Proceedings of the Desert Fishes Council. Vol. 28. 1996 Annual Symposium. Bishop, California.

- Ehrlich P.R., Wilson E.O. 1991. Biodiversity studies: science and policy. *Science* 253:758-762.
- Ensign W.E., Angermeier P.L., Dolloff A. 1995. Use of line transects methods to estimate abundance of benthic stream fishes. *Canadian Journal of Aquatic Science* 52:213-222.
- Goodland R. 1995. The concept of environmental sustainability. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 26:1-24.
- IIZD 1994. Caracterización ecológica del ecosistema de la Media Luna y su área de influencia. Reporte de Investigación. Instituto de Investigación de Zonas Desérticas-Universidad Autónoma de S. L. P. México. 92 pp.
- Labarthe G., Tristán M., Aguillón R., Jiménez L.S., Romero A. 1989. Cartografía Geológica 1:50 000 de las hojas El Refugio y Mineral El Realito, Estados de San Luis Potosí y Guanajuato. U.A.S.L.P., Instituto de Geología. Folleto Técnico N° 12. S. L. P., México.
- Miller R.R. 1984. La Media Luna, San Luis Potosí, at edge of Chihuahua Desert, México. *In: Proc. Desert Fishes Council. Desert Fishes Council Co. (ed.). Volumes XVI-XVIII. Annual Symposia. Bishop, CA. Pp. 67-72.*
- Palacio-Núñez J. 2007. Designación de zonas prioritarias de conservación en el Parque Estatal de la Media Luna, (México): utilización de aves y peces como bioindicadores. Tesis doctoral. Instituto de Investigación de la Biodiversidad (CIBIO). Universidad de Alicante. Alicante, España. 169 p.
- Palacio-Núñez J., Olmos-Oropeza G., Verdú J. R., Galante E., César Rosas-Rosas O., Martínez-Montoya J.F., Enríquez J. 2010. Traslape espacial de la comunidad de peces dulceacuícolas diurnos en el sistema de humedal Media Luna, Rioverde, S.L.P., México. *Hidrobiológica* 20(1):21-30.
- Rubinoff D., Powell J.A. 2004. Conservation of fragmented small populations: endemic species persistence on California's smallest channel island. *Biodiversity and Conservation* 13: 2537-2550.
- SARH. 1979. Servicios de prospección y levantamientos geológicos y geofísicos de la zona de San Ciro, S. L. P. Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos. Subsecretaría de Infraestructura Hidráulica. Dirección General de Programas de Infraestructura Hidráulica. Subdirección de Geohidrología y de Zonas Áridas. Compañía Geohidrológica Mexicana, S.A. Contrato GZA-79-ED. México, D. F.
- SEDARH. 2007. Imágenes SPOT recortadas por municipio. Secretaría de Desarrollo Rural y Recursos Hidráulicos. Gobierno de San Luis Potosí, México.
- SEMARNAT. 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. *Diario Oficial de la Federación*. 30 de diciembre de 2010.
- Soto-Galera E. 2003a. *Ataeniobius toweri*. Elaboración de las fichas técnicas para la evaluación del riesgo de extinción de 18 especies de peces dulceacuícolas mexicanos. Laboratorio de Ictiología y Limnología. Departamento de Zoología, Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, Instituto Politécnico Nacional. Bases de datos SNIB-CONABIO. Proyecto W040. México. D.F.
- Soto-Galera E. 2003b. *Cualac tessellatus*. Elaboración de las fichas técnicas para la evaluación del riesgo de extinción de 18 especies de peces dulceacuícolas mexicanos. Laboratorio de Ictiología y Limnología. Departamento de Zoología, Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, Instituto Politécnico Nacional. Bases de datos SNIB-CONABIO. Proyecto W040. México. D.F.
- Swaminathan M.S. 2003. Bio-diversity: an effective safety net against environmental pollution. *Environmental Pollution* 126: 287-291.
- Williams J.E., Miller R.R. 1990. Conservation status of the North American fish fauna in fresh water. *Journal of Fish Biology* 37: 79-85.



ÁREAS DE INTERACCIÓN ENTRE HUMANOS Y COCODRILOS (*Crocodylus acutus* Cuvier) EN CHACAHUA, OAXACA, MÉXICO

AREAS OF INTERACTION BETWEEN HUMANS AND CROCODILES (*Crocodylus acutus* Cuvier) IN CHACAHUA, OAXACA, MÉXICO

García-Grajales, J.^{1*}; Buenrostro-Silva, A.²

¹Instituto de Recursos, ²Instituto de Industrias, Universidad del Mar *Campus* Puerto Escondido. Km. 2.5 Carr. Puerto Escondido-Sola de Vega, Puerto Escondido 71980, San Pedro Mixtepec, Oaxaca, México.

*Autor de correspondencia: archosaurio@yahoo.com.mx

RESUMEN

Se determinaron áreas potenciales para la prevención del conflicto entre humanos y el cocodrilo americano (*Crocodylus acutus* Cuvier) en el Parque Nacional Lagunas de Chacahua, Oaxaca, México (PNLCh), con base en estimación de la abundancia y tasa de encuentro, relacionando las actividades de pesca, enseres y horarios, así como número de nidos de cocodrilo y clase de organismos con base en su tamaño en tres áreas del Parque con presencia de asentamientos humanos. La mayor abundancia de cocodrilos se registró en laguna Palmarito, mientras que el sector Varaquebrada-Las Salinas (VQ-LS) registró dominancia de organismos de las clases IV y III, probablemente como reflejo de la región por ser un área natural protegida. Las lagunas de Palmarito y VQ-LS son las áreas de pesca de los pobladores de la comunidad de Zapotalito y Chacahua; el trasmallo y el buceo libre son las artes de pesca más frecuentes entre los pescadores de esta región; por tanto, se determinaron tres áreas potenciales de riesgo entre humanos y cocodrilos en el PNLCh.

Palabras clave: fauna silvestre, área natural protegida, pescadores, conflicto.

ABSTRACT

Potential areas for the prevention of conflict between humans and the American crocodile (*Crocodylus acutus* Cuvier) were determined, in the Lagunas de Chacahua National Park, Oaxaca, México (PNLCh), based on estimating the abundance and meeting rate, connecting fishing activities, essentials and schedules, as well as the number of crocodile nests and types of organisms based on their size, in three areas of the Park with presence of human settlements. The highest crocodile abundance was seen in the Palmarito Lagoon, while the Varaquebrada-Las Salinas (VQ-LS) sector showed dominance of organisms of classes IV and III, probably as a reflection of the region because it is a natural protected area. The Palmarito and VQ-LS lagoons are the fishing areas for residents of the Zapotalito and Chacahua communities; driftnet and free diving are the most frequent fishing arts among fishermen in this region; therefore, three potential risk areas were determined between humans and crocodiles in the PNLCh.

Keywords: wild fauna, natural protected area, fishermen, conflict.



INTRODUCCIÓN

La incidencia de ataques de cocodrilos en muchos países, incluido México, es extremadamente difícil de cuantificar, en parte porque muchos de estos encuentros no son reportados (Caldicott *et al.*, 2005). El origen de estos conflictos surge en el momento en que se comparten los mismos hábitats y recursos; sin embargo, resaltan cuando las necesidades y el comportamiento de los animales silvestres impactan de manera negativa sobre la vida de los humanos (García-Grajales, 2013) y, en consecuencia, se busca el exterminio de los animales como respuesta emocional al suceso (Lamarque *et al.*, 2009). Este tipo de conflictos adquieren dimensiones políticas cuando la demanda social de mejorar la seguridad pública por el continuo crecimiento de la población humana y el cambio de uso de suelo generan encuentros entre humanos y cocodrilos con cierta frecuencia (García-Grajales, 2013). El conflicto entre humanos y cocodrilos incluye cualquier interacción que resulta en efectos negativos sobre la conservación de las especies o de sus hábitats. Para fines del presente trabajo, el término conflicto se refiere a las interacciones entre cocodrilos y humanos en el cual estos últimos (o sus animales domésticos) son amenazados, atacados, lesionados o muertos, provocando daños sobre la vida social (al provocar puntos de vista encontrados), aspectos económicos (al generar pérdidas en la producción ganadera) y culturales (al afectar la visión de la sociedad hacia la especie) (García-Grajales, 2013); por lo general, estos conflictos suceden en áreas de distribución de los cocodrilos, que los humanos invaden para realizar algunas de sus actividades (Ricky, 2005). El cocodrilo americano (*Crocodylus acutus* Cuvier) es una especie ecológica y económicamente importante, reconocida como especie clave y considerada como un gran depredador en México. Su distribución es amplia en el continente americano y es la única especie de este género con distribución natural en la costa del Pacífico mexicano (Álvarez del Toro, 1974); no obstante, existe poca información sobre el estatus de sus poblaciones en Oaxaca (García-Grajales *et al.*, 2007; Brandon-Pliego, 2008; Morales-Pérez, 2010; García-Grajales y Buenrostro-Silva, 2014) y, en contraparte, existen reportes de conflictos entre humanos y cocodrilos a través de medios de difusión local, siendo uno de los temas que han sido minimizados entre la comunidad conservacionista; no obstante, esta problemática ha sido retomada recientemente por el gobierno federal a través de la Dirección General de Vida Silvestre con el Protocolo Nacional para la atención de conflictos con cocodrilos en México (Dirección General de Vida Silvestre 2013).

El Parque Nacional Lagunas de Chacahua (PNLCh) es una de las primeras áreas naturales protegidas de México y del estado de Oaxaca, creada por decreto presidencial en julio de 1937 (García-Grajales y Buenrostro-Silva, 2014a). El Parque debía asegurar la conservación de los bosques de clima tropical. Sus recursos bióticos son de gran valor y sus extensos cuerpos lagunares sirven de refugio para la fauna en general (Alfaro y Sánchez, 2002; García-Grajales y Buenrostro Silva, 2014a), destacando el cocodrilo americano.

Un problema alarmante en el PNLCh es el rápido establecimiento de asentamientos humanos en las últimas décadas, atribuido a políticas de desarrollo agropecuario que propiciaron la demanda de las mejores tierras y

la oferta de trabajo, así como la cercanía del Parque a los polos de desarrollo turístico y comercial (Alfaro y Escalona, 2002). La explotación pesquera en el interior de las aguas del PNLCh ha traído consigo cambios en el entorno que han llegado a considerarse significativos con consecuencias a mediano y largo plazo para la vida silvestre (González y Rodríguez, 2002); sin embargo, las poblaciones humanas continúan su expansión y hacen uso de ríos, esteros y lagunas costeras, las cuales son habitadas por cocodrilos. En las áreas urbanas los cocodrilos son identificados como especies peligrosas, opinión quizá generada por el miedo a ser mordidos o comidos por estos organismos y por informaciones exageradas, aun cuando de acuerdo con Cupul-Magaña *et al.* (2010) los ataques a humanos son eventos poco comunes. En áreas rurales la percepción que se tiene de los cocodrilos ha figurado en sus tradiciones y mitos, en los cuales les atribuyen poderes sobrenaturales (García-Grajales y Buenrostro-Silva, 2015). Ante la presencia del cocodrilo americano y el incremento de la actividad pesquera en el PNLCh, se vuelve esencial identificar áreas prioritarias para la conservación, protección y aprovechamiento no extractivo o turístico de cocodrilos, que permita el manejo de riesgos, así como reducir las probabilidades de ocurrencia de conflicto y mejorar la percepción que tienen las comunidades humanas del PNLCh. De acuerdo con ello, se identificaron áreas potenciales para la atención del conflicto entre humanos y cocodrilos en el PNLCh, con base en las abundancias y la tasa de encuentros entre la población de cocodrilos (*Crocodylus acutus* Cuvier) y las actividades de pesca.

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio se ubicó en el Parque Nacional Lagunas de Chacahua, situado en la porción central de la costa sur del estado de Oaxaca, México en la región hidrológica RH-21, denominada Costa de Oaxaca en coincidencia con la región hidrológica RH-20, denominada Costa Chica-Río Verde (Pérez-Delgado, 2002), entre 15° 57' 02.37" y 16° 03' 05.96" N, y 97° 48' 01.01" a 97° 31' 57.15" O. Los límites territoriales son: al norte, las proximidades del poblado de Charco Redondo, El Tlacuache y La Pastoría; y, al oeste, con el Río Verde. Por las características geológicas, el Parque se ubica en la provincia fisiográfica denominada Costa Sur, que es un macizo terrestre angosto de 1400 km de longitud, 25 kilómetros de ancho en la parte media y 100 m de altura promedio. Está constituida por planicies costeras y lomeríos de baja a mediana altura y se extiende desde Bahía de Banderas en Nayarit hasta el río Tehuantepec en el Istmo oaxaqueño (Pérez-Delgado, 2002). El Parque está integrado por el sistema terrestre y el acuático; el primero considera una extensión de 11598 hectáreas y está formada por tierras bajas, altas y de transición (González y Rodríguez, 2002), mientras que el acuático incluye 3324 hectáreas de cuerpos de agua, entre los que se incluye el complejo lagunar Chacahua-Pastoría y otras cuatro lagunas menores interconectadas por canales angostos denominadas como Salina Grande, Poza El Mulato, Poza de los Corraleros y Palizada. Esta zona se caracteriza por presentar humedad variable, con un periodo considerable de sequía que va de los cinco a los nueve meses, precipitaciones de 600 a 1500 mm y temperaturas superiores

a los 20 °C, a lo largo del año (SEMARNAT, 2014). Aun cuando el parque se localiza en el trópico subhúmedo y comparte muchas de las características climáticas de la zona ecológica, la presencia del Río Verde le confiere características microclimáticas y morfoedafológicas propias. Los escurrimientos que se derivan de este río, tanto superficiales como subterráneos, y el aporte de agua que proporciona cuando se desborda naturalmente en la época de lluvias permite una interconexión temporal entre los flujos de agua dulce y la vegetación (Pérez-Delgado, 2002) (Figura 1).

Desarrollo de la investigación

La investigación fue desarrollada en dos fases; la primera correspondió a efectuar recorridos nocturnos de enero a abril de 2011 en tres transectos del PNLCh (Palmarito, Varaquebrada-Las salinas y Cerro hermoso) para obtener información acerca de las tasas de encuentro y abundancia de las poblaciones de cocodrilos. La segunda fase consistió en aplicar encuestas a los habitantes de los poblados cercanos al Parque con el fin de conocer los sitios más frecuentes de pesca, así como las artes de pesca utilizadas. Los recorridos nocturnos se realizaron de las 21:00 h hasta las 02:00 h del día siguiente en cada uno de los sectores seleccionados. En cada recorrido se contabilizaron los cocodrilos observados por detección del reflejo del haz de luz de una lámpara de seis voltios en el *tapetum lucidum* de los ojos del cocodrilo. Los recorridos se efectuaron a bordo de una lancha de aluminio de 4 m de eslora con fondo plano propulsada por un motor fuera de borda de 5 hp, a una velocidad

de 10 km hr⁻¹ o utilizando remos, dependiendo del ancho y la profundidad de los canales. El observador estuvo siempre en la proa de la lancha, aplicando la técnica descrita por Chabreck (1966). En las zonas de mayor amplitud se usó un reflector (spot line) de dos millones de candelas. Los recorridos se realizaron exclusivamente durante la época de sequía en la fase de luna nueva y de forma sistemática. En cada observación se estimó la separación de los ojos, así como la distancia de éstos a la punta del hocico, con la finalidad

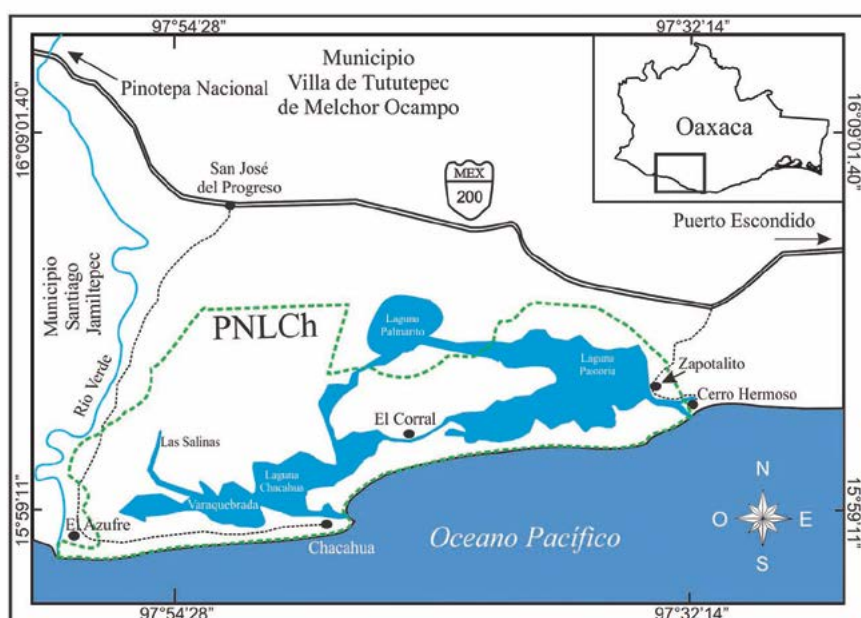


Figura 1. Descripción del área geográfica

de determinar visualmente la longitud total (LT) de cada organismo (Messel *et al.*, 1989) y, con base en esto, los organismos se clasificaron como clase I (LT=<30 cm a <60 cm, como neonatos y crías), clase II (LT=61 cm a 120 cm, como juveniles), clase III (LT=121 cm a 180 cm, como sub adultos), clase IV (LT=181 cm a 240 cm, como adultos) y clase V (LT=>240 cm, como reproductores), y sólo ojos (SO= longitud no determinada) cuando no fue posible estimar el tamaño. La tasa promedio de encuentro de la población se calculó determinando el número de cocodrilos observados por kilómetro lineal (cocodrilos km⁻¹). Se utilizó el modelo de Messel *et al.* (1981) para estimar el tamaño poblacional, que consiste en calcular el valor porcentual de la población observada (*P*), a partir de la cual se estima la población total (*N*) bajo la siguiente fórmula: $P = \frac{m}{(2s+m)1.05}$, donde

P es el porcentaje de la población observada, *m* es la media del número de cocodrilos observados en el total de los muestreos, *s* es la desviación estándar del número de cocodrilos observados para el total de los muestreos y el nivel de error es de 1.05. El cálculo de la estimación total de la población (*N*), con un nivel de confianza de 95%, aceptando la normalidad de los conteos, fue:

$$N = \frac{m}{p} + \frac{[1.96(s)]^{1/2}}{(2s+m)1.05}, \text{ donde } 1.96 \text{ es el valor crítico tomado al } 95\% \text{ de confiabilidad.}$$

Adicionalmente, se realizaron recorridos a pie en aquellos sitios reconocidos como áreas de anidación del cocodrilo americano en el Parque, aprovechando la época de anidación reportada para esta especie en esta región (febrero-mayo) por Cedillo-Leal *et al.* (2013). Con el fin de establecer la cercanía de estas áreas con respecto a las sitios más frecuentes de pesca y actividad humana se realizó la geoposición de nidos encontrados en dichas áreas. Respecto a las encuestas, se realizaron visitas mensuales de enero a mayo de 2011 en tres comunidades asentadas en el interior del Parque en las comunidades de Chacahua, Zapotalito y El Corral. Se aplicaron 30 encuestas por comunidad, enfocadas y dirigidas exclusivamente a personas cuya actividad económica principal fuera la pesca o alguna otra relacionada con la prestación de servicios turísticos. Las encuestas se aplicaron en los embarcaderos y sitios donde los pescadores anclan sus utensilios de trabajo. Adicionalmente, se realizó la grabación de todas las encuestas, previo consentimiento del informante, con una grabadora digital (Olympus modelo WS-510). Las entrevistas fueron individuales, aunque

hubo casos en los que se reunieron varios pescadores para aportar información, por lo que en el análisis todos los involucrados fueron considerados como unidades independientes.

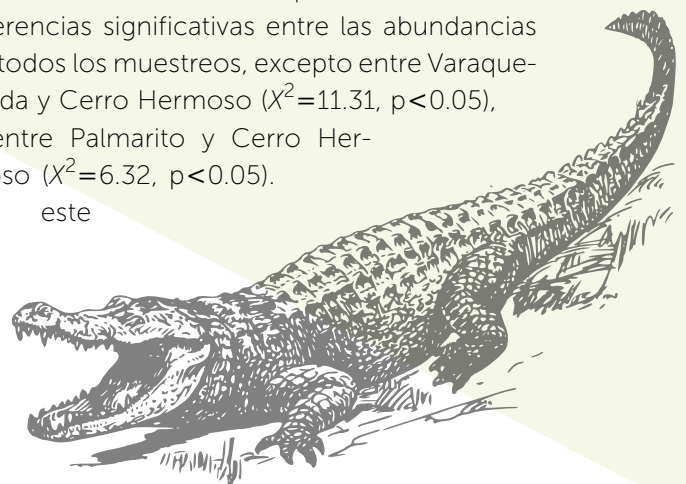
Análisis estadístico

El modelo de Messel *et al.* (1981) asume normalidad en los datos de conteo de cocodrilos (Cupul-Magaña, 2009); no obstante, se aplicó la prueba Shapiro-Wilk con la finalidad de corroborar dicha normalidad. Para establecer la existencia de diferencias significativas entre las abundancias mensuales estimadas y número de individuos por clase de tamaño se realizaron pruebas de χ^2 con un nivel de confianza de 95%. Se elaboraron histogramas de frecuencia con el fin de comparar los patrones de abundancia de las clases de tamaño por cada uno de los segmentos recorridos. En el caso de las encuestas el análisis de las respuestas fue de tipo descriptivo, basado en la frecuencia y los porcentajes de respuestas, utilizando el programa Excel de Microsoft Office®. Las tasas promedio obtenidas por cada uno de los segmentos se contrastaron con respecto a las zonas de mayor actividad pesquera y con las de anidación de los cocodrilos, registradas para generar una zonificación de riesgos con base en las mayores probabilidades de encuentros entre humanos y cocodrilos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se obtuvieron 567 registros visuales de cocodrilos en el PNLCh durante 16 recorridos efectuados en 16 noches de trabajo. Las tasas de encuentro promedio registradas fluctuaron de 4.6 individuos km lineal⁻¹ (Sector Cerro Hermoso) a 17.3 individuos km lineal⁻¹ (Sector Varaquebrada-Las Salinas) durante los recorridos efectuados, con un tiempo promedio de navegación de 35 minutos. La estimación del tamaño poblacional más alta ($N=85.7\pm 3.2$) se registró en la laguna de Palmariito y la más baja ($N=9.5\pm 2.1$) se obtuvo en Cerro Hermoso (Cuadro 1). Al respecto, no existieron diferencias significativas entre las abundancias en todos los muestreos, excepto entre Varaquebrada y Cerro Hermoso ($\chi^2=11.31$, $p<0.05$), y entre Palmariito y Cerro Hermoso ($\chi^2=6.32$, $p<0.05$).

En este



Cuadro 1. Abundancia y tasas de encuentro del cocodrilo Americano (*Crocodylus acutus* Cuvier) en tres sitios del Parque Nacional Lagunas de Chacahua, Oaxaca, México.

Variable	AD-Las Salinas				Palmarito				Cerro hermoso			
	R1	R2	R3	R4	R1	R2	R3	R4	R1	R2	R3	R4
Km	3.46	3.46	3.46	3.46	4.59	4.59	4.59	4.59	1.74	1.74	1.74	1.74
Organismos observados por recorrido	62	56	63	60	78	65	69	73	8	12	9	12
Tasa promedio de encuentro (ind/km)	17.9	16.2	18.2	17.3	16.9	14.2	15.0	15.9	4.6	6.9	5.2	6.9
Porcentaje observado (p)	0.97				0.91				0.84			
Tamaño poblacional (N)	63.9±4.6				85.7±3.2				9.5±2.1			

R1; R2; R3; R4=Número de recorrido.

sentido, la distribución y abundancia de las poblaciones de cocodrilos se encontraron relacionadas con las características biológico-ambientales de su entorno, tales como alimentación, reproducción, temperatura del agua, profundidad y salinidad (Thorbjarnarson, 1989) y, aunque el objetivo del presente estudio no fue evaluar tales condiciones, se infiere que la laguna Palmarito presenta las mejores condiciones debido a los valores de abundancia registrados en comparación con otros sitios del PNLCh, e incluso, por ser la zona donde mayor confluencia de pescadores existe. Aunado a esto, los resultados coinciden con el tamaño poblacional en la laguna de Palmasola (García-Grajales y Buenrostro-Silva, 2014b), aunque deberá considerarse que la escala espacial y temporal son factores distintos entre ambos estudios.

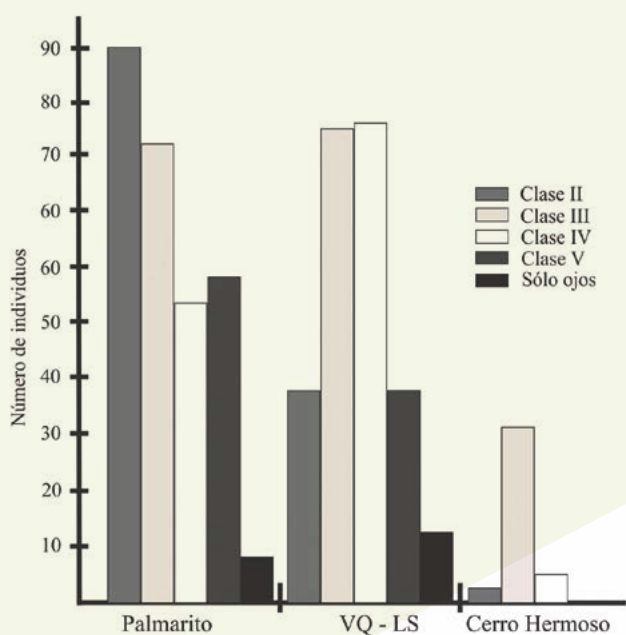


Figura 2. Distribución de la abundancia poblacional de *Crocodylus acutus* Cuvier, por clase (tamaño) registrada en tres transectos en el Parque Nacional Lagunas de Chacahua, Oaxaca, México.

En cuanto a la distribución de clases de tamaño por sectores, el transecto Varaquebrada-Las Salinas evidenció marcada dominancia de individuos de la clase IV (31.12%) y clase III (30.7%), mientras que el transecto Palmarito registró dominancia de organismos de clase II (31.7%) y el transecto Cerro Hermoso, dominancia de individuos de la clase III (75.6%); en general, pocos individuos (22 individuos) mostraron agresividad al momento del conteo (Figura 2).

Al respecto, las estructuras poblacionales reportadas en otros sitios de México registran mayor abundancia de individuos juveniles, mientras que en individuos reproductores es baja (Cupul-Magaña *et al.*, 2002; Brandon-Pliego, 2007); sin embargo, en el presente estudio la predominancia de individuos de grandes tamaños corporales (>2m) puede ser un reflejo de bajas tasas de mortalidad natural en la etapa juvenil, que resulta en mayor "reclutamiento" en los siguientes estadios (Thorbjarnarson, 1998), y del efecto de conservación de la región en general, por ser un Parque Nacional.

Siete nidos fueron registrados entre la zona norte y el poniente del cerro El Corral. Seis nidos fueron depredados totalmente por mapaches (*Procyon lotor*) y se encontraron solo restos de los cascarones esparcidos alrededor de la zona de anidación. El único nido activo presentó formación en forma de montículo y se registraron 33 huevos en su interior, de los cuales tres presentaban daños en el cascarón y cierto grado de descomposición; sin embargo, cinco presentaron figuras con tinta indeleble, de las que se desconoce su significado (Figura 3). De los nidos depredados, cinco tuvieron una distancia entre sí de 18 m en promedio y el resto se encontró de manera aislada hacia el poniente del cerro. Al respecto, para una zona cercana al Parque Nacional, Cedillo-Leal *et al.* (2013) reportaron áreas de anidación gregarias y la



Figura 3. A: Nido de cocodrilo americano (*Crocodylus acutus* Cuvier), tipo montículo. B: Depredación y daño de huevos registrados en el Parque Nacional Lagunas de Chacahua, Oaxaca, México.

existencia de depredación por mapaches, situación similar a lo observado en este trabajo, aunque la anidación en forma de montículo no ha sido reportada en la costa de Oaxaca; siendo más común y frecuente la anidación tipo hueco, como lo expresa Thorbjarnarson (1989), como patrón de anidación típico de la especie. Referente a la época de anidación, se registró la tendencia latitudinal reportada para esta región por Cedillo-Leal et al. (2013).

La depredación de nidos es un factor importante de la mortalidad embrionaria atribuido a mapaches y, respecto al nido en montículo, probablemente las características del terreno de anidación pudieran mostrar características propicias para la elaboración de un nido en forma de montículo; sin embargo, la existencia de marcas en los huevos de ese nido en especial generan la duda en torno a si el nido fue manipulado por humanos; por lo que la única manera de resolver esto sería implementando un monitoreo de la anidación en los siguientes años, con el fin de determinar si el movimiento de tierra se repite año tras año en el mismo sitio, por una o varias reproductoras (Rodríguez Soberón et al., 2002).

Respecto a las encuestas de la comunidad de Zapotalito, 50% afirmó realizar su actividad de pesca en la laguna de Palmarito; 26.6% realiza actividad pesquera en la laguna de Pastoría y 23.3% en el canal de Cerro Hermoso. En cuanto a los pescadores encuestados de la comunidad de Chacahua (n=30), 43.3% realiza su actividad pesquera en la región de Varaquebrada-Las Salinas, 40% afirmó trabajar la pesca en la laguna de Chacahua y solo 16.6% en la laguna Palmarito. El Corral es una comunidad integrada únicamente por 11 núcleos familiares, por lo que se encuestó a 16 pescadores, de los cuales 68.75% afirmaron pescar exclusivamente en el canal de El Corral, mientras que 31.25% afirmó pescar en la laguna de Pastoría.

En cuanto al horario de la actividad de pesca en el Parque, en el caso de Zapotalito, 18 (60%) pescadores afirmaron realizar su actividad en el horario matutino (5:30 am a 13: pm); cinco (16.6%) mencionaron tener un horario vespertino (16:00 pm a 23:00 pm); 13.3%, horario nocturno (20:00 pm a 5:00 am h); y para el resto (10%) es variable. En el caso de Chacahua, 12 (40%) pescadores comentaron que realizan su actividad de manera matutina; ocho (26.6%), de manera nocturna; cinco (16.6%) acostumbra pescar en el horario matutino; el resto (16.6%) tiene un horario variable. En cuanto a El Corral, 14 (87.5%) pescadores expresaron que su horario es variable y solo dos (12.5%) realizan su actividad en la mañana. De las 76 personas encuestadas, la mayoría (n=75, 75%) acostumbra realizar la pesca en compañía de al menos una persona y el resto (n=19, 25%) lo hacen solos. En relación con las artes de pesca empleadas, 40% de la comunidad de Zapotalito utiliza las redes agalleras (trasmallo) de hasta 500 m de longitud como principal arte de pesca; 26.6% pesca con atarraya, 23.3% utiliza la

cuerda (curricán) y solo 10.1% realizar el buceo libre con arpón. En el caso de Chacahua, 53.3% utiliza el trasmallo; 30%, la atarraya; y 16.6%, la cuerda. En el caso de El Corral, 87.5 pescadores utilizan cuerda y solo 12.5% comentaron realizar el buceo libre con arpón. En cuanto a los medios de transporte utilizados por los pescadores para realizar su actividad de pesca, en el caso de Zapotalito, 21 (70%) pescadores afirmaron utilizar el cayuco (panga) y nueve (30%) comentaron usar lanchas de tres metros de eslora. En el caso de Chacahua, 18 (60%) pescadores afirmaron utilizar los cayucos y 12 (30%) utilizan lanchas; en cambio, en la comunidad de El Corral todos los pescadores usan cayucos. En relación con los conflictos relacionados con los cocodrilos, todos los pescadores (n=28) que utilizan el trasmallo como arte de pesca principal afirmaron tener problemas por el enmallamiento de los cocodrilos en las redes o por ruptura de las redes cuando el cocodrilo se acerca al trasmallo para alimentarse de los peces capturados. En el caso de los pescadores que realizan el buceo libre con arpón, todos afirmaron haber observado al menos a un cocodrilo bajo el agua y no haber tenido incidentes hasta el momento. Ross (1995) menciona que una de las amenazas principales a la conservación de los cocodrilos es precisamente el conflicto con las personas al compartir los mismos recursos y hábitats. La pesca en lagunas, esteros y ríos mediante el uso de trasmallos, atarrayas y el buceo libre son actividades comunes en gran parte de México y

tienden a generar competencia por el recurso con especies de hábitos alimenticios piscícolas, como es el cocodrilo americano (García-Grajales, 2013). A pesar de que en la costa de Oaxaca ya se han registrado sucesos fatales relacionados con el uso de atarrayas para la captura de peces (García-Grajales *et al.*, 2008), en 2014 se registraron dos sucesos relacionados con esta arte de pesca en el Parque sin consecuencias fatales; sin embargo, en relación con la práctica del buceo libre para la pesca, a principios de 2015 ocurrió un accidente con un cocodrilo en el PNLCh donde el pescador involucrado resultó con daños en una de sus extremidades superiores. Generalmente, en los conflictos entre humanos y cocodrilos tiende a darse un exceso de confianza por parte del humano, debido a su costumbre de convivir cotidianamente con organismos silvestres en las áreas de

actividad laboral. La problemática relacionada con la avería de los trasmallos es un factor común en muchos sitios donde se distribuyen los cocodrilos. En el norte de Namibia, en África, Aust *et al.* (2009) reportaron que esta situación es el conflicto más común entre pescadores y cocodrilos, generando altos costos en la reparación de las mismas anualmente, de manera que la señalización de sitios donde ocurren las mayores abundancias de cocodrilos podría alertar a los pescadores respecto a tomar su decisión de colocar o no las redes.

Se determinaron tres áreas potenciales de riesgo con probabilidades de encuentro entre humanos y cocodrilos (Figura 4, 5). El área 1 corresponde a la laguna de Palmarito por ser el sitio donde existe mayor confluencia de pescadores, por presentar una abundancia poblacional de cocodrilos considerable y ser la zona de anidación más evidente registrada hasta el mo-

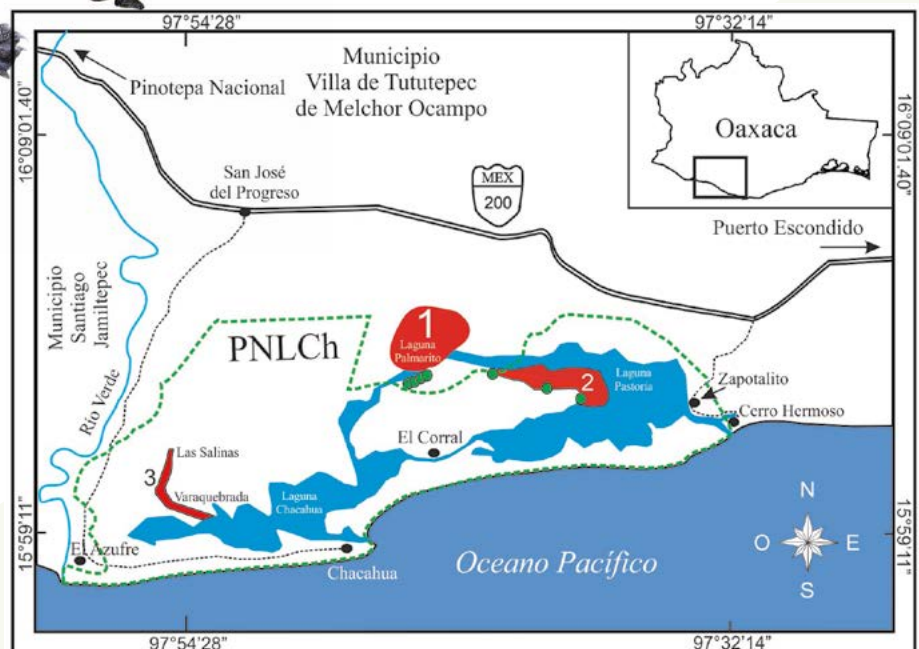
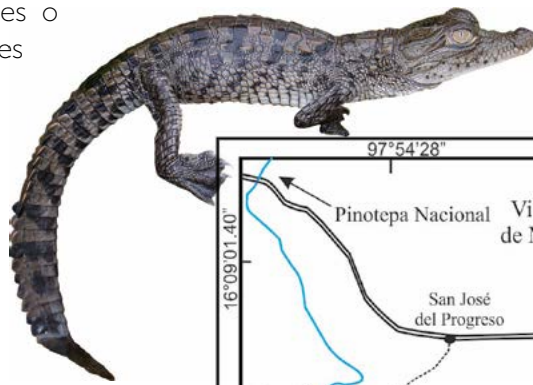


Figura 4. Áreas potenciales (polígonos rojos numerados del 1 al 3) de conflictos entre humanos y cocodrilo americano (*Crocodylus acutus* Cuvier) en Parque Nacional Lagunas de Chacahua, Oaxaca, México.

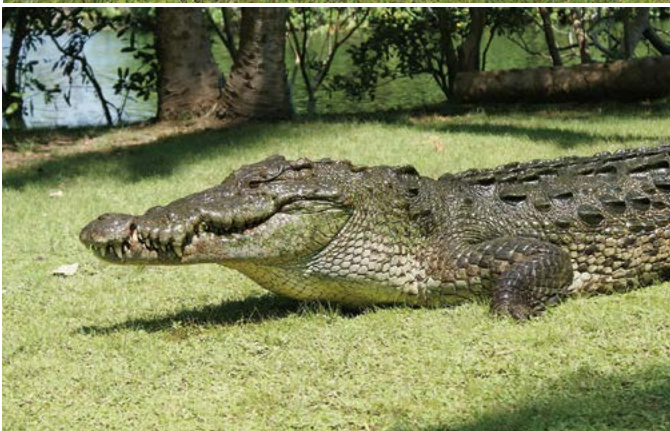


Figura 5. Tres diferentes clases de cocodrilo americano (*Crocodylus acutus* Cuvier) por tamaño en Parque Nacional Lagunas de Chacahua, Oaxaca, México.

mento. El área 2, localizada en el extremo poniente del cerro El Corral y colindante con la laguna Pastoría, presenta zonas de anidación en menor proporción; sin embargo, hay confluencia considerable de pescadores. Finalmente el área 3, relacionada con el sector de Varaquebrada-Las Salinas, debido a que fue el sitio donde se registraron cocodrilos de considerables proporciones corporales y en la que existe actividad pesquera, tanto en el horario matutino como en el vespertino.

CONCLUSIONES

Para mitigar o prevenir el conflicto entre humanos y cocodrilos se sugiere la zonificación por áreas a partir de un diagnóstico de las poblaciones de cocodrilos y actividades humanas que pudieran detonar estos incidentes. En este caso en particular dependerá en gran medida de las acciones de difusión que la dirección del ANP realice sobre las áreas potenciales para la ocurrencia del conflicto; por lo cual se sugiere implementar un programa de difusión con la circulación de trípticos que informen sobre las causas y posibles eventos de interacción.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad del Mar y al Parque Nacional Lagunas de Chacahua (CUP: PROCODES-DRO8-13-11) por el financiamiento y las facilidades otorgadas. A Misael Gandarillas Morales y Flavio Díaz Domínguez de la comunidad El Zapotal por su apoyo en el manejo de la lancha en los recorridos nocturnos.

LITERATURA CITADA

- Álvaro M.P., Escalona I. 2002. El proceso de colonización: poblamiento y formación de localidades. In: Alfaro M. P., Sánchez G. Chacahua: Reflejos de un Parque. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas/Secretaría de Medio Ambiente/ Plaza y Valdez Editores., México, D.F.
- Alfaro M. P., Sánchez G. 2002. Chacahua: Reflejos de un Parque. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas/Secretaría de Medio Ambiente/ Plaza y Valdez Editores., México, D.F.
- Álvarez del Toro M. 1974. Los Crocodylia de México (Estudio Comparativo). Instituto Mexicano de Recursos Naturales Renovables, México.
- Aust P., Boyle B., Fergusson R., Coulson T. 2009. The impact of Nile crocodiles on rural livelihoods in Northeastern Namibia. South African Journal of Wildlife Research, 39(1), 57-69.
- Brandon-Pliego J.D. 2008. Estudio poblacional de *Crocodylus acutus* (Cuvier 1807) (Reptilia: Crocodylia) en Jamiltepec, Oaxaca. Ciencia y Mar 11(33), 29-37.
- Caldicott D.G., Crozer E., Manolis C., Webb G., Britton A. 2005. Crocodile attack in Australia: An analysis of its incidence and review of the pathology and management of crocodylian attacks in general. Wilderness and Environmental Medicine, 16, 143-159.
- Cedillo-Leal C., García-Grajales J., Martínez-González J.C., Briones-Encinia L., Cienfuegos-Rivas E. 2013. Aspectos ecológicos de la anidación de *Crocodylus acutus* (Reptilia: Crocodylidae) en dos localidades de la costa de Oaxaca, México. Acta Zoológica Mexicana (nueva serie) 29(1): 164-177.
- Chabreck R.H. 1966. Methods of determining the size and composition of alligator populations in Louisiana. Proceedings 20th Annual Conference Southeastern Association of Game and Fish Commissioners 20: 105-112.
- Cupul-Magaña F.G. 2009. A contar cocodrilos. Comentarios y ejercicios básicos sobre algunos métodos para evaluar poblaciones silvestres. Ciencia y Mar, XIII (38), 3-14.
- Cupul-Magaña F.G., Rubio-Delgado A., Reyes-Juárez A, Hernández-Hurtado H. 2002. Sondeo poblacional de *Crocodylus acutus*

- (Cuvier 1807) en el estero Boca Negra, Jalisco. *Ciencia y Mar* XIII (38): 3-14.
- Cupul-Magaña F.G., Rubio-Delgado A., Reyes-Nuñez C., Torres-Campos E., Solís Pecero L.A. 2010. Ataques de cocodrilo de río (*Crocodylus acutus*) en Puerto Vallarta, Jalisco, México: presentación de cinco casos. *Cuadernos de Medicina Forense*, 16(3), 153-160.
- Dirección General de Vida Silvestre. 2013. Protocolo nacional de atención a conflictos con cocodrilos en México. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México, D. F.
- García-Grajales J. 2013. El conflicto hombre-cocodrilo en México: Causas e implicaciones. *Interciencia* 38(12): 881-884.
- García-Grajales J., Buenrostro-Silva A. 2014a. El Parque Nacional Lagunas de Chacahua, Oaxaca: perspectivas a sus 75 años. *Ciencia Ergo Sum* 21(2):149-153.
- García-Grajales J., Buenrostro-Silva A. 2014b. Abundancia y estructura poblacional de *Crocodylus acutus* (Reptilia: Crocodylidae) en la laguna Palmasola, Oaxaca, México. *Revista de Biología Tropical* 62(1): 165-172.
- García-Grajales J., Buenrostro-Silva A. 2015. Apreciación local acerca del cocodrilo Americano (*Crocodylus acutus*) en comunidades rurales del Parque Nacional Lagunas de Chacahua (Oaxaca, México). *Etnobiología* 13(1):73-80.
- García-Grajales J., Aguirre León G., Contreras Hernández A. 2007. Tamaño y estructura poblacional de *Crocodylus acutus* (Cuvier 1807) (Reptilia: Crocodylidae) en el estero La Ventanilla, Oaxaca, México. *Acta Zoológica Mexicana* 23(1): 53-71.
- García-Grajales J., Buenrostro-Silva A., Brandon-Pliego J.D. 2008. Negative fatal interaction with American crocodile in Oaxaca, Mexico. *Crocodile Specialist Group Newsletter*, 27(3), 4-5.
- González M.G., Rodríguez E.A. 2002. El sistema lagunar: cambios naturales, antropogénicos y su impacto en el ecosistema estuarino. In: M. Alfaro, y G. Sánchez (eds.). *Chacahua: Reflejos de un parque*. CONANP/PNUD/SEMARNAT/PLAZA Y VALDEZ, México, D.F.
- Lamarque F., Anderson J., Ferguson R., Lagrange M., Osei-Owusu Y., Bakker L. 2009. Human-wildlife conflicts in Africa: causes, consequences and management strategies. Forestry paper No. 157. FAO. Roma, Italia.
- Messel H., Vorlicek G.C., Wells A.G., Green W.J. 1981. Surveys of tidal river systems in Northern Territory of Australia and their crocodile populations. Monographs 1, Pergamon Press, Sydney, Australia.
- Morales-Pérez G.A. 2010. Monitoreo de la población de cocodrilo de río (*Crocodylus acutus*) en la laguna del Miniyoso en el Municipio de Huazolotitlán, Oaxaca. Informe de Servicio Social, División de Ciencias Biológicas y de la Salud, Licenciatura en Biología, Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Xochimilco, México, D. F.
- Pérez-Delgado P. 2002. Estado de conservación de la vegetación del Parque Nacional Lagunas de Chacahua: propuesta para su rehabilitación. In Alfaro, M., Sánchez, G. (eds.). *Chacahua: Reflejos de un parque*. CONANP/PNUD/SEMARNAT/PLAZA Y VALDEZ, México. 21-38 p.
- Rodríguez-Soberón R., Tabet M.A., Berovides V. 2002. Nidificación del cocodrilo americano (*Crocodylus acutus* Cuvier) en el refugio de Fauna Monte Cabaniguan, Cuba. In: Verdade, M., Larriera, A. (eds.). *La conservación y el manejo de caimanes y cocodrilos de América Latina*. Vol. II, Fundación Banco Bica, Santo Tomé, Santa Fe, Argentina. 135-156 pp.
- Ross J.P. 1995. La importancia del uso sustentable para la conservación de los cocodrilos. In: Verdade, M., Larriera, A. (eds.). *La conservación y el manejo de caimanes y cocodrilos de América Latina*. Vol. II, Fundación Banco Bica, Santo Tomé, Santa Fe, Argentina. 19-32 pp.
- Ricky L. 2005. Alligator attacks on human in the United States. *Wilderness and Environmental Medicine*, 16, 119-124.
- SEMARNAT. 2014. Programa de manejo del Parque Nacional Lagunas de Chacahua. Secretaría de Medio Ambiente Recursos Naturales / Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, D.F.
- Thorbjarnarson J. 1989. Ecology of the American crocodile, *Crocodylus acutus*. In: J. Thorbjarnarson (ed.). *Crocodiles, their ecology, management and conservation*. IUCN Publications New Series, Gland, Switzerland. 228-259 pp.



LA FILOGEOGRAFÍA APLICADA EN LA CONSERVACIÓN DE FAUNA SILVESTRE: REVISIÓN Y RESULTADOS

PHYLOGEOGRAPHY APPLIED TO THE CONSERVATION OF WILD FAUNA: REVIEW AND RESULTS

Serna-Lagunes, R.¹; Clemente-Sánchez, F.^{2*}; Cortez-Romero, C.²; Becerril-Pérez, C.M.¹; Ramírez-Herrera, C.¹; Salazar-Ortiz, J.³

¹Colegio de Postgraduados, *Campus* Montecillo. Carr. México-Texcoco Km. 36.5, Texcoco, Estado de México. ²Colegio de Postgraduados, *Campus* San Luis Potosí. Iturbide No. 73, Salinas de Hidalgo, San Luis Potosí. ³Colegio de Postgraduados, *Campus* Córdoba. Km. 348 Carr. Fed. Córdoba-Veracruz. Amatlán de Los Reyes, Veracruz.

***Autor de correspondencia:** clemente@colpos.mx

RESUMEN

Con el objetivo de analizar los aportes de la filogeografía aplicada a la conservación de fauna silvestre se describen sus bases conceptuales, principios y objetivos mediante la revisión de diversos estudios filogeográficos en cérvidos, jaguares, monos, murciélagos, cocodrilos e insectos, mostrando los resultados más importantes en términos de diversidad haplotípica y nucleotídica, estructura genética y relaciones genealógicas. Como resultado de la aplicación de esta herramienta para la conservación de la especie se define el protocolo implementado en el estudio filogeográfico del venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*), con el propósito de dar respuesta a la definición y distribución de las subespecies en México.

Palabras clave: ecología molecular, ADN_{mt} , genealogía de genes, filograma, conservación.

ABSTRACT

With the objective of analyzing the contributions made by applied phylogeography to the conservation of wild fauna, its conceptual bases, principles and objectives are described through the review of various phylogeographic studies on deer, jaguars, monkeys, bats, crocodiles and insects, showing the most important results in terms of haplotypic and nucleotide diversity, genetic structure, and genealogical relationships. As a result of applying this tool, strategies for conservation are exposed, and the protocol implemented in the phylogeographic study of white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*) is defined, to respond to the definition of subspecies and to contribute information for their conservation, management and exploitation.

Keywords: molecular ecology, ADN_{mt} , gene genealogy, phylogram, conservation.



INTRODUCCIÓN

Los autores

Avise *et al.* (1987) son reconocidos como pioneros en establecer los conceptos y técnicas de estudio de la filogeografía para la descripción de la micro y macroevolución de especies a partir de describir patrones demográficos, históricos y evolutivos. La filogeografía tiene diversas implicaciones que incluyen criterios de taxonomía, conservación de especies, identificación de Unidades Evolutivas Significativas (ESU por sus siglas en inglés) y de las Unidades Operativas de Conservación (OCU por sus siglas en inglés) (Domínguez-Domínguez y Vázquez-Domínguez, 2009). Los marcadores moleculares son imprescindibles en el diseño de estudios filogeográficos, siendo el ADN mitocondrial (ADN_{mt}) la molécula adecuada para este tipo de estudios, ya que exhibe características evolutivas intrínsecas y de herencia matrilineal, con escasa recombinación en comparación con los marcadores nucleares (Vázquez-Domínguez, 2007). El objetivo del estudio de la filogeografía son las secuencias de un gen o región del ADN_{mt} de los individuos muestreados en una población, llamado comúnmente haplotipo, los cuales muestran un patrón geográfico, al menos en la mayoría de estudios en vertebrados. El análisis de las variantes de estos haplotipos (polimorfismo) brinda un diagnóstico del estado actual de la diversidad genética de la población o poblaciones estudiadas. Otros análisis a una escala más "fina" permiten deducir los cambios demográficos históricos que experimentaron poblaciones, las cuales dieron origen a la diversidad genética observada (Young *et al.*, 2000). De igual manera otros análisis, como los filogramas (árbol de genes) y la genealogía de genes (red de haplotipos), apoyan hipótesis sobre la historia evolutiva de las especies (Avise, 2004; Vázquez-Domínguez *et al.*, 2009). En general, la filogeografía se ha utilizado para entender el lugar de origen y la dispersión de las especies, su adaptación a condiciones ambientales particulares (especiación), estructura de la población mediante el seguimiento de la genealogía de genes, su correlación con aspectos geográficos y/o ecológicos y la variación intra e interespecífica a nivel de población, subpoblaciones o entre poblaciones (Avise y Hamrick 1996). Este conocimiento resulta básico para entender la ecología y evolución molecular de las especies, así como para la identificación de poblaciones y la conservación de especies (Avise, 2010). Con los avances tecnológicos y la estandarización de protocolos en las técnicas moleculares se han incrementado los estudios en diversas especies de fauna silvestre que se distribuyen de forma natural en México. Esto ha permitido generar estrategias para la conservación de especies bajo riesgo y conocimiento que se aplican en beneficio tanto de salud pública como en la recuperación genética de animales que tiene un valor de uso para la sociedad y para el conocimiento de la riqueza biológica de México (Piñero *et al.*, 2008).

Bajo este contexto se realizó la revisión de los aportes generados en algunos estudios filogeográficos en fauna silvestre seleccionados, con el fin de mostrar el estado del arte en dicha temática y su contribución en la toma de decisiones sobre el manejo eficiente de la fauna silvestre mediante estudios que direccionan acciones importantes para la conservación de las especies y, en particular, la del venado cola blanca.

MATERIALES Y MÉTODOS

Marco estadístico en la reconstrucción filogeográfica de especies

La reconstrucción filogeográfica clásica se basó en la construcción de un árbol o clúster filogenético, también llamado filograma o genealogía de genes (Figura 1), que muestra las relaciones derivado de un marcador molecular (secuencias de un gen o región del ADN de interés; Hall, 2004). Existen protocolos para la construcción de filogramas en el desarrollo de un análisis filo

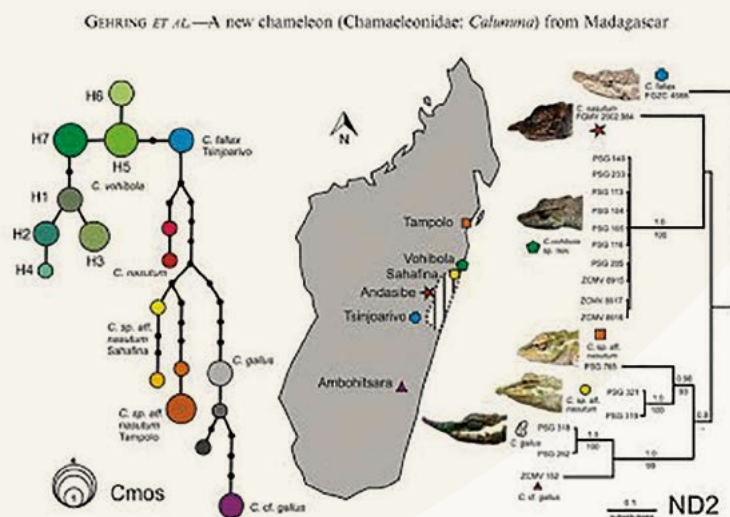


Figure 2. Results of a phylogenetic analysis of the mitochondrial ND2 gene (to the right), and haplotype network of the nuclear C-mos gene (to the left), with a map showing collection localities of *Calumma* samples in Madagascar.

Figura 1. Red de haplotipos (izquierda) del gen ND2 para camaleones de Madagascar; mapa de colecta de las muestras (centro) y filograma (derecha) de las relaciones genealógicas de los camaleones (tomado de Gehring *et al.*, 2014).

geográfico, basados en algoritmos configurados en diversos programas de cómputo (Hall, 2004; Harrison y Langdale, 2006; Hall, 2013). Una vez obtenido el filograma se sobrepone en el espacio geográfico bajo estudio y mediante el análisis de su tipología permite detectar aquellas asociaciones significativas entre haplotipos y su distribución geográfica, que se pueden explicar con base en tres procesos: **a) aislamiento por distancia, debido a flujo génico restringido; b) fragmentación histórica; y c) expansión del área de distribución de las poblaciones, incluyendo eventos de colonización a distancia** (Beebee y Rowe, 2003; Vázquez-Domínguez, 2007). Para establecer filogramas genéticos se requiere del uso de secuencias de ADN sin recombinación, tales como el ADN_{mt} (Ballard y Whitlock, 2004). Se utilizan marcadores de herencia citoplasmática no mendeliana, como el de la mitocondria (ADN_{mt}), ya que el ADN es aportado por el gameto femenino y no se cuenta con información genética del gameto masculino; solo en pocas especies animales se ha detectado transmisión del ADN_{mt} a través del esperma (Anderson *et al.*, 1995).

Principios y conceptos de la teoría filogeográfica

Como producto del análisis bibliográfico la filogeografía se define como el análisis espacial de los linajes genéticos para reconstruir la historia evolutiva *infra* o *inter* especies cercanamente emparentadas. Es una disciplina unificadora de la genética de poblaciones, así como de la filogenia y la evolución molecular (Lanteri y Confalonieri, 2003). Usa los métodos y las teorías de estas disciplinas orientadas al estudio de la historia demográfica para caracterizar la diversidad genética dentro

de una o más poblaciones, considerando siempre la escala geográfica y teniendo como principio la identificación de ESU's (Ryder, 1986), OCU's (Walsh, 2000) prioritarios para la conservación. Estos conceptos son aplicables con base en criterios del estado de la diversidad y distribución genética observada de poblaciones con bajos niveles de diversidad genética que son susceptibles de conservación y que requieren estrategias de manejo específicas y eficientes mediante un diseño adecuado que se fundamenta en la biología de la especie (Crandall *et al.*, 2000). Los niveles de diversidad genética en las poblaciones a lo largo de su distribución y el grado en que genéticamente se encuentran estructuradas (diferenciadas) están determinados por aspectos biológicos propios de la especie, tales como ambientales, ecológicos, geográficos, geológicos, históricos y evolutivos (Arbogast y Kenagy, 2001). La filogeografía como disciplina de estudio ayuda a comprender los patrones que determinan la heterogeneidad de la distribución genética a lo largo del espacio geográfico de la especie y sus linajes (Vázquez-Domínguez *et al.*, 2009). En el planteamiento de estudios filogeográficos es importante definir el área de estudio, considerando los posibles escenarios históricos y geográficos. También es importante conocer las características ecológicas de las especies y sus linajes que ahí se distribuyen. Para ello, se debe elegir el marcador molecular más adecuado al tipo de información que se desea obtener, ya que para un análisis filogeográfico se utilizan, estrictamente, datos moleculares del ADN de ejemplares de la especie (o sus linajes, p. ej. subespecies) a lo largo de su distribución. En su gran mayoría, los análisis filogeográficos

están contextualizados en el análisis de secuencias de ADN mitocondrial (ADN_{mt}) que permiten inferir los aspectos históricos que han modelado la diversidad de los linajes genealógicos de las poblaciones en su distribución geográfica (Avice, 2000).

Filogeografía y coalescencia

La filogeografía se apoya en la teoría de la **coalescencia**, la cual provee un marco conceptual estadístico para el estudio de los procesos evolutivos que influyeron históricamente en las poblaciones y que dieron lugar a la diversidad genética observada. La coalescencia es entonces un modelo que separa linajes (remontados en el tiempo) hasta encontrar el ancestro común (Harding, 1996). El tiempo de coalescencia o punto donde los linajes se separan está influenciado por factores que operan a nivel poblacional como, por ejemplo, cambios en el tamaño de las poblaciones, selección natural o dinámica del flujo génico. La coalescencia integra, además, el tratamiento matemático y estadístico adecuado para el análisis de las genealogías génicas, dentro y entre especies próximas (Felsenstein, 1971; Griffiths, 1980). En este sentido, la teoría de coalescencia hace que la interpretación de la filogeografía se piense y exprese de manera diferente a la teoría tradicional de genética de poblaciones; es decir, considera que las mutaciones neutras (teoría de la neutralidad) se acumulan a lo largo de las ramas del filograma, las cuales representan los linajes génicos (Kimura y Ohta, 1969; Kimura, 1980).

Construcción de filogramas

En filogeografía se aplican algoritmos de **parsimonia o de máxima verosimilitud**, los cuales se pueden implementar en programas de

cómputo (Excoffier y Heckel, 2006), y en un filograma la longitud de las ramas expresa la cantidad de cambios evolutivos. Templeton y Sing (1993) y Templeton (1998, 2001) proponen el análisis complementario denominado **"análisis cladístico anidado"**, el cual permite detectar y probar estadísticamente los mecanismos evolutivos responsables de la distribución espacial de los patrones de la diversidad genética y, básicamente, convierte el filograma en una red de "clados anidados" (también llamada red de haplotipos). La red de genes incluye clados, donde cada nivel sucesivo en jerarquía se considera más antiguo que los niveles inferiores actuales (Figura 1) (Knowles y Maddison, 2002; Templeton, 2004).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Filogeografía y conservación en especies de fauna silvestre

Ungulados: ciervos (*Cervus elaphus*; *Pudu puda*; *Odocoileus hemionus*; *Capreolus pygargus*; *Capreolus capreolus*; *Alces alces*)

En ciervo rojo (*Cervus elaphus*) se comparó la filogeografía de las poblaciones de China con las distribuidas en Asia, Europa y Norteamérica (Figura 2 A). Se evidenció la existencia de dos linajes donde las poblaciones del Este son diferentes a las del Oeste, lo cual es congruente con su distribución histórica, y se identificó que la migración de este cérvido fue desde el Norte de Eurasia a Norteamérica (Mahmut *et al.*, 2002). Otro estudio realizado con esta especie mostró que los efectos del cambio climático ocurridos durante el Pasado Glacial Máximo (PGM) llevaron a restringir geográficamente a las poblaciones hacia el Sureste de Europa y el Este de Asia, lo cual hizo consistentes las divergencias

genéticas entre las poblaciones de estas dos áreas (Meiri *et al.*, 2013).

En el caso del ciervo pudú (*Pudu puda*) endémico de Chile y Argentina se encontró una clara divergencia entre la población de la Isla Chiloé con respecto a las poblaciones distribuidas en el continente, debido al evidente aislamiento geográfico ocurrido durante el PGM, lo que ha llevado a proponer que se trata de dos subespecies (una insular y otra continental), y a considerar programas de conservación específicos (Fuentes-Hurtado *et al.*, 2011). Otro cérvido que ha sido objeto de investigación es el venado bura (*Odocoileus hemionus*), del que se demostró que aparentemente existen tres ESU de manejo genético distinto, lo que permitió recomendar la preservación de los procesos evolutivos naturales, incrementar el flujo génico entre poblaciones con haplogrupos similares y aumentar el tamaño poblacional para evitar la reintroducción de individuos de distintos linajes que merman la diversidad genética (Torres, 2012). Se ha investigado también el polimorfismo del ADN_{mt} en el corzo siberiano (*Capreolus pygargus*) y el corzo europeo *C. capreolus* (Figura 2 B), encontrando divergencia genética que permitió separar ambas especies, información de utilidad para proponer planes de conservación para la supervivencia de estas especies en riesgo (Randi *et al.*, 1998). Se consideraba que existían dos subespecies de alce (*Alces alces*) definidas geográficamente; los datos rechazaron esa hipótesis dado que la divergencia entre las supuestas razas se debe a recientes "cuellos de botella", así como al reducido tamaño efectivo de la población y a una expansión de esta última con linajes extintos (Hundertmark *et al.*, 2002).

En pecarí de collar (*Pecari tajacu*) se evidenció la expansión del rango de la especie como principal proceso histórico que moldeó la diversidad genética observada en la distribución geográfica de este ungulado, información que permitió proponer tres unidades genéticas de manejo y la existencia de una posible hibridación entre linajes de la especie (Gongora *et al.*, 2006).



Figura 2. A: Hembras y crías de ciervo rojo (*Cervus elaphus*) en un rancho cinegético en España. B: Trofeo de corzo (*Capreolus pygargus*) cosechado por aprovechamiento cinegético en España.

Carnívoros: jaguar (*Panthera onca*) y oso negro (*Ursus americanus*)

El jaguar (*Panthera onca*) es el felino más grande de América; muestra una alta diversidad nucleotídica y muy alta diversidad haplotípica, cuya relación es indicadora de recientes cuellos de botella por la escasa estructura poblacional y evidente divergencia entre poblaciones, influenciado por el flujo genético, ya que aparentemente no existe barrera geográfica que impida el libre movimiento de los individuos. El jaguar puede considerarse una OCU, lo que implica la conservación de los corredores biológicos que ocupa esta especie para desplazarse, por lo que las estrategias de conservación del jaguar debe mantener altos niveles de flujo de genes a través de la conexión de áreas geográficas amplias (Eizirik *et al.*, 2001). Se piensa que las poblaciones de oso negro (*Ursus americanus*) se refugiaron en el Pacífico y Atlántico por las condiciones climáticas de la última glaciación. Estudios recientes muestran que las poblaciones mexicanas de este úrsido provienen del linaje del Atlántico, lo cual es congruente con la hipótesis de que la estructura genética del oso se generó cuando ocurrió la última glaciación. Los esfuerzos de conservación para proteger sus poblaciones en México consideran el mantenimiento del hábitat del oso en el Atlántico (Juárez-Casillas *et al.*, 2013).

Reptiles: serpientes (*Senticolis spp*) y tortugas (*Chelonia mydas* y *Caretta caretta*)

Los estudios de linajes infraespecíficos (a nivel de subespecie) en serpientes muestran interesantes patrones de diversidad genética. Por ejemplo, las subespecies de *Senticolis triaspis*: *S. t. triaspis* y *S. t. mutabilis* mostraron divergencia genética, congruente con la distancia geográfica, mientras que la subespecie *S. t. intermedia* presentó una mayor diversidad genética con varias agrupaciones dentro de ella. Dado que se sospecha que existen algunas divergencias genéticas debido a factores ecológicos, se plantea la incorporación del análisis del nicho ecológico como un estudio adicional para esclarecer las causas de la divergencia (Roth-Monzón, 2013). En tortugas marinas (*Chelonia mydas* y *Caretta caretta*) un estudio destacó la presencia de haplotipos endémicos, presentando diferenciación genética que estuvo positivamente correlacionada con la distancia geográfica entre las colonias de anidación en Cuba, en congruencia con los patrones de corrientes marinas. Dado que se detectó que las tortugas comparten un pasado histórico común con las restantes poblaciones que anidan de la región, se propuso como ESU con manejo singular que se evite la pérdida del pool genético de estas especies (Ruiz, 2008).

Otras especies de fauna silvestre

En armadillos (*Dasypus novemcinctus*) se ha demostrado que los factores históricos a través de cambios climáticos y el tamaño de población han moldeado los patrones de estructura y diversidad genética de esta especie, infiriendo que su comportamiento filopátrico se debe a la demografía histórica de las poblaciones y a la reciente formación de linajes. Una de las estrategias de conservación del nicho ecológico del armadillo fue facilitar el flujo genético entre grupos con distribución disyunta (Arteaga *et al.*, 2012). En otras especies como roedores, particularmente en la subespecie *Oryzomys couesi cozumelae*, ratón endémico de la isla de Cozumel, México, se encontraron inesperados altos niveles de diversidad genética. Es decir, las poblaciones

de este ratón no se han visto genéticamente afectadas según lo esperado en especies isleñas que se caracterizan por presentar pérdida de diversidad genética, incremento de la endogamia y flujo génico reducido. Con esta información se unieron esfuerzos para conservar la biota de Cozumel (Vega *et al.*, 2007). Varios estudios en primates mexicanos han demostrado que sus poblaciones han sido drásticamente disminuidas por la severa deforestación de los bosques tropicales en los últimos 60 años, junto con la caza ilegal y comercio no autorizado para su uso como mascotas. Los estudios filogeográficos de primates han permitido responder preguntas evolutivas a nivel de género, con una mejor comprensión de la filogenia de las especies, y el desarrollo de estrategias más efectivas para la conservación y supervivencia de los monos distribuidos en México (Argüello-Sánchez y García-Feria, 2014). El murciélago pescador (*Myotis vivesi*) es una especie endémica y en riesgo de extinción distribuida en las Islas del Golfo de California, México. Sus poblaciones muestran una marcada estructura poblacional, sin aislamiento por distancia, lo que sugiere una dispersión diferencial entre sexos. Este resultado es interesante ya que se infiere que la estructura genética de la población es determinada por el sexo del murciélago, debido a que los machos y hembras no tienen la misma capacidad de dispersión (Stadelmann *et al.*, 2004).

La filogeografía del ave trepatroncos de corona punteada (*Lepidocolaptes affinis*) está influenciada por barreras geográficas que moldean la estructura genética de las poblaciones de esta especie en México y Costa Rica. La población en México

está compuesta por dos linajes diferentes, mientras que en Costa Rica no mostró evidente separación de linajes debido al cuello de botella genético de esta población. En principio, esta información explicó cómo los linajes se han separado evolutivamente en el espacio geográfico, conceptualizándolas como ESU susceptibles de conservación (Arbeláez-Cortés *et al.*, 2010). En escarabajos (*Epicauta uniforma* y *E. stigmata*) se investigó si la distribución geográfica de la diversidad genética de poblaciones está asociada a la variación morfológica observada, encontrando una nula relación significativa entre estas escalas de variación. Con estos datos se concluyó que estas especies nominales no son recíprocamente monofiléticas y constituyen una misma ESU, teniendo implicaciones en su taxonomía y conservación (Salvador de Jesús, 2013). En peces pelágicos migratorios, como el pez delfín (*Coryphaena hippurus*), no fue posible observar claramente una diferenciación genética entre poblaciones del Indo-Pacífico y las poblaciones del Atlántico, como se ha documentado en la mayoría de las especies pelágicas tropicales de atún y peces picudos. Dada la importancia de este pez como recurso se han establecido unidades de pesca para la administración de pesquerías (Díaz-Jaimes *et al.*, 2010).

Protocolo de estudio filogeográfico del venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*) en México

En el laboratorio de Reproducción y Genética de Fauna Silvestre del Colegio de Postgraduados, Campus San Luis Potosí, desde 2012 se lleva a cabo un estudio sobre la filogeografía del venado cola blanca (*Odocoileus*



Figura 3. Venado cola blanca texano (*Odocoileus virginianus texanus*) que se distribuye en la región noreste de México.

virginianus) en México (Figura 3) con el propósito de definir las subespecies distribuidas en México y explicar los cambios que se han producido a través del tiempo, y soportar tanto la definición como la distribución geográfica de las subespecies. A la fecha son 11 subespecies identificadas con su filogeografía definida, quedando tres en estudio para tener completo el análisis de las 14 subespecies reportadas en la literatura. El esquema filogeográfico se sintetiza en el Cuadro 1 el cual marca importantes secuencias para el manejo y conservación de la especie en México por su importancia ecológica y valor económico en actividades cinegéticas.

CONCLUSIONES

El campo del conocimiento de la filogeografía es reciente y es uno de los más dinámicos en el ámbito nacional e internacional por sus implicaciones y los servicios que ofrece para la conservación de la fauna silvestre. Se considera que los avances en ciencia y tecnología sobre el tema de diversidad genética, además de los programas de capacitación de recursos humanos en México, contribuyen sustancialmente a conservar la diversidad biológica y en la definición de nuevas políticas enfocadas a la conservación de especies con potencial de uso y otras de bajo riesgo.

AGRADECIMIENTOS

Al Conejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) de México por su apoyo para la realización del presente trabajo como parte del proyecto Conservación de la Diversidad Genética y Mejora del Venado Cola-Blanca en México. Fondo Sectorial SEP-CONACYT, Investigación Básica.

LITERATURA CITADA

- Anderson T.J.C., Komuniecki R., Komuniecki P.R. Jaenike J. 1995. Are mitochondria paternally inherited in *Ascaris*? *International Journal for Parasitology*. 25: 1001-1004.
- Arbeláez-Cortés E., Nyári Á.S., Navarro-Sigüenza A.G. 2010. The differential effect of lowlands on the phylogeographic pattern of a Mesoamerican montane species (*Lepidocolaptes affinis*, Aves: Furnariidae). *Molecular Phylogenetics and Evolution*. 57: 658-668.
- Arbogast B.S., Kenagy G.J. 2001. Comparative phylogeography as an integrative approach to historical biogeography. *Journal of Biogeography*. 28: 819-825.
- Argüello-Sánchez L.E., García-Feria L.M. 2014. La genética como herramienta para el estudio y conservación del género *Alouatta* en México. *Acta Zoológica Mexicana* (n. s.). 30(2): 387-394.
- Arteaga M.C., Piñero D., Eguiarte L.E., Gasca J., Medellín R.A. 2012. Genetic structure and diversity of the nine-banded armadillo in Mexico. *Journal of Mammalogy*. 93: 547-559.

Cuadro 1. Protocolo para el estudio filogeográfico de *Odocoileus virginianus*.

Trabajo de campo	Delimitación del (las) área(s) geográfica(s) de estudio Región Certo-Norte, Centro-Sur y Pacífico Mexicano	Colecta de material biológico Tejido sanguíneo, músculo, hígado, corazón, piel, heces, cornamenta, etc.	
Trabajo de laboratorio	Extracción de ADN Kit comercial o Protocolo convencional	Reacción en Cadena de la Polimerasa (PCR) Agua grado PCR, Buffer para PCR, MgCl ₂ , dNTPs, Primers (gen del ADN _{mt}), Taq polimerasa y ADN molde	Secuenciación Purificación de productos PCR Secuenciación capilar
Inspección de secuencias	Supervisión de cromatogramas Software: Chromas Lite v. 2.1.1 Alineamiento de las secuencias Software: Clustal X instalado en MEGA v. 6	Identidad de secuencias Método Basic Local Alignment Search Tool Software en GenBank (National Center for Biotechnology Information)	
Parámetros básicos de diversidad genética	Análisis de las secuencias Sitios polimórficos; transiciones, transversiones, composición nucleotídica Software: Arlequin v. 3.3.1	Índices de diversidad genética Diversidad haplotípica y nucleotídica; haplotipos únicos y compartidos; Tajima D Software: Arlequin v. 3.3.1 Mismatch distribution con Software: DnaSP v.5	
Análisis de divergencia y distribución de la diversidad genética	Estructura genética AMOVA jerárquico y por grupos regionales; FST y flujo genético Software: Arlequin v. 3.3.1 Relación genética-geográfica (Análisis de escalamiento multidimensional) Software: SPSS v. 15.0	Genética espacial Aislamiento por distancia (Prueba de Mantel) Software: GenALEX v. 6.5	
Inferencia filogenética y de procesos evolutivos	Relaciones filogenéticas Modelo de sustitución de nucleótidos. Construcción de filograma con Máxima Parsimonia, Máxima Verosimilitud, Neighbor-joining Software: MEGA v. 6	Genealogía de genes Red de haplotipos usando parsimonia estadística Software: TCS 1.21	

Avise J.C., Hamrick J.L. 1996. Conservation Genetics: case histories from Nature. Chapman & Hall, New York. 512 p.

Avise J.C. 2000. Phylogeography. The history and formation of species. Harvard University Press, Cambridge, United Kingdom. 447 pp.

Avise J.C., Jonathan J., Ball R., Bermingham E., Lamb T., Neigel J., Reeb C., Saunders N. 1987. Intraspecific phylogeography: the mitochondrial DNA bridge between population genetics and systematics. Ann. Rev. Ecol. System. 18:489-522.

Avise J.C. 2004. Molecular markers, natural history and evolution. Second edition. Sinauer Associates, Inc. Publishers. Sunderland, Massachusetts.

Avise J.C. 2010. Molecular Ecology and Evolution: the Organismal Side. World Scientific Publishing, Singapore. 561 p.

Ballard O. J.W., Whitlock M.C. 2004. The incomplete natural history of

mitochondria. Molecular Ecology. 13: 729-744.

Beebe T., Rowe G. 2003. An introduction to molecular ecology. Oxford. Oxford University Press.

Crandall K., Bininda-Emonds O., Mace G., Wayne R. 2000. Considering evolutionary processes in conservation biology. Tree. 15: 290-295.

Díaz-Jaimes P., Uribe-Alcocer M., Rocha-Olivares A., García-de-León F.J., Nortmoon P. Durand J.D. 2010. Global phylogeography of the dolphinfish (*Coryphaena hippurus*): The influence of large effective population size and recent dispersal on the divergence of a marine pelagic cosmopolitan species. Molecular Phylogenetics and Evolution. 57(3): 1209-1218.

Domínguez-Domínguez O., Vázquez-Domínguez E. 2009. Filogeografía: aplicaciones en taxonomía y conservación. Animal Biodiversity and Conservation. 32(1): 59-70.

Eizirik E., Kim J.H., Menotti-Raymond M., Crawshaw J.R., O'Brien S.J., Johnson W.E. 2001. Phylogeography, population history and conservation genetics of jaguars (*Panthera onca*, Mammalia, Felidae). Molecular Ecology. 10: 65-79.

Excoffier L., Heckel G. 2006. Computer programs for population genetics data analysis: a survival guide. Nature Reviews Genetics. 7: 745-758.

Felsenstein J. 1971. The rate of loss of multiple alleles in finite haploid populations. Theoretical Population Biology. 2: 391-403.

Fuentes-Hurtado M., Marín J.C., González-Acuña D., Verdugo C., Vidal F., Vianna J.A. 2011. Molecular divergence between insular and continental Pudu deer (*Pudu puda*) populations in the Chilean Patagonia. Studies on Neotropical Fauna and Environment. 46(1): 23-33.

Gongora J., Morales S., Bernal J.E. Moran C. 2006. Phylogenetic divisions among

- Collared peccaries (*Pecari tajacu*) detected using mitochondrial and nuclear sequences. *Molecular Phylogenetics and Evolution*. 41: 1-11.
- Griffiths R.C. 1980. Lines of descent in the diffusion approximation of neutral Wright-Fisher models. *Theoretical Population Biology*. 17: 40-50.
- Juárez-Casillas L.A., Varas C., Cervantes F.A. 2013. Análisis filogenético del linaje evolutivo del oso negro (*Ursus americanus*) de México. *THERYA*. 4(3): 467-484.
- Hall B.G. 2004. Phylogenetic trees made easy: A how-to manual. Sunderland (MA): Sinauer Associate 221 p.
- Hall B.G. 2013. Building phylogenetic trees from molecular data with MEGA. *Molecular Biology and Evolution*. 30(5): 1229-1235.
- Harding R.M. 1996. New phylogenies: An introductory look at the coalescent. *In: New uses for new phylogenies*. Harvey, P. H., A. J. Leigh Brown, J. Maynard Smith and S. Nee (Eds.). Oxford University Press, Nueva York. Pp. 15-22.
- Harrison C.J., Langdale J.A. 2006. A step by step guide to phylogeny reconstruction. *The Plant Journal*. 45: 561-572.
- Hundertmark J.K., Shields G.F., Udina I.G., Bowyer R.T., Danilkin A.A., Schwartz C.C. 2002. Mitochondrial phylogeography of Moose (*Alces alces*): late Pleistocene divergence and population expansion. *Molecular Phylogenetics and Evolution*. 22(3): 375-387.
- Kimura M. 1980. A simple method for estimating evolutionary rate of base substitutions through comparative studies of nucleotide sequences. *Journal of Molecular and Evolution*. 16: 111-120.
- Kimura M., Ohta T. 1969. The average number of generations until fixation of a mutant gene in a finite population. *Genetics*. 61: 763-771.
- Knowles L.L., Maddison W.P. 2002. Statistical phylogeography. *Molecular Ecology*. 11: 2623-2635.
- Lanteri A.A., Confalonieri V.A. 2003. Filogeografía: objetivos, métodos y ejemplos. *En: Una perspectiva Latinoamericana de la Biogeografía: Conceptos, teorías, métodos y aplicaciones*. Llorente-Bousquets y J.J. Monroe (Eds.). Facultad de Ciencias. UNAM. México. Pp. 118-193.
- Mahmut H., Masuda R., Onuma M., Takahashi M., Nagata J., Suzuki M., Ohtaiishi N. 2002. Molecular phylogeography of the Red Deer (*Cervus elaphus*) populations in Xinjiang of China: comparison with other Asian, European, and North American Populations. *Zoological Science*. 19(4): 485-495.
- Meiri M., Lister A.M., Higham T.F.G., Stewart J.R., Straus L.G., Obermaier H., González M.R. M., Marín-Arroyo A.B., Barnes I. 2013. Late-glacial recolonization and phylogeography of European red deer (*Cervus elaphus* L.). *Molecular Ecology*. 22: 4711-4722.
- Piñero D., Barahona A., Eguiarte L., Rocha A. O., Salas R.L. 2008. La variabilidad genética de las especies: aspectos conceptuales y sus aplicaciones y perspectivas en México. *En: Capital natural de México, vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad*. CONABIO. México. Pp. 415-435.
- Randi E., Pierpaoli M., Danilkin A. 1998. Mitochondrial DNA polymorphism in populations of Siberian and European roe deer (*Capreolus pygargus* and *C. capreolus*). *Heredity*. 80: 429-437.
- Roth-Monzón A.J. 2013. Filogeografía de la serpiente *Senticolis triaspis* (Squamata: Colubridae). Tesis de Maestría en Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Ruiz U.A. 2008. Genética poblacional y filogeografía de *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758) y *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758): una perspectiva regional con énfasis en el suroeste de Cuba. Tesis de Doctorado en Ciencias Biológicas. Centro de Investigaciones Marinas. Universidad de La Habana. Cuba.
- Salvador de Jesús B.V. 2013. Filogeografía de *Epicauta* (*Macrobasis*) *stigmata* (Dugés, 1869) (Coleoptera: Meloidae) y resolución de problemas taxonómicos en el grupo de *Epicauta* (*Macrobasis*) *uniforma* sensu Werner, 1958. Tesis de Maestría en Ciencias Biológicas. Universidad Nacional Autónoma de México. 91 p.
- Ryder O.A. 1986. Species conservation and systematic: the dilemma of subspecies. *Trends in Ecology and Evolution*. 1: 9-10.
- Stadelmann B.L., Herrera G., Arroyo-Cabrales J., Flores-Martínez J.J., May B.P., Ruedi M. 2004. Molecular systematics of the Fishing Bat *Myotis* (*Pizonyx*) *vivesi*. *Journal of Mammalogy*. 85(1): 133-139.
- Templeton A.R. 1998. Nested clade analyses of phylogeographic data: Testing hypotheses about gene flow and population history. *Molecular Ecology*. 7: 381-397.
- Templeton A.R. 2001. Using phylogeographic analyses of gene trees to test species status and processes. *Molecular Ecology*. 10: 779-791.
- Templeton A.R. 2004. Statistical phylogeography: methods of evaluating and minimizing inference errors. *Molecular Ecology*. 13:789-809.
- Templeton A.R., Sing C.F. 1993. A cladistic analysis of phenotypic associations with haplotypes inferred from restriction endonuclease mapping. IV. Nested analyses with cladogram uncertainty and recombination. *Genetics*. 134: 659-669.
- Torres O.J.D. 2012. Filogeografía y genética de la conservación del venado bura (*Odocoileus hemionus*) en México. Tesis de Licenciatura en Biología. Universidad Nacional Autónoma de México. 74p.
- Vázquez-Domínguez E. 2007. Filogeografía y vertebrados. *En: Ecología Molecular*. Eguiarte, L.E., V. Souza y X. Aguirre (compiladores). Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Instituto Nacional de Ecología. Universidad Nacional Autónoma de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. Pp. 441-466.
- Vázquez-Domínguez E., Castañeda-Rico S., Garrido-Garduño T., Gutiérrez-García T.A. 2009. Avances metodológicos para el estudio conjunto de la información genética, genealógica y geográfica en análisis evolutivos y de distribución. *Revista Chilena de Historia Natural*. 82(2): 277-297.
- Vega R., Vázquez-Domínguez E., Mejía A., Cuarón A.D. 2007. Unexpected high levels of genetic variability and the population structure of an island endemic rodent (*Oryzomys couesi cozumelae*). *Biological Conservation*. 137: 210-222.
- Walsh P.D. 2000. Sample size for the diagnosis of conservation units. *Conservation Biology*. 14(5): 1533-1537.
- Young A.G., Clarke G.M., Cowlshaw G., Woodroffe R. 2000. Genetics, demography and viability of fragmented populations (*Conservation Biology*). Cambridge University Press 456 p.

CARACTERIZACIÓN DE LA VEGETACIÓN DE MATORRAL SUBMONTANO RELACIONADA CON CAPACIDAD DE CARGA ANIMAL

CHARACTERIZATION OF THE PIEDMONT SCRUB VEGETATION IN RELATION TO THE CAPACITY FOR ANIMAL LOAD

Uvalle-Sauceda, J.I.¹; Reséndiz-Dávila, L.¹; González-Saldívar, F.N.¹; Cantú-Ayala, C.M.¹; González-Uribe, D.U.²; Olguín-Hernández, C.A.^{3*}

¹Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. ²Profesor Investigador de la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. ³Investigador del Colegio de Postgraduados, Campus Córdoba, México.

*Autor de correspondencia: agosto.olguin@gmail.com

RESUMEN

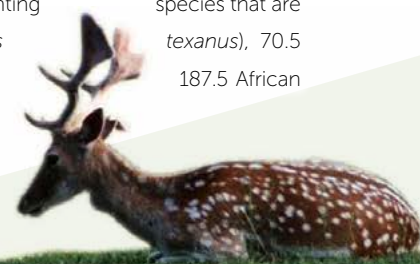
Se caracterizó la vegetación del matorral submontano de Linares, Nuevo León, México, con el fin de relacionarla con la capacidad de carga animal, específicamente de especies cinegéticas, considerando la vegetación de galería, fragmentos con impacto antropogénico por sus antecedentes agrícolas, áreas que recibieron tratamientos mecánicos, así como áreas dedicadas a la ganadería cubiertas con pastos. La evaluación se realizó en la época invernal de 2010, que representa el periodo más crítico en cuanto a producción de forraje disponible para fauna silvestre y ganado doméstico. La caracterización registró 57 especies de plantas pertenecientes a 21 familias, sobresaliendo Fabaceae con 11 especies. Las taxa que más destacaron fueron las de la familia Rubiaceae (*Randia aculeata*), Fabaceae (*Havardia pallens* y *Vachellia farnesiana*), Ebenaceae (*Diospyros palmeri*) y Taxodiaceae (*Taxodium mucronatum*). La producción de biomasa por comunidad vegetal registró diferencias, siendo la de galería la que presentó menor producción (0.34 ton ha⁻¹), seguida por el matorral submontano y el área con tratamiento mecánico con valores de 0.57 ton ha⁻¹ y 0.52 ton ha⁻¹, respectivamente, mientras que la superficie cubierta con pastizal obtuvo 1.479 ton ha⁻¹. La capacidad estimada de carga fue de 32 unidad animal (UA); no obstante, entre comunidades vegetales las UA que pueden soportar varían por la estructura, composición vegetal, hábitos alimenticios y tamaño de las especies cinegéticas que se encuentran en el predio, dando valores de 114.1 venados cola blanca texano (*Odocoileus virginianus texanus*), 70.5 ciervo axis (*Axis axis*), 87.8 gamo común (*Dama dama*), 17.6 Ciervo rojo (*Cervus elaphus*) y 187.5 antilope africano (*Antilope cervicapra*).

Palabras clave: Nuevo León, fauna silvestre, venados, ciervos.

ABSTRACT

The piedmont scrub vegetation was characterized in Linares Nuevo León, México, with the aim of relating it to the capacity for animal load, particularly species for hunting, considering gallery vegetation, fragments with anthropogenic impact as a result of its agricultural antecedents, areas that received mechanical treatments, as well as areas devoted to livestock production covered with grasses. The evaluation was done in winter time, 2010, which represents the most critical period in terms of fodder production available for wild fauna and domestic livestock. The characterization recorded 57 species of plants belonging to 21 families, with Fabaceae standing out with 11 species. The taxa that stood out the most were from the family Rubiaceae: *Randia aculeata*, Fabaceae: *Havardia pallens* and *Vachellia farnesiana*; Ebenaceae: *Diospyros palmeri* and Taxodiaceae: *Taxodium mucronatum*. The biomass production per plant community showed differences, with gallery presenting the lowest production (0.34 ton ha⁻¹), followed by piedmont scrub and the areas with mechanical treatment, with values of 0.57 ton ha⁻¹ and 0.52 ton ha⁻¹, respectively, while the surface covered with grass obtained 1.479 ton ha⁻¹. The estimated load capacity was 32 animal units (UA), although among plant communities the UAs that can withstand it vary as a result of the structure, plant composition, dietary habits, and size of the hunting species that are located in the land property, giving values of 114.1 Texan white-tailed deer (*Odocoileus virginianus texanus*), 70.5 chital deer (*Axis axis*), 87.8 common fallow deer (*Dama dama*), 17.6 red deer (*Cervus elaphus*) and 187.5 African antelope (*Antilope cervicapra*).

Keywords: Nuevo León, wild fauna, deer.



INTRODUCCIÓN

El matorral submontano se distribuye en un rango altitudinal de entre 400 m y 900 m, sobrepasando rara vez los 2,000 m (Stuth y Sheffield, 2004). Su distribución en el estado de Nuevo León, México cubre 8% de su superficie (Estrada, 1998). Por la altura de su dosel y las especies que lo conforman, este tipo de vegetación puede variar con base en los tipos de suelos y precipitación presente, los cuales van de 1.5 m a 3 m de altura en suelos tipo arcilloso-arenoso y arenoso-arcilloso, y en los arenosos y arcillosos, hasta 3 m a 5 m de altura promedio (Estrada et al., 2012). Entre las especies más importantes del matorral submontano en el estado de Nuevo León se mencionan a *Vachellia amentacea*, *Croton suaveolens*, *Fraxinus greggii* var. *greggii*, *Helieta parvifolia*, entre otras principales, y la presencia de estas especies permiten realizar diversas actividades antropogénicas, tales como artesanías, extracción de leña, madera para cercos, plantas medicinales y alimentación para ganado, etcétera. (Castillo et al., 2005). Actualmente se cuenta con información sobre el matorral submontano en cuanto a estudios ecológicos y etnobotánicos (Estrada, 1998; Ramírez et al., 1997; Castillo et al., 2005); sin embargo, existe poca información sobre su aprovechamiento como fuente de forraje para actividades ganaderas y cinegéticas. Lo anterior ha generado su explotación desmedida por el ganado doméstico y en cuanto a actividades cinegéticas se aplican planes de manejo inadecuados que acentúan la sobreexplotación de los componentes vegetales. Con los resultados obtenidos se podrían hacer recomendaciones para un mejor uso de este ecosistema al adecuar su aprovechamiento a la capacidad de

carga adecuada, buscando la sustentabilidad de dicho ecosistema; por tanto, conocer la estructura de la vegetación del matorral submontano y su productividad pueden ser factores clave para coadyuvar a las medidas de manejo como fuente de forraje bajo criterio sostenible. Además de precisar la relevancia ecológica de este tipo de vegetación se pueden presentar criterios para manejo de áreas afectadas por actividades humanas respecto a especies pioneras, tales como *Vachellia farnesiana*, que han reducido el potencial productivo de biomasa aprovechable. Con base en lo anterior se evaluó la productividad de forraje del matorral submontano y su relación con la capacidad de carga animal dentro de una Unidad de Manejo (UMA).

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio se localizó en una porción de matorral submontano dentro de la Unidad para la Conservación, Manejo y Aprovechamiento Sustentable de la Vida Silvestre (UMA), Rancho "La Nutria", sobre la parte inferior de la Sierra Madre Oriental (24° 54' 12.18" N, y 99° 45' 56.82" O), en el municipio de Linares, Nuevo León (Figura 1). El clima predominante es semicálido subhúmedo, con lluvias en verano, con un porcentaje de precipitación invernal de entre 5 y 10.2 mm, precipitación total anual de 600 mm a 1000 mm y temperatura promedio de 18 °C. La máxima incidencia de lluvias se presenta en septiembre, con valores de 170 mm a 180 mm, en tanto que la mínima se registra en enero y diciembre, con un valor de 15 mm a 20 mm (SPP, 1986). Los tipos de suelo presentes son vertisol pélico con textura fina (Vp/3) y regosol eutrítico con partes de litosol y luvisol vértico con textura fina (Re+I+Lv/3) (INEGI, 1997). La hidrología del sitio se caracteriza por tener

dos afluentes de agua permanentes; los arroyos La Nutria y El Zopilote (INEGI, 1978), dentro de la región Hidrológica de San Fernando-Soto La Marina en la cuenca del Golfo Norte, la cual comprende la parte sureste del estado de Nuevo León, incluyendo los municipios de Linares y Galeana (INEGI, 1986). Los tipos de vegetación representados en esta área son: matorral submontano (Mb), matorral submonta-



Figura 1. Localización del área de estudio.

no subinmerme con pastizal inducido (Mb-Pi), matorral submontano espinoso (Me-Pi), pastizal inducido en matorral espinoso (Pi-Me), pastizal inducido (Pi), agricultura de temporal con cultivos anuales (TA), bosques de galería (BG) (INEGI, 1978). Mediante el uso de las herramientas Google Earth y QGIS 2.2 Versión libre se realizó una estratificación del área de estudio con la finalidad de ubicar y cuantificar la superficie ocupada por las diferentes comunidades vegetales del área de estudio. Para llevar a cabo la caracterización de la vegetación en cada comunidad vegetal se establecieron líneas de muestreo de 15 m de longitud (Canfield, 1941) seleccionadas completamente al azar.

Este método estima la abundancia, frecuencia y dominancia; parámetros utilizados para determinar el **Índice de Valor de Importancia** (IVI) de cada especie, lo que permite interpretar el rol que juegan en el ecosistema, dando la pauta para dictar medidas de manejo del área de estudio en cuestión (Lamprecht, 1990); para el cálculo del IVI se utilizó la siguiente fórmula propuesta por Curtis y McIntosh (1951).

$$IVI = AR + FR + DR$$

Donde: IVI=Índice de valor de importancia; AR=Abundancia relativa; FR=Frecuencia relativa; DR=Dominancia relativa; Abundancia relativa (AR):

$$AR = \left(\frac{\sum_{i=1}^n spi}{\sum_{i=1}^m Spp} \right) * 100$$

Donde: AR=Abundancia relativa; $\sum_{i=1}^n spi$ = Sumatoria de la especie i ; $\sum_{i=1}^m Spp$ = Sumatoria de todas las especies.

$$FR = \left(\frac{\sum_{i=1}^n Spi}{\sum_{i=1}^m FSpp} \right) * 100$$

Donde: FR=Frecuencia relativa; $\sum_{i=1}^n Spi$ = Sumatoria de la frecuencia de la especie i ; $\sum_{i=1}^m FSpp$ = Sumatoria de las frecuencias de todas las especies

$$DR = \left(\frac{\sum_{i=1}^n CobSpi}{\sum_{i=1}^m CobSpp} \right) * 100$$

Donde: DR=Dominancia relativa; $\sum_{i=1}^n CobSpi$ = Sumatoria de las coberturas de la especie i ; $\sum_{i=1}^m CobSpp$ = Sumatoria de las coberturas de todas las especies

Para determinar la diversidad específica de las especies de las comunidades vegetales presentes en el área de estudio se utilizó el índice de Shannon-Wiener (Moreno, 2001).

$$-H' = \sum_{i=1}^n p_i * \log Np_i$$

Donde: n =número de especies; p_i =proporción de individuos de la especie i respecto al total de individuos (es decir, la abundancia relativa de la especie i) $\frac{n_i}{N}$; n_i =número de individuos de la especie i ; N =número de todos los individuos de todas las especies.

Para conocer el comportamiento y la similitud-disimilitud que presentan cada una de las comunidades se utilizó el Índice de Jaccard (Olguín, 2005).

$$I_j = \frac{c}{a + b - c}$$

Donde: I_j =Coeficiente de similitud de Jaccard; a =Número de especies presentes en el sitio a ; b =Número de especies presentes en el sitio b ; c =Número de especies presentes en ambos sitios.

Para estimar la producción de biomasa se utilizó el Método no destructivo de Adelaide (Foroughbakhch *et al.*, 1996) donde se utiliza una muestra de referencia de cada planta presente en los cuadrantes, los cuales variaron en dimensiones según la vegetación presente, tales como árboles, arbustos y herbáceas (50, 25 y 1 m² respectivamente) y tomando en cuenta una altura de ramoneo promedio de 1.5 m (Olguín, 2005), la cual puede variar dependiendo del animal que se estudie. La capacidad de carga animal se determinó mediante la fórmula Stuth y Sheffield (2004).

$$K = \frac{Ms}{CA}$$

Donde: K =Capacidad de carga animal (Número de animales por hectárea); Ms =Kilogramos de materia seca disponible por hectárea; CA =Consumo de materia seca anual.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La estratificación del área de estudio mostró que el predio tiene una superficie de 372.68 ha y la superficie cubierta con la comunidad vegetal original (matorral submontano) ocupa solo 181.05 ha (48.58%); en tanto, las áreas cubiertas con pastizal inducido tienen 132.67 ha (35.6%), el área a la que se le aplicó tratamiento mecánico para su rehabilitación ocupa 42.34 ha (11.36%) y la vegetación de galería fue de solo 16.62 ha (4.46%). En relación con el análisis de la vegetación en el área se lograron identificar 57 especies de árboles y arbustos, de las cuales 11 tiene el mayor IVI (Cuadro 1); además, se registró que cuatro especies se localizan en tres de las cuatro comunidades evaluadas. La especie de mayor IVI fue *Cynodon dactylon*, que la ubicó como la especie principal que cubre la superficie de pastizal inducido. Otra especie con IVI alto fue *Vachellia farnesiana*, la cual influye y hace que las condiciones de microclima se mantengan en la áreas que recibieron tratamiento mecánico y proporciona cobijo a otras especies de la comunidad vegetal encontradas en diferentes estratos (Cuadro 1). Un comportamiento semejante fue regis-

Cuadro 1. Especies más importantes según el Índice de Valor de Importancia (IVI) en cuatro comunidades vegetales del área de estudio.

Especie	Matorral submontano	Vegetación de galería	Área tratada	Pastizal
<i>Randia aculeata</i>	49.09	43.7	9.31	*
<i>Havardia pallens</i>	45.26	16.65	77.47	*
<i>Diospyros palmeri</i>	31.38	13.00	29.32	*
<i>Zanthoxylum fagara</i>	25.01	16.20	30.96	*
<i>Vachellia rigidula</i>	16.75	*	26.20	8.26
<i>Vachellia farnesiana</i>	*	*	80.16	18.14
<i>Taxodium mucronatum</i>	*	64.00	*	*
<i>Ehretia anacua</i>	1.14	20.71	*	*
<i>Cynodon dactylon</i>	*	*	*	120.58
<i>Bothriochloa pertusa</i>	*	*	*	57.54
<i>Lippia graveolens</i>	*	*	*	22.64

*=Indica especies que no son compartidas en las comunidades vegetales.

trado para *Taxodium mucronatum* en la vegetación de galería.

Las Figuras 2 A, B y 3 A, B muestran los IVI de las principales especies presentes en las cuatro comunidades vegetales, resaltando por sus valores de cobertura, distribución y dominancia *Taxodium mucronatum*, *Randia aculeata*, *Havardia pallens* y *Zanthoxylum fagara*; sin embargo, *R. aculeata* registró valores altos de IVI en los tipos de vegetación de galería y matorral submontano, ubicándola como especie importante por herbívoros silvestres, tales como venado cola blanca, a quien se atribuye que

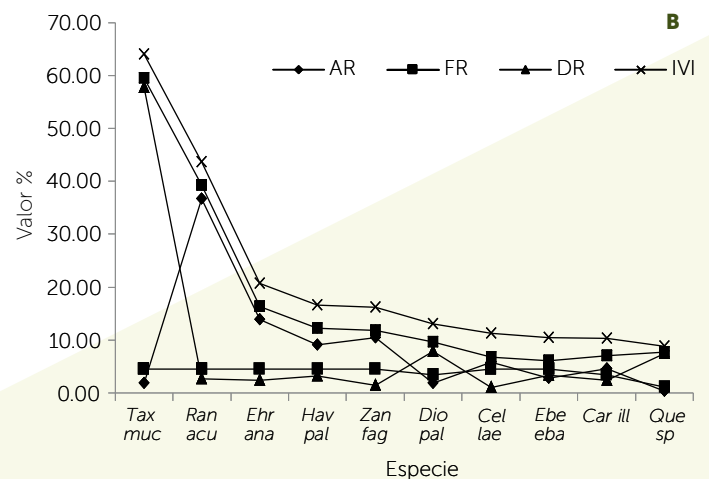
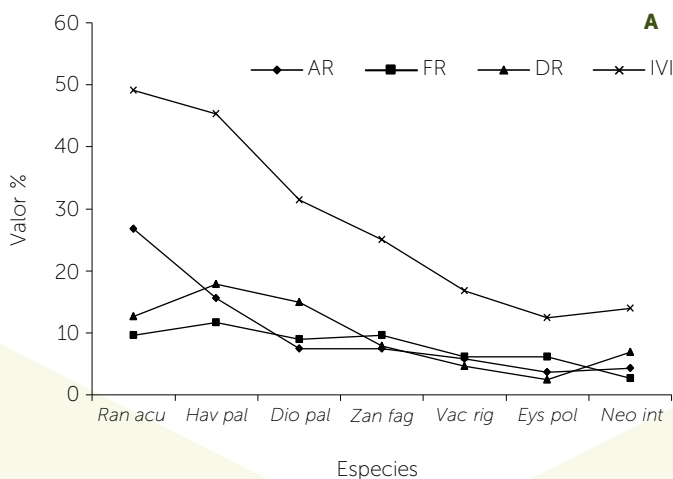


Figura 2. A: Especies más importantes del Matorral submontano: *Ran acu*=*Randia aculeata*, *Hav pal*=*Havardia pallens*, *Dio pal*=*Disopyros palmeri*, *Vac rig*=*Vachellia rigidula*, *Neo int*=*Neopringla integrifolia*, *Eys pol*=*Eysenhardtia polystachya*. AR=Abundancia Relativa, FR=Frecuencia Relativa, DR=Dominancia Relativa, IVI=Índice de Valor de Importancia. **B:** Especies más importantes de la vegetación de galería: *Tax muc*=*Taxodium mucronatum*, *Ran acu*=*Randia aculeata*, *Ehr ana*=*Ehretia anacua*, *Hav pal*=*Havardia pallens*, *Zan fag*=*Zanthoxylum fagara*, *Dio pal*=*Diospyros palmeri*, *Cel lae*=*Celtis laevigata*, *Ebe eba*=*Ebenopsis ebano*, *Car ill*=*Carya illinoensis*, *Que sp*=*Quercus sp*. AR=Abundancia Relativa, FR=Frecuencia Relativa, DR=Dominancia Relativa, IVI=Índice de Valor de Importancia.

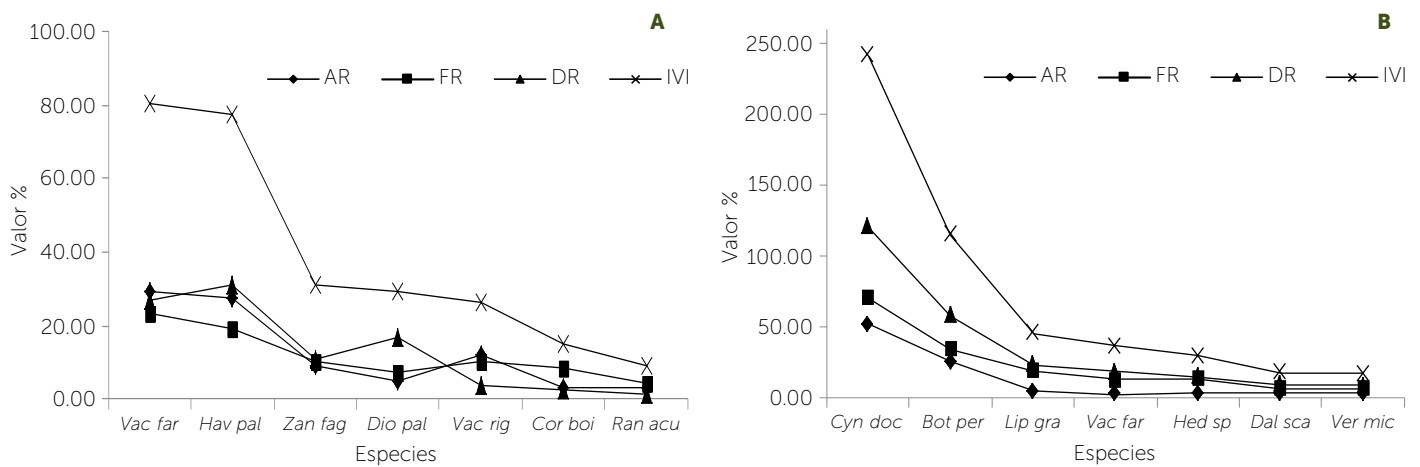


Figura 3. A: Especies más importantes del área con tratamiento mecánico: *Vac far*=*Vachellia farnesiana*, *Hav pal*=*Havardia pallens*, *Zan fag*=*Zanthoxylum fagara*, *Dio pal*=*Diospyros palmeri*, *Vac rig*=*Vachellia rigidula*, *Cor boi*=*Cordia boissieri*. AR=Abundancia Relativa, FR=Frecuencia Relativa, DR=Dominancia Relativa, IVI=Índice de Valor de Importancia. **B:** Especies más importantes del pastizal: *Cyn dac*=*Cynodon dactylon*, *Bot per*=*Bothriochloa pertusa*, *Lip gra*=*Lippia graveolens*, *Vac far*=*Vachellia farnesiana*, *Hed sp*=*Hedeoma sp.*, *Dal sca*=*Dalea scandens*, *Ver mic*=*Verbesina microptera*. AR=Abundancia Relativa, FR=Frecuencia Relativa, DR=Dominancia Relativa, IVI=Índice de Valor de Importancia.

R. aculeata; tenga porte bajo debido al intenso ramoneo a que es sometida. En el área con tratamiento mecánico se registró que *Vachellia farnesiana* y *Havardia pallens* presentan los valores más altos, debido a que son las primeras especies que se establecen y desarrollan como pioneras cuando dichas áreas de cultivo fueron abandonadas. También se pudo registrar el establecimiento de otras especies propias del matorral, tales como *Diospyros palmeri*, *Zanthoxylum fagara*, *V. rigidula*, *Neopringlea integrifolia* y *Eysenhardtia polystachya*. Respecto al área de pastizal inducido se observaron únicamente pequeños arbustos aislados de *V. farnesiana* y *V. rigidula*, consideradas como especies pioneras en los cambios de sucesión de carácter antropogénico.

La diversidad de especies presente en el área de estudio indicó que la diversidad entre el matorral submontano y la vegetación de galería son similares, con valores de 2.64 y 2.32, respectivamente, atribuido a una estrecha relación entre el número de especies y el número de individuos en ambos sitios, mientras que el área tratada y de pastizal registraron valores de diversidad de acuerdo con Shannon-Wiener de 1.98 y 1.67, respectivamente. Como se puede observar en los datos del Cuadro 2, la relación que se presenta en el índice de similitud de las especies compartidas entre los tipos de vegetación es más estrecha entre el matorral submontano y el área tratada, las cuales comparten 11 especies y presentaron un valor de 0.311; se registró una situación similar entre el matorral submontano y el área de vegetación de galería, ecosistemas que comparten 12 especies con un valor de 0.206, situación atribuida a que la vegetación de galería

Cuadro 2. Índices de similitud de Jaccard de cuatro comunidades vegetales.

Matorral submontano	Áreas tratadas	Vegetación de galería	Especies compartidas	Índice de similitud
32	14		11	0.311
32		38	12	0.206
	14	38	7	0.150

es aún más diversa por compartir tanto especies del matorral como propias, lo cual influye de forma importante (Cuadro 3).

Referente a la producción de biomasa se registró que ocho especies de árboles y arbustos (Cuadro 4) presentaron mayor producción de biomasa en la época de invierno, destacando en general a *Randia aculeata*, *Amyris texana*, *Vachellia rigidula*. No se reportan datos de producción de biomasa en la vegetación de galería, debido a que todas sus especies registraron alturas promedio de ramoneo de hasta 1.5 m; respecto a la biomasa estimada por estrato ha⁻¹ la mayor producción correspondió al pastizal (1.48 t ha⁻¹), mientras que la del matorral submontano y la del área con tratamiento fueron similares con 0.520 t ha⁻¹ y 0.571 t ha⁻¹, respectivamente (Cuadro 5).

Mediante la fórmula propuesta por Stuth y Sheffield (2004) se logró estimar que la capacidad de carga es de 11.5 ha UA año⁻¹ y, tomando en cuenta que el predio cuenta con una superficie de 372.68 ha para aprovechar el forraje producido en la estación de invierno, el

Cuadro 3. Especies para biomasa disponible por hectárea (ha^{-1}) en el área de estudio.

Especie	Matorral Submontano	Área tratada	Vegetación de Galería	Pastizal
<i>Randia aculeata</i>	60.02	0.00	0.00	0.00
<i>Amyris texana</i>	13.40	0.00	0.00	0.00
<i>Vachellia rigidula</i>	16.35	17.37	0.00	31.97
<i>Zanthoxylum fagara</i>	6.95	25.80	0.00	0.00
<i>Havardia pallens</i>	4.24	15.35	0.00	0.65
<i>Vachellia farnesiana</i>	0.00	41.07	0.00	1.66
<i>Cordia boissieri</i>	0.00	4.14	0.00	0.00
<i>Diospyros palmeri</i>	0.00	3.29	0.00	0.00

Cuadro 4. Biomasa disponible por estrato en las cuatro comunidades vegetales.

Estrato	Matorral submontano (t ha^{-1})	Áreas tratadas (t ha^{-1})	Pastizal (t ha^{-1})	Vegetación de galería (t ha^{-1})
Alto	0.0847	0.0641	0.0000	0.0000
Medio	0.0611	0.0430	0.0343	0.0000
Bajo	0.4254	0.4149	1.4455	0.3367
Producción de biomasa en t ha^{-1}	0.5712	0.5220	1.4798	0.3367

Cuadro 5. Capacidad de carga animal por tipo de vegetación y especie cinegética.

Tipo de vegetación	<i>Odocoileus virginianus</i>	<i>Axis axis</i>	<i>Dama dama</i>	<i>Cervus elaphus</i>	<i>Antilope cervicapra</i>
Matorral submontano	89.95	55.58	69.00	13.86	0.00
Áreas tratadas	19.23	11.88	14.92	2.96	0.00
Vegetación de galería	4.94	3.05	3.83	0.76	0.00
Pastizal	0.00	0.00	0.00	0.00	187.49
Capacidad carga total	114.12	70.51	87.75	17.58	187.49

cálculo de carga animal es equivalente a 32.36 UA, estimando que se puede mantener en buenas condiciones. Se pudo diferenciar que, de acuerdo con la vegetación, superficie que cubre, y especies vegetales que la componen, aunado a los hábitos alimenticios de las especies animales (ungulados cinegéticos) y a su tamaño, el número de animales podría variar (Cuadro 5); por ejemplo, el área de pastizal podría sostener únicamente a *Antilope cervicapra* ya que, al pertenecer a la familia Bovidae, su consumo de gramíneas es alto; sin embargo, las otras tres comunidades vegetales podrían alimentar a las otras cuatro especies cinegéticas restantes, debido a mayor riqueza de plantas (Cuadro 5, Figura 4) (Vallentine, 1990).

El predominio de *Randia aculeata* en el matorral submontano, así como en el área de vegetación de galería se debe a la facilidad de la especie para establecerse en sitios bajo condiciones de sombra (US Forest Service, 2014) y le es difícil prosperar en áreas abiertas con alta

incidencia de radiación solar, característica proporcionada por la cobertura del matorral, así como del bosque de galería. Esta especie presenta una evidente resistencia a la presión de ramoneo ocasionado por la fauna local. Lo anterior explica su ausencia en las otras dos áreas.

CONCLUSIONES

En el área de estudio existen al menos 14 especies de árboles y arbusto identificadas dentro de la dieta de fauna silvestre nativa y exótica. Existen otras especies consumidas que están dentro de los diferentes tipos de vegetación, según lo reportado por diversos autores para la región de Nuevo León y Tamaulipas. Debido a que el área de matorral submontano es solo una pequeña porción del territorio de Nuevo León, México, se sugiere continuar evaluando sus condiciones como área de agostadero e identificar todas las especies de plantas con potencial forrajero.

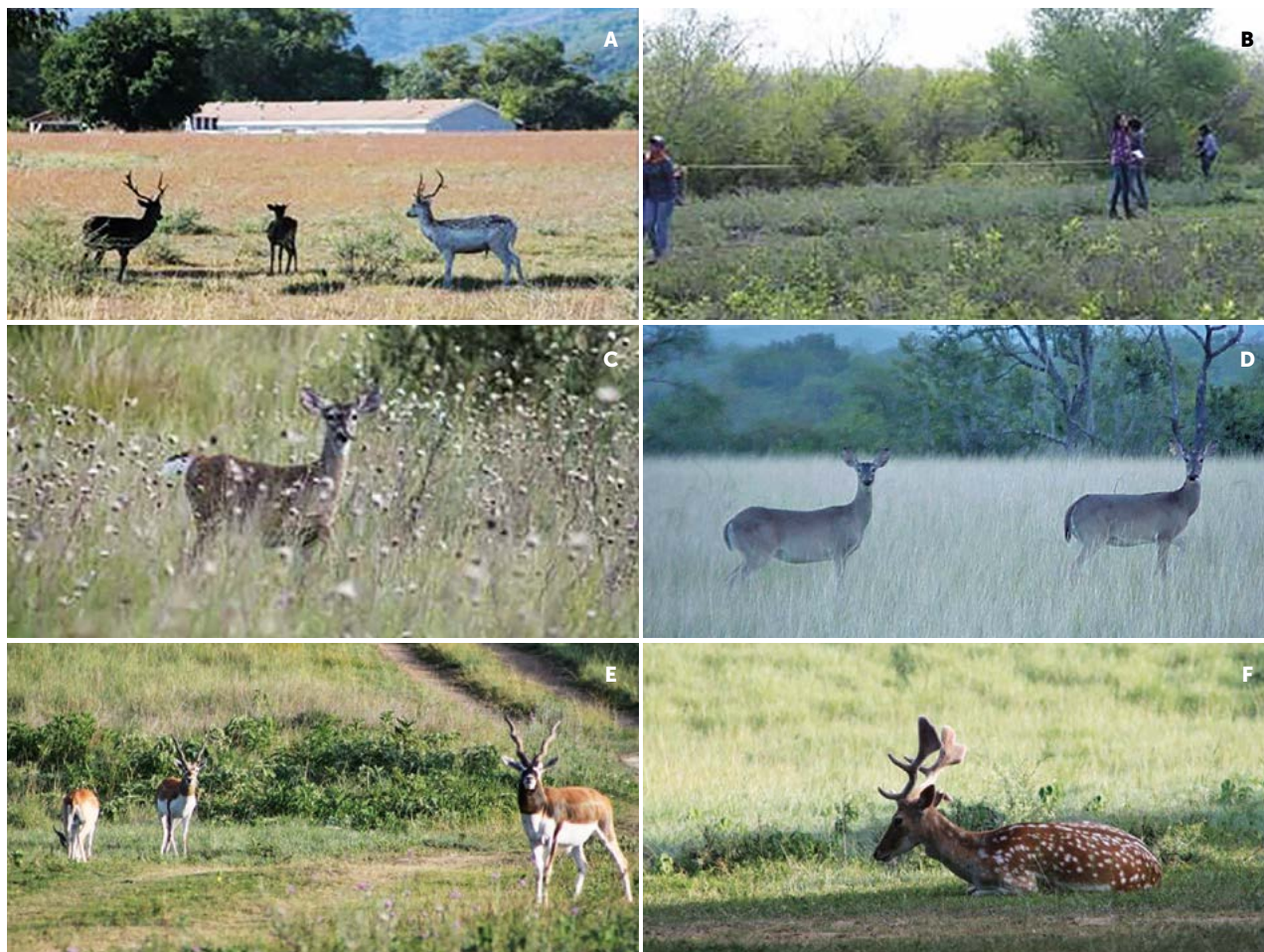


Figura 4. A: Gamos en el área de pastizal. B: Establecimiento de la línea de Canfield. C: Hembra de venado cola blanca texano en el área con tratamiento mecánico. D: Hembras de venado cola blanca en el área de pastizal abierto. E: Antilope africano. F: Gamo en área adyacente al pastizal.

AGRADECIMIENTOS

Al Ing. Armando J. García Segovia propietario del Rancho La Nutria por las facilidades prestadas para llevar a cabo el estudio.

LITERATURA CITADA

- Canfield R.H. 1941. Application of the Line Interception Method in Sampling Range Vegetation. *Southwestern Forest and Range Vegetation. Journal of Forestry* 39(4):388-394.
- Castillo G.H.A., Fortanelli M.J., García P.J. 2005. Estudio etnobotánico de las comunidades O'OKY del matorral submontano de la Palma, Tamasopo, S.L.P. Facultad de Ciencias Naturales. Universidad Autónoma de Querétaro.
- Curtis J.T., McIntosh R.P. 1951. An upland forest continuum in the prairie-forest border region of Wisconsin. *Ecology* 32(3):476-496.
- Estrada C.E. 1998. Ecología del matorral submontano en el Estado de Nuevo León, México. Facultad de Zootecnia, Universidad Autónoma de Chihuahua. 160 pp.
- Foroughbakhch R., Diaz R.G., Hauad L.A., Badii M.H. 1996. Three methods of determining leaf biomass on ten woody shrub species in northeastern Mexico. *Agrociencia*. 30(2):3-24.
- Moreno C. 2001. Métodos para medir la biodiversidad, Vol. 1 M&T manuales y tesis SEA, Zaragoza. 84 pp.
- Olguin H.C.A. 2005. Determinación de la competencia alimentaria entre el venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*) y tres herbívoros exóticos en el Rancho los Ébanos Matamoros, Tamaulipas. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Forestales, UANL. 81 pp.
- Ramírez L.R.G., Quintanilla J.B., Aranda J. 1997. White-tailed deer food habits in northeastern, Mexico; *Small Ruminant Research*. 25:14-146.
- US Forest Service. 2014. *Randia aculeata* L. Disponible en el sitio red: <http://www.fs.fed.us/global/iitf/pdf/shrubs/Randia%20aculeata.pdf>. Consultado el día 25 de Marzo 2014.
- Vallentine J.F. 1990. *Grazing management*. Academic Press. 532 pp.
- Stuth W.J., Sheffield W.J. 2004. Determining carrying capacity for combinations of livestock, White-tailed deer and exotics ungulates. Department of Range Science. Texas A&M University System. 241-254 pp.

PREFERENCIA DE HÁBITAT DE *Odocoileus virginianus thomasi* MERRIAM EN DOS EJIDOS GANADEROS DEL SURESTE DE MÉXICO

HABITAT PREFERENCE OF *Odocoileus virginianus thomasi* MERRIAM, IN TWO LIVESTOCK PRODUCING EJIDOS IN SOUTHEASTERN MÉXICO

Contreras-Moreno, F.M.^{1*}; Zúñiga-Sánchez, S.¹, Bello-Gutiérrez, J.^{1†}

División Académica de Ciencias Biológicas. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. km. 0.5 carretera Villahermosa-Coatzacoalcos, Villahermosa, Tabasco, México C.P. 86039.

*Autor responsable: fernandom28@hotmail.com

RESUMEN

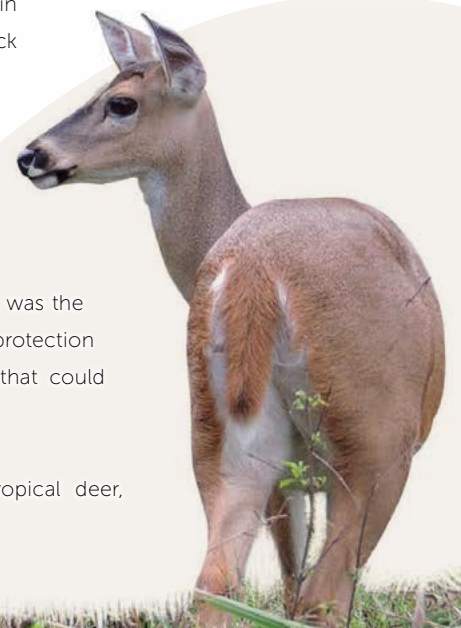
El venado cola blanca (*Odocoileus virginianus thomasi* MERRIAM) es una especie con alto valor en todo México; sin embargo, se conoce poco sobre las subespecies tropicales. En este estudio se analizan las preferencias del hábitat del venado cola blanca en áreas con presencia de ganado en dos sitios del sureste de México y para ello se estimó la densidad promedio de ganado en los ejidos de San Joaquín y El Caudillo en los municipios de Tenosique y Balancán, Tabasco, México, respectivamente. Se utilizó el método de parcelas en transectos fijos en los que se registraron rastros de la especie. Se estimó el porcentaje de disponibilidad del hábitat; se aplicó la prueba de Chi-cuadrada para identificar si existían diferencias entre el uso y la disponibilidad, así como intervalos de Bonferroni para contrastar el uso esperado y observado. En San Joaquín el venado cola blanca prefirió el hábitat de Selva mediana subperennifolia de pucte, mientras que en El Caudillo fue la sabana-potrero. Las preferencias de hábitat pueden deberse a la cobertura de protección y disponibilidad de alimento. La cacería es un factor que podría influenciar en la preferencia del hábitat de los venados.

Palabras clave: cacería, cobertura de protección, venados del trópico, ganadería.

ABSTRACT

The white-tailed deer (*Odocoileus virginianus thomasi* MERRIAM) is a species with high value throughout México, but little is known about the tropical subspecies. In this study, the habitat preferences of the white-tailed deer in areas with the presence of livestock production in two sites of the Southeast of México are analyzed, and for this purpose, the average livestock density was estimated in ejidos San Joaquín y El Caudillo, in the municipalities of Tenosique and Balancán, Tabasco, México, respectively. The method of fixed-transect plots was used, where tracks of the species were recorded. The percentage of habitat availability was estimated, and the square Chi test was applied to identify whether there were differences between the use and availability, as well as the Bonferroni intervals to contrast the expected and observed use. In San Joaquín, the white-tailed deer preferred the habitat of pucte semi-evergreen medium forest, while in El Caudillo it was the savannah-pastureland. Habitat preferences can be the result of protection coverage and food availability. Hunting is a factor that could influence the habitat preference of deer.

Keywords: hunting, protection coverage, tropical deer, livestock production.



INTRODUCCIÓN

De los ungulados, el venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*) ha sido la especie más estudiada y más utilizada en México (Gallina y Mandujano, 2009; Mandujano, 2011) y en el continente americano (Weber y González, 2003). Su importancia económica es principalmente como resultado de la derrama por actividades de cacería deportiva, ya que es una de las presas preferidas a nivel mundial (Villarreal, 2013). En México se tiene registro de que esta especie ha sido cazada desde épocas prehispánicas, codiciada por su carne, piel y astas (Leopold, 1959) y en la actualidad es el mamífero más aprovechado por los pobladores rurales, principalmente para alimentación (Contreras-Moreno *et al.*, 2012; Contreras-Moreno e Hidalgo, 2015). A pesar de ser una especie muy estudiada en su distribución general es poco lo que se sabe sobre esta especie en los trópicos (Weber y González, 2003). Se ha documentado que cuando existe una alta presión de caza en hábitats sub-óptimos, sus poblaciones pueden extinguirse localmente (Weber, 2014).

En Tabasco, México, el venado cola blanca (*O. v. thomasi*) estuvo ampliamente distribuido en toda la cuenca del Usumacinta (Arriaga, 1988). Sin embargo, la situación actual que guardan sus poblaciones en la zona se ignora casi en su totalidad; sin embargo, se sabe que son muy bajas en sitios con presencia de ganado (Contreras-Moreno *et al.*, 2015). Conocer las preferencias de hábitat de esta especie en el Sureste de México es prioritario, ya que tiene un gran potencial de ser aprovechado en la región, dado que en 2013 los venados cola blanca tropicales se incluyeron en el libro mundial de records del Safari Club International, lo que les confiere valor como trofeo a nivel internacional (Villarreal, 2013), y en 2014 se les incluyó en la lista de especies prioritarias de conservación en México (Contreras-Moreno e Hidalgo, 2015). Por ello, en dos ejidos del sureste de México se realizó un estudio para conocer las

preferencias de hábitat del venado cola blanca (*O. v. thomasi*) en sitios fragmentados usados para ganadería, con el fin de contribuir al entendimiento de la especie y mejorar su aprovechamiento y conservación en los trópicos de México.

MATERIALES Y MÉTODOS

Este estudio se llevó a cabo en dos comunidades del oriente del estado de Tabasco, México. De enero de 2005 a febrero de 2006, en los ejidos El Caudillo, municipio de Tenosique (17° 32' 53" a 17° 33' 25" N, 91° 22' 48" a 91° 22' 12" O) y San Joaquín, municipio de Balancán (17° 59' 03" a 18° 00' 02" N, 91° 28' 33" a 91° 27' 53" O), cada ejido cuenta con un área aproximada de 6000 ha a 200 m de altitud. El clima en la región es cálido húmedo con abundantes lluvias en verano (Am), de acuerdo con el sistema de Köppen, modificado por García (1988). Presenta temperatura media anual de 29 °C, con máximas de 46 °C y mínimas de 20 °C. La precipitación media anual es de 2,200 mm. El régimen de lluvias es de verano, con una temporada de secas en los meses de diciembre-mayo (INEGI 2013). En ambas comunidades la vegetación predominante es de acahuales (bosques en regeneración), como resultado de actividad agrícola y ganadera (López, 1995). La zona es una región ganadera muy importante del país (Márquez *et al.*, 2005) (Figura1).

Vegetación

Para establecer los tipos de vegetación en el área de estudio se utilizó la clasificación de López (1995) y se identificaron algunos de árboles más característicos con las guías de Pennington y Sarukhán (2005), los cuales correspondieron a: I: Selva mediana subperennifolia de pucte

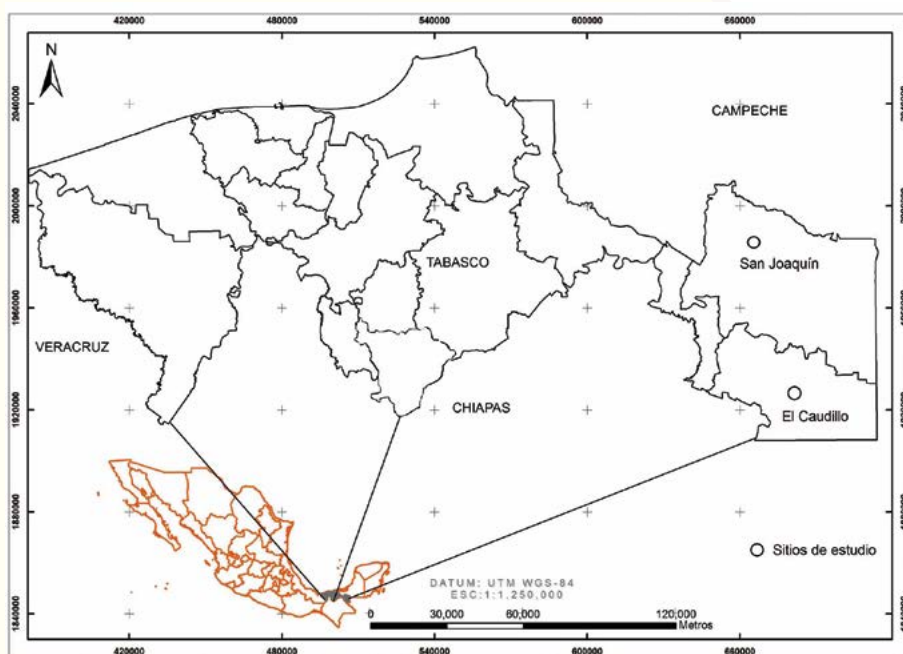


Figura 1. Ejidos San Joaquín y El Caudillo, ubicados al oriente del estado de Tabasco, México.

(SMSP) que alcanza altura de entre 15 m y 20 m; suelo hidromórfico con drenaje interno y externo muy deficiente, por lo que se inunda periódicamente. Este ecosistema es de baja diversidad específica y compactación con fuerte dominancia de *Bucida buceras* y *Lonchocarpus hondurensis* (López, 1995). El segundo tipo de vegetación correspondió a II: Encinar tropical (ET), cuyo estrato arbóreo es de 15 m de altura promedio, integrado esencialmente por *Quercus oleoides* y, en la mayoría de los casos, asociado con *Terminalia amazonia*, *Sweetenia panamensis* y *Bochysia hondurensis* (López 1995), se ubica principalmente en sitios de altos con poca o nula presencia de cuerpos de agua. La III: correspondió a Sabana-potrero (S-P) con pastizal como dominante de *Andropogon bicornis*, *Cynodon plectostachyus* y *Paspalum* sp. y en forma dispersa como arbustos con dominancia absoluta de *Curatella americana* y *Byrsonima crassifolia*; se localiza en sitios inundables, con grandes áreas de pastos entre mezclados con vegetación hidrófita (López, 1995). El IV tipo fue Selva baja inundable de tinto (SBIT), caracterizada por dominancia de elementos arbóreos de *Haematoxylum campechianum* sobre suelos con drenaje deficiente, ocupando las áreas bajas que se forman entre lomeríos suaves y orillas de lagunas, ríos y arroyuelos (Penington y Sarukan, 2005) y, finalmente, V: El acahual, que es vegetación en regeneración y deriva de los tipos de vegetación antes mencionados, debido al derribe de las selvas, especialmente de aquellas altas y medianas. Se observan diferentes etapas

seriales que van de uno a veinte años, lo que indica el uso constante de las zonas boscosas y el abandono de las parcelas (López, 1995).

Estimación de la densidad de ganado

Para determinar la densidad de ganado presente en la zona, previo al estudio, se preguntó a los dueños de los predios sobre la cantidad de ganado que manejaban y la superficie de los terrenos en los que desarrollan sus actividades. En la relación cantidad de individuos por unidad de área se obtuvo un promedio de la densidad de ganado para cada sitio. La presencia constante de ganado en cada sitio se confirmó de manera visual, así como por huellas y excretas, observando que el ganado está de manera constante en la zona.

Detección de la especie

Se consultó con los ejidatarios sobre la utilización de los terrenos, esto

para identificar zonas con manejo ganadero, y durante cada muestreo se buscaron indicios de la presencia de ganado y venados (huellas excretas o avistamientos) en los sitios de muestreo, con el fin de confirmar si en los sitios habitaban simpátricamente los venados y las vacas. Se establecieron 40 transectos (20 para cada ejido) en áreas ganaderas, trazando una línea recta de 400 m de longitud en la que se establecieron 40 parcelas de 9.3 m² colocadas a intervalos de 10 m (Smith, 1968) como unidad observacional utilizada en el análisis, ubicados al azar en todos los tipos de vegetación, con una distancia mínima de separación de 500 m. Los transectos fueron revisados cada mes, durante un año, y en cada muestreo se registraron rastros que indicaran la presencia de venado cola blanca (Figura 2).

Se utilizó un criterio para considerar por "huella" el cruce de un animal individual en un transecto; es decir, no se contó cada huella, sino solo aquellos casos en los que se pudo observar claramente que un animal caminó y dejó una secuencia de éstas y fue esta la unidad utilizada (Mandujano, 2005); cada serie de huellas y cada especie fue diferenciada de otra por el tamaño, forma y número de dedos, según la guía de identificación de rastros de Aranda (2000). Los grupos fecales que se encontraron fueron recolectados en bolsas de papel, identificados con datos de la parcela, el transecto y la fecha (Contreras-Moreno et al., 2015).



Figura 2. Registro de rastros de venado cola blanca (*Odocoileus virginianus thomasi* MERRIAM) localizados en cada transecto.

Preferencia de hábitat

Para el análisis de uso de hábitat se comparó la

disponibilidad de los tipos de vegetación (porcentaje) contra la frecuencia de rastros (Briseño-Méndez *et al.*, 2014) obtenidos en las parcelas. Debido a que heterogeneidad del área de estudio no permitió que un transecto abarcara un solo tipo de vegetación, las parcelas se utilizaron como indicador de la disponibilidad, y para tener mejor aproximación de esta última en los tipos de hábitat se usó la suma del área de las parcelas de cada ambiente como el indicador de la disponibilidad del mismo. En el análisis se utilizaron los criterios de uso y disponibilidad, donde la segunda está dada por la proporción de la superficie que tiene cada tipo de hábitat, mientras que el uso es el número de registros (rastros, observaciones de individuos) por tipo de hábitat; se consideró como hábitat preferido al utilizado en mayor proporción a su disponibilidad (Briseño-Méndez *et al.*, 2014). Se aplicó una prueba de chi-cuadrada para identificar si existían diferencias significativas entre el uso que hacen los individuos de cada tipo de hábitat con respecto a la disponibilidad. En el caso de encontrarse diferencias significativas se aplicaron los intervalos de Bonferroni para cada unidad ambiental y con estos se esperó uno de tres resultados: a) Si el tipo de ambiente era más utilizado en relación con su disponibilidad se consideró preferido, b) Si el uso observado era acorde con su disponibilidad no se consideró significativo, c) Si el uso era menor a lo esperado se consideró que el hábitat fue evitado por el venado. Todos los análisis se realizaron en el programa HABUSE (Byers *et al.*, 1984).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La densidad de ganado estimada para San Joaquín fue de 94.4 individuos km^2^{-1} y para El Caudillo fue de 72.7 4 individuos km^2^{-1} . El muestreo total, de 480 transectos, con un total de 19200 parcelas revisadas, registró 255 huellas para San Joaquín y 189 para El Caudillo. La presencia de ganado en cada sitio fue constante, pero se observó que los acotes (divisiones dentro de un rancho) se dejan descansar hasta por dos meses.

Disponibilidad de hábitats

Para San Joaquín se registró que el hábitat de sabana-potrero fue el más disponible, con 40% del área total, mientras que el encinar tropical ocupó 30%, al igual que la selva mediana subperennifolia de pucte. Para el caso del Caudillo se registró que el acahual ocupa 60%, mientras que la selva baja inundable de tinto ocupa 20% y la sabana-potrero 10% del hábitat disponible de la misma manera que la selva mediana subperennifolia de pucte.

Preferencia de hábitat

Las huellas se utilizaron para el análisis debido a que fueron los rastros más comunes. Para San Joaquín se encontraron diferencias significativas en las preferencias de los tipos de ambientes (X^2 , $P < 0.001$), ya que el venado cola blanca prefirió el hábitat de SMSP, mientras que los ambientes de ET y S-P fueron usados con base en su disponibilidad (Figura 3). En El Caudillo se encontraron diferencias altamente significativas entre los tipos de ambientes (X^2 , $P < 0.001$). El hábitat de sabana-potrero fue preferido, mientras que la SMSP y el acahual fueron usados con base en su disponibilidad; por el contrario, la SBIT fue evitada por los venados (Figura 3). El venado cola blanca se registró en 90% del área de estudio; esta especie presenta alta productividad y plasticidad a diferentes ambientes (Villarreal, 2006). Al ser sitios perturbados compuestos mayormente por vegetación secundaria, los ejidos favorecen la presencia de especies de hábitos generalistas, como el venado cola blanca (Reyna-Hurtado y Tanner, 2005; Weber, 2008; Bello-Gutiérrez *et al.*, 2010; Gallina *et al.*, 2010; Contreras-Moreno *et al.*, 2015).

La cobertura de protección y alimentación podrían influir en la preferencia de hábitat: En San Joaquín

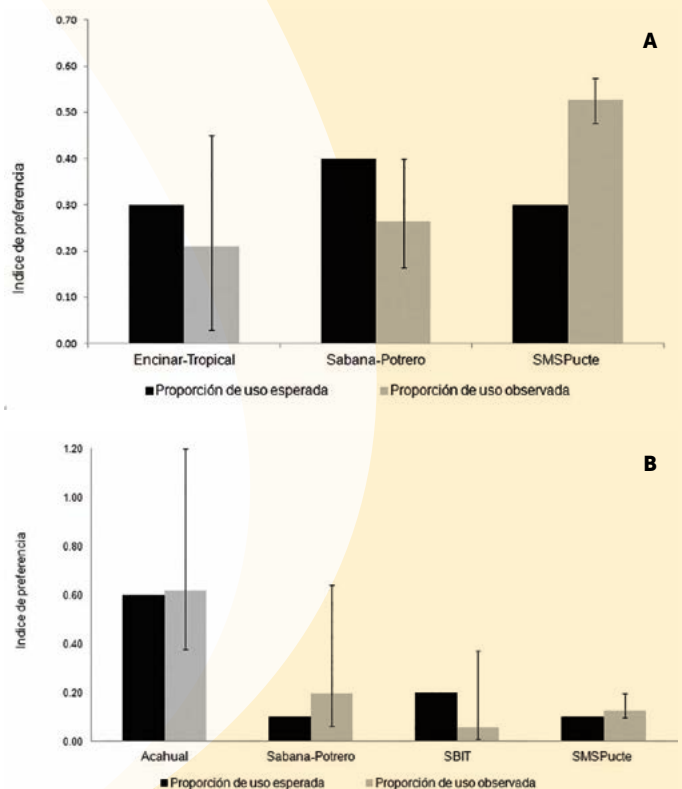


Figura 3. Proporción de uso esperada y observada del venado cola blanca (*Odocoileus virginianus thomasi* MERRIAM). A: Ejido San Joaquín; B: Ejido El Caudillo, Tabasco, México.

el venado prefirió la selva mediana subperennifolia de pucte, atribuido a que cuenta con la combinación de elementos de selva y acahual (López, 1995). La preferencia de sitios de acahual por el venado cola blanca es un comportamiento natural en el trópico, ya que no prefiere zonas de selva alta (Bello-Gutiérrez *et al.*, 2010; Reyna-Hurtado y Tanner, 2010; Contreras-Moreno *et al.*, 2015), y el acahual es preferido principalmente porque puede encontrar mayor diversidad de especies para su alimentación por ser una especie selectiva (Murden y Rissehoover, 1993). Dado que los acahuals cuentan con sotobosque denso (Schultz, 2003) le ofrece cobertura de protección contra las condiciones climáticas adversas, depredadores y cazadores. La cobertura es precisamente una de las características del hábitat que determina la presencia del venado en los trópicos (Bello-Gutiérrez *et al.*, 2010, Contreras-Moreno, 2012). En el sureste de México se ha registrado inclusive que el venado usa caminos utilizados por el hombre (González *et al.*, 2008) y tierras utilizadas para agricultura y ganadería (González *et al.*, 2008, Gallegos *et al.*, 2010, Contreras-Moreno *et al.*, 2015). La sabana-potrero fue el hábitat preferido en El Caudillo, pero destaca que los registros ocurrieron en los meses en los que los sitios se dejaron descansar (sin ganado) y, por el contrario, no se registró la presencia de venados mientras el terreno estaba ocupado por bovinos. Esto concuerda con lo reportado en la sierra madre occidental, donde el venado prefirió el pastizal en sitios en los que el ganado fue poco abundante (Galindo-Leal y Weber 1998). En El Caudillo la mayoría de la actividad ganadera está dirigida a la engorda de novillos durante la época seca. En estudios en el Sur de Estados Unidos se ha encontrado que venados y novillos pueden interactuar en la misma área, siempre que se mantenga una densidad baja del ganado (Fulbright y Ortega, 2007). Existen varios factores que pudieron haber influenciado la preferencia del venado por la sabana-potrero ya que, de acuerdo con lo observado, este hábitat presenta excelente cobertura de protección vertical, principalmente por la presencia de zacates altos y arbustos, de tal manera que, a pesar de ser sitios en su mayoría abiertos, los potreros podrían estar brindando al venado la cobertura necesaria (Contreras-Moreno, 2012) y, además, al sacar al ganado de los terrenos para dejarlos descansar, crece rápidamente en ellos una gran diversidad de especies arbustivas (Rusch y Skarpe, 2009), importantes para la dieta del cola blanca (Ramírez-Lozano, 2012).

La densidad de venado podría influenciar la preferencia de hábitat del venado cola blanca: se observó

que cuando el ganado se retira para permitir que los pastos crezcan, las personas no regresan al sitio sino hasta el siguiente periodo de pastoreo (dos meses), por lo que es probable que la preferencia de la sabana-potrero se deba también a la baja presencia humana, lo que brinda seguridad temporal y se alimenta de los rebrotes (Figura 4).

El pastoreo y el pisoteo por el ganado pueden afectar el sotobosque, reduciendo la cobertura protectora para la fauna (Villareal, 2006; Fulbright y Ortega, 2007), y los venados pueden modificar sus patrones de utilización de hábitat para evitar áreas con poca cobertura (Galindo-Leal y Weber, 1998). En Texas, (EUA) los venados cola blanca prefirieron áreas de pastoreo que fueron puestas a descansar periódicamente, concentrándose en los potreros (Cohen *et al.*, 1989). En varios estudios en el sur de Texas y el norte de México se ha observado que las dietas de ganado bovino y el venado cola blanca pueden traslaparse (Armstrong, 1981; Ortega *et al.*, 1997); lo anterior puede indicar que ambas especies pueden llegar a competir por alimento y espacio; y que depende además de la condición del hábitat, manejo del pastoreo, densidades de ganado doméstico y venados, estación del año, precipitación y composición de especies vegetales en el hábitat (Fulbright y Ortega, 2007). En algunos casos se ha observado que los venados evitan las concentraciones de ganado bovino en células de pastoreo de corta duración (Cohen *et al.*, 1989), además de que los venados utilizan los potreros únicamente cuando el ganado ha sido removido (Fulbright y Ortega-S., 2007), al igual que sucede en los ambientes riparios de pastoreo (Compton *et al.*, 1988). Otros ciervos, como el



Figura 4. Venados cola blanca (*Odocoileus virginianus thomasi* MERRIAM) en potreros en descanso en ejido El Caudillo, Tabasco, México.

wapití (*Cervus elaphus*) y el venado bura (*Odocoileus hemionus*), se evitan entre sí y también al ganado bovino (Stewart *et al.*, 2002). La cacería podría influir en la preferencia de hábitat del venado cola blanca. Los venados podrían estar buscando ambientes que le ofrecen alta cobertura de protección, ya que se sabe que en la región esta es la característica más importante del hábitat para el cérvido (Contreras-Moreno 2012); además, la cacería de subsistencia es una práctica común para los habitantes de estos ejidos y de comunidades aledañas, aunque la caza que realizan es indiscriminada en cuanto a edades y sexos (Contreras-Moreno, 2012; Contreras-Moreno *et al.*, 2012; Contreras-Moreno *et al.*, 2015; Contreras-Moreno e Hidalgo, 2015). Este factor de presión no solo influye en el número de individuos sino también en su comportamiento, ya que se ha observado que los venados responden a las perturbaciones causadas por la cacería furtiva, alejándose de las áreas donde se realiza esta actividad (Kilgo *et al.*, 1998; Reyna-Hurtado y Tanner 2010, Contreras-Moreno *et al.*, 2012; Contreras-Moreno y Hidalgo, 2015).

CONCLUSIONES

El venado cola blanca tuvo preferencia por la selva mediana subperennifolia en un sitio y por la sabana-potrero en otro. La densidad del ganado podría influir en la preferencia de hábitat del venado. Los resultados representan las primeras aproximaciones a la ecología de la especie en zonas tropicales de México y sugieren la base para estudios de manejo y conservación posteriores tanto en la zona como para otras áreas del trópico, con la constante de manejo de ganado.

AGRADECIMIENTOS

Los recursos del PROFOCIE 2014 son de carácter público y queda prohibido su uso con fines partidistas o de promoción personal.

Se agradece al apoyo otorgado por la DACBiol-UJAT.

LITERATURA CITADA

- Amstrong W.E. 1981. White-tailed deer competition with goats, sheep, cattle and exotic wildlife. In: White L.D. y L.A. Hoermann (eds). 1981. Proceedings of the 1981 International Ranchers Roundup, Del Rio, Texas. Texas A y M University, Texas. pp. 343-348.
- Aranda M. 2000. Huellas y otros rastros de mamíferos grandes y medianos de México. Instituto de Ecología, A.C., Xalapa. México. 212 p.
- Arriaga S. 1988. Fauna silvestre en el análisis de la producción agropecuaria y de los recursos naturales de la región Usumacinta. SECUR, Tabasco, México. 99 p.
- Bello-Gutiérrez J., Contreras-Moreno F.M., Zúñiga-Sánchez J.S., Méndez-León M. 2010. Ecología del venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*) y temazate (*Mazama temama*) en el estado de Tabasco. Memorias del XII Simposio sobre venados en México. pp. 87-94.
- Briceño-Méndez M., Reyna-Hurtado R., Calmé S., García-Gil G. 2014. Preferencias de hábitat y abundancia relativa de *Tayassu pecari* en un área con cacería en la región de Calakmul, Campeche, México. Revista Mexicana de Biodiversidad 85:242-250.
- Byers R., Steinhorst S., Krausman P. 1984. Clarification of a technique for analysis of utilization-availability data. Journal Wildlife Management 48:1050-1053.
- Cohen W., Drawe D., Bryant F., Bradley L. 1989. Observations on White-tailed deer and habitat response to livestock grazing in south Texas. Journal of Range Management 42:65-361.
- Compton B., Mackie R., Dusek G. 1988. Factors influencing distribution of White-tailed deer in riparian habitats. Journal Wildlife Management 52:48-544.
- Contreras-Moreno F.M. 2012. Características del hábitat de ungulados en el corredor biológico. Reserva de la Biosfera de Calakmul-Área de Protección de Flora y Fauna Laguna de Términos, Campeche, México. Tesis de Maestría. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. 87 p.
- Contreras-Moreno F.M., De la Cruz-Félix K., Bello-Gutiérrez J. 2012. Uso patrones de cacería y preferencia de presas en dos sitios del Parque Estatal La Sierra, Tabasco, México. Etnobiología 10:1-9.
- Contreras-Moreno F.M., Zúñiga-Sánchez J.S., Bello-Gutiérrez J. 2015. Parámetros poblacionales de *Odocoileus virginianus* (Cervidae) en dos comunidades de Tabasco, México. Revista Latinoamericana de Conservación 4:7-13.
- Contreras-Moreno F., Hidalgo M. 2015. El dilema de la cacería. Crónica Ambiental 12:9-11.
- Fulbright T., Ortega A. 2007. Ecología y manejo de venado cola blanca. Texas A y M University, Uvalde, Texas. USA. 266 p.
- Galindo-Leal C., Weber M. 1998. El venado de la Sierra Madre Occidental: Ecología, Manejo y Conservación. Edicusa-CONABIO. México. 272 p.
- Gallegos A., Bello J., Jesús A. 2010. Cuantificación del daño ocasionado por mamíferos terrestres a cultivos de maíz en el ejido Oxolotán del municipio de Tacotalpa, Tabasco, México. En: Guerra M.M., Calmé S., Gallina S. y E.J. Naranjo (eds.). 2010. Uso y manejo de fauna silvestre en el norte de Mesoamérica. ECOSUR, INECOL. Xalapa, Veracruz. pp. 461.
- Gallina S., Mandujano S., Bello J., López-Arevalo H., Weber M. 2010. White-tailed deer *Odocoileus virginianus* (Zimmermann, 1780). In: Barbanti J.M. y S. González (eds.). 2010. Neotropical Cervidology: Biology and medicine of Latin American Deer. Funep/IUCN, Jaboticabal. Brasil. pp. 393.
- Gallina S., Mandujano S. 2009. Ecology, management and conservation of ungulate species in Mexico. Tropical Conservation Science 2:116-127.
- García E. 1988. Adaptación del sistema climatológico de Köppen a la República Mexicana. México D. F. 246 p.
- González R., Gallina S., Mandujano S., Weber S. 2008. Densidad y distribución de ungulados silvestres en la reserva ecológica "El Edén", Quintana Roo. México. Acta Zoológica Mexicana 24:73-93.

- INEGI. 2013. Anuario estadístico. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. Estado de Tabasco. www.inegi.gob.mx. 744 p.
- Kilgo J., Labisky R., Fritzen D. 1998. Influences of Hunting on the Behavior of White-Tailed Deer: Implications for Conservation of the Florida Panther. *Conservation Biology* 12:1523-1739.
- Leopold A.S. 1959. *Wildlife of Mexico*. University of California Press, Berkeley. 568 p.
- López R. 1995. Tipos de vegetación en el estado de Tabasco y norte de Chiapas. Dirección de Difusión Cultural México. Universidad Autónoma Chapingo. México. 131 p.
- Mandujano S. 2005. Calibration of tracks count to estimate population density of white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*) in a Mexican tropical forest. *The Southwestern Naturalist* 50:223-229.
- Mandujano S. 2011. Bibliografía estudios de venados en México. Colección: Manejo de Fauna Silvestre Volumen: 2. 123 p.
- Márquez I., De Jong B., Eastmond A., Ochoa S., Hernandez S., Kantún M. 2005. Estrategias productivas campesinas: Un análisis de los factores condicionantes del uso del suelo en el oriente de Tabasco, México. *Universidad y Ciencia* 21:57-53.
- Murden S., Risenhoover K. 1993. Effects of habitat enrichment on patterns of diet selection. *Ecological Applications* 3: 497-503.
- Ortega I., Soltero-Gardea S., Bryant F., Drawe D. 1997. Evaluating grazing strategies for cattle: Deer and and cattle food partitioning. *Journal of Range Management* 50:30-622.
- Pennington T.D., Sarukhán J. 2005. Árboles tropicales de México. Manual para la identificación de las principales especies. UNAM, Instituto de Ecología, Fondo de Cultura Económica, México D.F. 523 p.
- Ramírez-Lozano R. 2012. Alimentación Nutricional del Venado Cola Blanca: Biología y Ecología Nutricional. Editorial Palibrio, Indiana, EUA. 354 p.
- Reyna-Hurtado R., Tanner G. 2005. Habitat preferences of ungulates in hunted and nonhunted areas in the Calakmul forest, Campeche, Mexico. *Biotropica* 34:676-685.
- Reyna-Hurtado R.A., Tanner G. 2010. Efecto de la perturbación humana en la abundancia relativa de ungulados en tres comunidades de la región de Calakmul, Campeche, México. *In: Guerra M.M., Calmé S., Gallina S. y E.J. Naranjo (eds.)*. 2010. *Uso y manejo de fauna silvestre en el norte de Mesoamérica*. ECOSUR, INECOL. Xalapa, Veracruz. pp. 461.
- Rusch C., Skarpe C. 2009. Procesos ecológicos asociados con el pastoreo y su aplicación en sistemas silvopastoriles. *Agroforestería en Las Américas* 47:12-20.
- Schultz G. 2003. Structure and diversity of the forests at the El Edén, Ecological Reserve. *In: Gomez-Pompa A., Allen M.F., Fedick S. y J.J. Jiménez-Osornio (eds.)*. 2003. *The Lowland Maya Area. Three Millennia at the Human-Wildland Interface* Binghamton, NY: The Haworth Press. USA. pp. 403.
- Smith R. 1968. A comparison of several sizes of circular plots for estimating deer pellet-group density. *Journal Wildlife Management* 32: 585-591.
- Stewart K., Bowyer R., Kie J., Cimon N., Johnson B. 2002. Temporospatial distributions of elk, mule deer, and cattle: Resource partitioning and competitive displacement. *Journal of mammalogy* 83:229-44.
- Villarreal J. 2006. Venado cola blanca: manejo y aprovechamiento cinegético. 2ª Ed. Unión Ganadera Regional de Nuevo León. México. 410 p.
- Villarreal J. 2013. Ganadería diversificada: importancia ecológica, cinegética y económica de los venados cola blanca mexicanos. SAGARPA. 242 p.
- Weber M. 2008. Un especialista, un generalista y un oportunista: uso de tipos de vegetación por tres especies de venados en Calakmul, Campeche. *In: Lorenzo C., Espinoza E. y Ortega A. (eds.)*. 2008. *Avances en el estudio de los mamíferos de México II*. pp. 691.
- Weber M. 2014. Temazates y venados cola blanca tropicales. *In: Valdez R. y Ortega-S. J.A. (eds.)*. 2004. *Ecología y manejo de fauna silvestre en México*. Colegio de Posgraduados. pp. 421-452.
- Weber M., González S. 2003. Latin America deer diversity and conservation: A review of status and distribution. *Ecoscience* 10:443-454.



MONITORES COMUNITARIOS PARA LA CONSERVACIÓN E INVESTIGACIÓN PARTICIPATIVA EN ÁREAS NATURALES PROTEGIDAS

COMMUNITY MONITORS FOR CONSERVATION AND PARTICIPATIVE RESEARCH IN NATURAL PROTECTED AREAS

Rosas-Rosas, O.C.¹; Hernández-Saint Martin, A.D.¹; Olvera-Hernández, J.I.¹; Guerrero-Rodríguez, J.D.¹; Aceves-Ruíz, E.¹; Tarango-Arámbula, L.A.^{2*}

¹Colegio de Postgraduados *Campus* Puebla, Boulevard Forjadores de Puebla No. 205, Santiago Momoxpan, municipio San Pedro Cholula, estado de Puebla. México C.P. 72760. ²Colegio de Postgraduados *Campus* San Luis Potosí, Postgrado en Innovación en Manejo de Recursos Naturales. Salinas de Hidalgo, San Luis Potosí, México C.P. 78620.

*Autor responsable: ltarango@colpos.mx

RESUMEN

La biodiversidad se pierde día a día a pesar de las políticas gubernamentales dirigidas a detener el deterioro ambiental y, en especial, de la fauna silvestre. Una estrategia federal para la conservación de la biodiversidad consiste en establecer Áreas Naturales Protegidas (ANPs); sin embargo, éstas no cuentan con suficiente personal calificado para atender las demandas sociales. Por tal motivo, para coadyuvar con la conservación de la biodiversidad y los recursos naturales, el Colegio de Postgraduados en Ciencias Agrícolas (Colpos), en coordinación y con el apoyo de la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) y la Agencia de Cooperación Alemana (GIZ), desde 2014 han capacitado 49 Monitores Comunitarios de Vida Silvestre en ejes temáticos, tales como diversidad, conservación de la fauna y hábitats; ordenamiento territorial comunitario y prácticas de manejo pecuario y alimentación de rumiantes, encaminado a prevenir el ataque de carnívoros hacia animales domésticos de las familias que viven en comunidades de áreas naturales protegidas de los estados de San Luis Potosí, Hidalgo y Puebla. La formación de habitantes rurales como monitores comunitarios les permite actuar como agentes dinámicos para la conservación de la vida silvestre en comunidades ubicadas dentro de ANPs, y ser un apoyo en el desarrollo de proyectos de investigación participativa.

Palabras clave: capacitación, recursos naturales, CONANP, PROCER, GIZ.

ABSTRACT

Biodiversity is lost day after day despite government policies directed at stopping environmental deterioration, and particularly that of wild fauna. A federal strategy for the conservation of biodiversity consists in establishing Natural Protected Areas (NPAs); however, these do not have sufficient qualified staff to address the social demands. Therefore, in order to contribute to the conservation of biodiversity and natural resources, Colegio de Postgraduados en Ciencias Agrícolas (Colpos) in coordination and support of the National Commission for Natural Protected Areas (CONANP) and the German Cooperation Agency (GIZ), has trained 49 Community Wild Life Monitors since 2014, on central themes such as: Diversity, fauna conservation and habitats; Community territorial planning; and Practices for livestock management and ruminant feeding. This is directed at preventing the attack of carnivores on domestic animals that belong to families in the communities of natural protected areas in the states of San Luis Potosí, Hidalgo and Puebla, México. Training rural inhabitants as community monitors allows them to act as dynamic agents for the conservation of wild life in communities located inside NPAs, and to support the development of participant research projects.

Keywords: training, natural resources, CONANP, PROCER, GIZ.

INTRODUCCIÓN

A pesar de que México es un país megadiverso (Toledo *et al.*, 1993), muchas especies se pierden día a día por cambios frecuentes en el uso del suelo, contaminación del suelo y agua, deforestación (Deiningner y Minten, 1999), políticas de conservación y manejo de la vida silvestre poco eficientes (Gallina-Tessaro *et al.*, 2009; Valdez, 2014), provocando que las áreas de oportunidad sobre el manejo de la vida silvestre sugeridas por Valdez *et al.* (2006) se pierdan. Coincidentemente, en México las zonas con mayor biodiversidad albergan los menores índices de desarrollo Humano y mayor pobreza (Brandon *et al.*, 2005). Existe evidencia de acciones para mejorar el manejo de recursos naturales como, por ejemplo, la formación de Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre en el marco de la Ley General de Vida Silvestre (SEMARNAT, 2007), las Áreas Naturales Protegidas y las Reservas de la Biosfera (Gómez-Pompa *et al.*, 1995). La clave en el manejo de los recursos naturales y, en particular, de la fauna silvestre, es encontrar un balance entre las necesidades del hombre y las de la fauna (Robinson y Redford, 1991); en este proceso, es importante entender los requerimientos de hábitat de las especies y de las necesidades específicas de los habitantes rurales con quienes coexisten (Jules *et al.*, 2002).

En su estudio sobre el jaguar (*Panthera onca*) en una comunidad de la Sierra Madre Oriental, Ávila-Nájera *et al.* (2011) señalan que el reto es lograr que los pobladores rurales y las presas de éste persistan bajo condiciones apropiadas y a largo plazo. En este intento de

manejar y conservar integralmente los recursos naturales es muy importante organizar a los pobladores rurales, educarlos e involucrarlos en las tareas relacionadas con el conocimiento de la biodiversidad (Valdez *et al.*, 2006; Ávila-Nájera *et al.*, 2011; Rocco *et al.*, 2000). Por tradición, cuando se involucran en la investigación, los pobladores rurales lo hacen como “guías de campo” y su apoyo es fundamental; sin embargo, su participación es pasajera y sin una verdadera comprensión del objeto de estudio. En este sentido, Rocco *et al.* (2000) consideran a la investigación participativa y a la capacitación como elementos clave en el manejo de recursos naturales, y para que ésta tenga éxito se ha considerado fundamental involucrar y capacitar a monitores comunitarios, como lo especifican De los Ríos-Carmenado *et al.* (2011), fomentando el desarrollo basado en el aprendizaje social.

Desde 2010, en la Sierra Madre Oriental, en coordinación con la Comisión Natural de Áreas Naturales Protegidas (CONANP), a través de los Programas de Conservación de Especies en Riesgo (PROCER), el Colegio de Postgraduados en Ciencias Agrícolas (Colpos) ha implementado acciones de conservación del jaguar (*P. onca*), especie en peligro de extinción (NOM-059 SEMARNAT, 2010). En esta actividad, aunque se han desarrollado diversos estudios (Ávila-Nájera *et al.*, 2011; Hernández-Saint Martín *et al.*, 2013; 2014; Martínez-Calderas *et al.*, 2011; Martínez-Hernández *et al.*, 2014; Villordo-Galvan *et al.*, 2010), es necesario aumentar el nivel de participación de las comunidades en los esfuerzos de conservación. Con base en lo anterior, mediante la capacitación, se preparó a monito-

res comunitarios de vida silvestre de poblaciones rurales ubicadas en la Sierra Madre Oriental (México) donde se ha registrado la presencia de *P. onca*, puma (*Puma concolor*) y sus presas potenciales, con el fin de aumentar la participación comunitaria en proyectos de investigación que coadyuven a la conservación de la biodiversidad con enfoque territorial y obtengan ingresos económicos por estas actividades.

MATERIALES Y MÉTODOS

Desde 2010, en coordinación con la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP), en el marco del PROCER, el Colegio de Postgraduados, *Campus* Puebla y *Campus* San Luis Potosí, en la Sierra Madre Oriental de México, lleva a cabo actividades tendientes a conservar y manejar de manera sustentable los recursos faunísticos, incluyendo especies en peligro de extinción como el jaguar (*Panthera onca*). Durante los estudios, la participación de los habitantes rurales ha sido fundamental, contando en ocasiones con el apoyo del mismo grupo de guías hasta por cinco años consecutivos. En este contexto, a partir de 2014 se capacitó a técnicos en teoría y práctica en tres ejes temáticos: 1) Diversidad, conservación de la fauna y hábitats, cuyo fin es proporcionar conocimientos básicos de la importancia de la biodiversidad de la fauna y su conservación *in situ* mediante el reconocimiento de sus hábitats; 2) Ordenamiento territorial comunitario; en éste se enfocó a que los técnicos comunitarios adquieran un conocimiento general de los recursos naturales de la comunidad y cómo optimizar su uso; y 3) Prácticas de manejo pecuario y alimentación de rumiantes, encaminadas a prevenir el ataque de carnívoros hacia animales domésticos de



las familias que viven en las comunidades de las Áreas Naturales Protegidas (Cuadro 1).

Cada curso tiene una duración de 16 horas (teoría) y 10 horas (práctica) por comunidad. A cada participante se le entrega el material del curso (Figura 1 A) y se imparten con un enfoque participativo; es decir, los asistentes tienen la oportunidad de interactuar en aula y campo, realizando preguntas y compartiendo su conocimiento. La fase práctica consiste en mostrar y enseñar el uso de equipos y técnicas relacionadas con el manejo de la fauna silvestre y los hábitats (Figura 1 B), específicamente en cómo realizar el monitoreo de mamíferos mediante el uso de huellas (Aranda 2012), de cámaras trampa (O'Connell *et al.* 2011) y la evaluación de variables generales del hábitat de sitios de avistamiento de fauna silvestre, tales como elevación, inclinación del terreno, exposición de la pendiente, tipo de vegetación, estratos, cobertura del suelo; estratos arbóreos, arbustivo y herbáceo, altura, diámetro de los árboles y visibilidad en el sitio para los animales silvestres. El ordenamiento territorial comunitario se enfocó al reconocimiento de los recursos naturales de la comunidad y la priorización de problemas. En el área pecuaria se enfatizó en prácticas para la elaboración de bloques nutrimentales, tales como suplemento a la alimentación pecuaria, utilizando

materiales de la comunidad; así como productos comerciales. En este proceso de capacitación se enfatiza la importancia del desarrollo territorial, como una estrategia para que el monitor se sensibilice, apropie y adapte el conocimiento con base en una situación real de su comunidad. A cada uno de los participantes se les entregó un manual intitulado "Monitoreo de la fauna silvestre y su hábitat: "Conceptos Básicos de Ecología para el Monitor Comunitario" (Rosas-Rosas *et al.* 2014), así como el equipo básico (diario de campo, guía de rastros de mamíferos mexicanos, material para elaboración de moldes de huellas) para realizar un monitoreo de las especies que existen en la comunidad (Figura 1 B).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

De octubre de 2014 a agosto de 2015 se impartieron 104 horas de capacitación y se formaron 49 Monitores Comunitarios de Vida Silvestre de cuatro regiones de la Sierra Madre Oriental (Cuadro 2). De ellos, ocho correspondieron a personal operativo de las ANPs y el resto son miembros de las comunidades que se interesan por la conservación. Además, el grupo de monitores incluyó a tres "Ecochavos" (jóvenes por la ecología) del Área Natural Protegida Cuenca Hidrológica del Río Necaxa, Puebla, México que representan a jóvenes voluntarios interesados en la conservación y que realizan actividades

Cuadro 1. Temas y subtemas de capacitación a monitores comunitarios de Áreas Naturales Protegidas de la Sierra Madre Oriental, México, periodo 2014-2015.

Temas	Subtemas
1. Principios básicos de ordenamiento comunitario.	➤ Ordenamiento territorial comunitario
2. Herramientas metodológicas para realizar un ordenamiento territorial comunitario.	➤ Factores y actores a considerar en un OTC.
	➤ Planeación, participación y OTC.
	➤ Herramientas metodológicas para realizar un OTC.
1. Métodos y técnicas de monitoreo biológico.	➤ Métodos invasivos y no invasivos.
	➤ Rastros: identificación, cuantificación y uso.
	➤ Foto trampeo.
	➤ Transectos.
	➤ Toma de datos/diario de campo.
2. Métodos y técnicas básicas de evaluación del hábitat.	➤ Fauna silvestre y su manejo.
	➤ Leyes y normas.
	➤ Hábitat y sus componentes.
	➤ Selección de hábitat.
	➤ Caracterización y evaluación del hábitat.
1. Protocolo de atención para el reporte de eventos de depredación.	➤ Diferenciación de ataques a animales domésticos.
	➤ Reporte de eventos de depredación.
1. Importancia de la ganadería y los recursos naturales.	➤ Importancia de la ganadería.
	➤ Ganadería y Recursos naturales.
2. Manejo y alimentación de rumiantes.	➤ Ganadería y carnívoros.
	➤ Manejo de instalaciones y hato.
	➤ Alimentación: Ensilaje, henilajes, henificación, rastrojos y suplementos.



Figura 1. A: Material entregado a los participantes durante los cursos de capacitación de monitores comunitarios. B: Uso de equipo y técnicas utilizadas para el monitoreo de la fauna y medición de variables del hábitat.

de monitoreo y educación ambiental en comunidades de la Sierra Madre Oriental.

La capacitación teórica tuvo como fin el desarrollo de capacidades y la práctica del desarrollo de habilidades. En el tema de ordenamiento territorial comunitario se reconocieron los recursos locales y priorizaron problemas (Figura 2). En biodiversidad de fauna y hábitats se entrenó sobre el registro de mamíferos mediante la bitácora, rastros y toma de huellas (Figura 3), y reconocimiento de los hábitats. En manejo de ganado y alimentación, principalmente la fabricación de bloques nutrimentales como suplemento alimenticio de rumiantes (Figura 4) para disminuir el riesgo de ataque de carnívoros a los animales domésticos que se tienen bajo un sistema de libre pastoreo.

La importancia de formar monitores comunitarios radica en que apoyan la conducción de trabajos de investigación en áreas naturales protegidas de los estados de San Luis Potosí, Hidalgo y Puebla, y fortalecen acciones y actividades comunitarias sobre conservación de vida silvestre. Actualmente algunos de los monitores comunitarios ya participan en la atención y seguimiento de eventos de depredación de domésticos por jaguar y puma, los cuales son compensados por la SAGARPA (Figura 5A, B y C) y en proyectos de tesis de alumnos de diversas instituciones.

CONCLUSIONES

Los monitores comunitarios son clave en la conservación y el manejo de recursos naturales, sobre todo cuando participan y se involucran en investigaciones de campo. Ge-

neran la percepción de derecho de propiedad de las comunidades rurales sobre la vida silvestre; sin embargo, aunque promete ser exitoso, este novedoso esquema requiere ser mejorado para que en un corto plazo pueda ser sostenible y replicado en el ámbito nacional. Se requiere aumentar el número de horas de capacitación, actividades prácticas, llevar a cabo visitas frecuentes a las comunidades capacitadas para aclarar dudas de los técnicos y recibir retroalimentación. Establecer intercambio de experiencias entre los monitores de diferentes localidades, reforzar la percepción ecológica con más cursos de educación ambiental. Involucrar a los maestros y maestras de escuelas participantes para que sean ellos los que continúen con la impartición de los temas y gestionar fondos para que los monitores tengan incentivos económicos, como modalidad de empleo temporal.

Cuadro 2. Número de Monitores Comunitarios de Vida Silvestre activos en la Sierra Madre Oriental, México, periodo 2014-2015.

Región	Monitores comunitarios
Reserva de la Biósfera Sierra del Abra Tanchipa, San Luis Potosí.	6
Sierra Negra de Puebla, Puebla.	7
Parque Nacional los Mármoles, Hidalgo.	13
Área Natural Protegida Cuenca Hidrográfica del Río Necaxa, Puebla.	23
Total	49

AGRADECIMIENTOS

A la Agencia Alemana GIZ y a la CONANP por el financiamiento a través del PROCER-JAGUAR para los talleres de capacitación, a los técnicos de la CONANP que atienden las comunidades. Al personal del área administrativa de los *Campus* Puebla y San Luis Potosí del Colegio de Postgraduados.



Figura 2. Ejercicio de ordenamiento territorial durante la capacitación de monitores comunitarios.



Figura 3. Capacitación a monitores comunitarios sobre identificación de rastros y huellas de la fauna silvestre.



Figura 4. Elaboración de bloques nutritivos para alimentación de rumiantes

LITERATURA CITADA

Aranda-Sánchez M.J.M. 2012. Manual para el Rastreo de Mamíferos Silvestres de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). 255 pp.
 Ávila-Nájera D.M., Rosas-Rosas O.C., Tarango-Arámbula L.A, Martínez-Montoya J.F., Santoyo-Brito E. 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. Revista Mexicana de Biodiversidad, 82: 1020-1028.
 Bocco G., Velázquez A., Torres A. 2000. Ciencia, Comunidades Indígenas y Manejo de Recursos Naturales. Un caso de Investigación Participativa en México. Interciencia 25 (2):64-70.



Figura 5. A: Fondo de Aseguramiento, Seguro de Ataque por Depredadores-SAGARPA. B-C: Adultos de jaguar (*Panthera onca*) en México.

- Brandon K., Gorenflo L.J., Rodrigues A.S., Waller R.W. 2005. Reconciling biodiversity conservation, people, protected areas and agricultural suitability in Mexico. *World Development*, 33(9): 1403-1418.
- De los Rios-Carmenado I., Díaz-Puente J.M., Cadena-Iñiguez J. 2011. La Iniciativa Leader como modelo de desarrollo rural: Aplicación a algunos territorios de México. *Agrociencia*, 45:609-624.
- Deininger K. W., and Minten, B. 1999. Poverty, policies, and deforestation: the case of Mexico. *Economic Development and Cultural Change*, 47(2): 313-344.
- Gallina-Tessaro S.A., Hernández-Huerta A., Delfín-Alfonso C. A y González-Gallina A. 2009. Unidades para la conservación, manejo y aprovechamiento sustentable de la vida silvestre en México (UMA). Retos para su correcto funcionamiento. *Investigación ambiental*, 1 (2): 143-152.
- Gómez-Pompa A., Dirzo, R., Fernández, B. H., and Becerra, E. G. 1995. Reservas de la biosfera y otras áreas naturales protegidas de México. SEMARNAP.INE. CONABIO.
- Hernández-SaintMartín A.D., Rosas-Rosas O.C., Palacio-Núñez J., Tarango-Arámbula L.A., Clemente-Sánchez F., Hoogesteijn-Reul A. 2013. Activity patterns of jaguar, puma and their potential prey in San Luis Potosí, México. *Acta Zoológica Mexicana*: 29 (3): 520-533.
- Hernández-Saint Martin A.D., Rosas-Rosas O.C., Palacio-Núñez J., Tarango-Arámbula L.A., Clemente-Sánchez F., Hoogesteijn A.L. 2014. Food habits of jaguar and puma in a protected area and fragmented landscape of northeastern Mexico. *Natural Areas Journal* Vol. 2; ISSN: 0885-8608.
- Jules E., Dietsch T., Bernier A., Nickerson V., Christie P., Blair B., Ferguson B. 2002. Toward a more effective conservation biology: including social equity in the formulation of scientific questions and management options. *Revista Theomai: Society, Nature, and Development Studies*, 6.
- Martínez-Calderas J.M., Rosas-Rosas O.C., Martínez-Montoya J.F, Tarango-Arámbula L.A., Clemente Sánchez F., Crosby-Galván M.M. y Sánchez Hermsillo M.D. 2011. Distribución del ocelote (*Leopardus pardalis*) en San Luis Potosí. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 82:997-1004.
- Martínez-Hernández A., Rosas-Rosas O.C., Clemente-Sánchez F., Tarango-Arámbula L.A., Palacio-Núñez J., Bender L.C., Herrera-Haro J.G. 2014. Density of threatened ocelot *Leopardus pardalis* in the Sierra Abra-Tanchipa Biosphere Reserve San Luis Potosí, México. *Fauna and Flora International, Oryx*, Page 1 of 7 doi: 10.1017/S0030605313001452.
- O'Connell A.F., Nichols J.D., Karanth K.U. (Eds.). 2010. Camera traps in animal ecology: methods and analyses. Springer Science and Business Media.
- Robinson J.G., Redford K.H. 1991. Neotropical wildlife use and conservation. University of Chicago Press.
- Rosas-Rosas O.C., Hernández-SaintMartín A.D., Tarango-Arámbula L.A. 2014. Monitoreo de la Fauna Silvestre y su hábitat: Conceptos básicos de ecología para el monitor comunitario. Colegio de Postgraduados-CONANP, 23 pp.
- Toledo V.M., Ordoñez M.D.J., Ramamoorthy T.P., Bye R.A., Lot A., Fa J.E. 1993. The biodiversity scenario of Mexico: a review of terrestrial habitats. Pág: 757-777 In: Biological diversity of Mexico: origins and distribution. Bye, R., Lot, A., and Fa, J. (Eds.). Oxford University Press. New York USA.
- SEMARNAT. 2007. Ley general de vida silvestre y su Reglamento. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México D. F., México.
- Villordo-Galvan J.A., Rosas-Rosas O.C., Clemente-Sánchez F., Martínez-Montoya J. F., Tarango-Arámbula L.A., Mendoza-Martínez G., Sánchez-Hermosillo M.D., Bender L.C. 2010. The jaguar (*Panthera onca*) in San Luis Potosí, Mexico. *The Southwestern Naturalist*, 55(3):394-402.
- Valdez R. 2014. Perspectivas del manejo y la conservación de fauna en México. pág: 21-40 In: Ecología y manejo de fauna silvestre en México. Biblioteca Básica de Agricultura. Editorial Colegio de Postgraduados, Texcoco, México.
- Valdez R., Guzmán A.J.C., Abarca F.J., Tarango A.L.A., Clemente S.F. 2006. Wildlife Conservation and Management in Mexico. *Wildlife Society Bulletin*, 34(2): 270-28.

DENSIDAD Y USO DEL HÁBITAT POR EL VENADO BURA (*Odocoileus hemionus eremicus* RAFINESQUE) EN COAHUILA, MÉXICO

DENSITY AND HABITAT USE BY MULE DEER (*Odocoileus hemionus eremicus* RAFINESQUE) IN COAHUILA, MÉXICO

Lozano-Cavazos E.A.^{1*}; Ortega-Santos A.²; Tarango-Arámbula L.A.³; Mellado-Del Bosque M.¹; Romero-Figueroa G.⁴; Ugalde-Lezama S.⁵

¹Departamento de Recursos Naturales Renovables, Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, Saltillo, Coahuila, México C.P. 25315; ²Caesar Kleberg Wildlife Research Institute, Texas A&M University-Kingsville, Kingsville, TX, USA. 78363; ³Colegio de Postgraduados *Campus* San Luis Potosí, Postgrado en Innovación en Manejo de Recursos Naturales. Salinas de Hidalgo, SLP, México C.P. 78600; ⁴Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada B.C., México C.P. 22860; ⁵Departamento de Suelos, Universidad Autónoma Chapingo, km 38.5 Carretera México-Texcoco, Chapingo, Estado de México, C.P. 56230.

*Autor responsable: alejandro.lozano-c@uaaan.mx

RESUMEN

El venado bura (*Odocoileus hemionus eremicus* RAFINESQUE) en Coahuila, México ha disminuido su población durante la segunda mitad del siglo veinte debido a factores antropogénicos y sequías. Se evaluaron los factores que afectan el uso del hábitat del venado bura durante las estaciones seca y lluviosa, y se determinó la densidad relativa de venado en tres asociaciones vegetales: 1: izotal (*Yucca carnerosana*), 2: lomerío-lechuguilla (*Agave lechuguilla*)-sotol (*Dasyllirion leiophyllum*), y 3: pastizal abierto (*Bouteloua curtipendula*, *Aristida divaricata*, e *Hilaria mutica*) en un área de Coahuila, México. La densidad del venado se estimó a través del conteo de grupo de excretas en parcelas a lo largo de transectos con muestreo sistemático-estratificado mismos que se utilizaron para evaluar variables del hábitat e identificar su uso por el venado a través de análisis de componentes principales, y técnicas de disponibilidad y uso de hábitat. El venado prefirió lomeríos dominados por sotol, sin importar la época, registrando mayor densidad en la estación seca, con 11 venados km²⁻¹, 4.7 venados km²⁻¹ para la estación lluviosa-temprana, y 1.8 venados km²⁻¹ en la lluviosa-tardía. Las variables relevantes para el uso de hábitat en la estación seca fueron la inclinación del terreno, densidad de plantas suculentas, plantas clave y cobertura termal; y durante la estación lluviosa, la inclinación del terreno, densidad de plantas suculentas, de plantas clave, cobertura termal y riqueza de especies. La asociación vegetal lomerío-lechuguilla-sotol representó un componente importante para el venado bura.

Palabras clave: Venado bura, hábitat, estación, densidad.

ABSTRACT

Mule deer (*Odocoileus hemionus eremicus* RAFINESQUE) has decreased its population in Coahuila, México, during the second half of the 20th Century due to anthropogenic factors and drought. The factors that affect the habitat use of the mule deer during dry and rainy seasons were evaluated, and the relative density was determined in three plant associations: 1) izotal (*Yucca carnerosana*), 2) lomerío-lechuguilla (*Agave lechuguilla*)-sotol (*Dasyllirion leiophyllum*), and 3) open grassland (*Bouteloua curtipendula*, *Aristida divaricata*, and *Hilaria mutica*) in an area of Coahuila, México. The deer density was estimated through group counting of scat in parcels throughout transects with systematic-stratified sampling; and variables from the habitat were used to evaluate and identify their use by the deer through principal component analysis, as well as techniques for availability and habitat use. The deer preferred hills dominated by sotol regardless of the season, and the greatest density was found during the dry season with 11 deer km²⁻¹, 4.7 deer km²⁻¹ for the early-rainy season, and 1.8 deer km²⁻¹ in the late-rainy. The relevant variables for habitat use in the dry season were slope of the terrain, density of succulent plants, key plants and thermal cover; and during the rainy season, slope of the terrain, density of succulent plants, key plants, thermal cover and species wealth. The lomerío-lechuguilla-sotol plant association represented an important component for mule deer.

Keywords: mule deer, habitat, season, density.

INTRODUCCIÓN

Las poblaciones de venado bura (*Odocoileus hemionus eremicus*) de Norteamérica han decrecido desde la segunda mitad del siglo XX (Ballard et al., 2001), lo que se atribuye a la pérdida de hábitat, sequías recurrentes, cambios en la estructura de edades y proporción de sexos, enfermedades, depredación, cacería, competencia con ganado doméstico y las combinaciones de estos factores (Ballard et al., 2001; Connolly y Wallmo, 1981; Ordway y Krausman, 1986; Wallmo, 1981). El venado bura del desierto en Coahuila, México se consideró en una situación de peligro debido a la cacería indiscriminada (Baker, 1956). Actualmente, las poblaciones más estables se localizan en el noroeste del estado de Coahuila, México en ranchos con diversificación productiva; sin embargo, son escasos los estudios relacionados con el uso del hábitat por la especie en México. Autores como Leopold y Krausman (1991) indicaron que la distribución del venado bura en el desierto chihuahuense puede estar influenciada por factores independientes a la densidad como la presencia de plantas suculentas y precipitación. Con base en lo anterior se evaluaron los factores que afectan el uso del hábitat del venado bura del desierto (*Odocoileus hemionus eremicus*) durante las estaciones seca y lluviosa y se determinó la densidad relativa del venado bura en las asociaciones vegetales: 1: Izotal (*Yucca carnerosana*), 2: Lomerío-Lechuguilla (*Agave lechuguilla*)-

Sotol (*Dasyllirion leiophyllum*), y 3: Pastizal abierto (*Bouteloua curtipendula*, *Aristida divaricata*, e *Hilaria mutica*) en el Rancho El Cimarrón, Coahuila, México.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se condujo de octubre 2001 a octubre 2002 en el Rancho el Cimarrón, Coahuila, México, este se localiza a 100 km al sur del Big Bend National Park, Texas, EE.UU.,

donde la precipitación anual es de 400 mm a 500 mm anuales (INEGI 2003). El área experimental incluyó 10,000 ha⁻¹, donde la vegetación de Izotal (IZ) (Figura 1A) representó 58% y la yuca *Yucca carnerosana* domina. El pastizal abierto (PA) (Figura 1B) ocupó 30% de la superficie y se caracteriza por mezquites (*Prosopis glandulosa*) dispersos, hojas en *Flourensia cernua* y gobernadora (*Larrea tridentata*). La asociación de vegetación Lomerío-Lechuguilla-Sotol (LLS) (Figura 1C) ocupó 12% del área y se compone por lechuguilla (*Agave lechuguilla*) y sotol (*Dasyllirion leiophyllum*).

Para estimar la densidad relativa del venado bura y el uso del hábitat se utilizó la técnica del conteo de excretas mediante muestreo sistemático-estratificado. Loft y Kie (1988) señalaron que esta técnica es útil para determinar el uso relativo de hábitats, encontrando una correlación alta ($r^2=0.90$) entre el uso de hábitat estimado por telemetría y la presencia de grupos de excretas.

Considerando las asociaciones de vegetación, el muestreo se realizó en transectos y parcelas permanentes usando el método de distribución de sitios de muestreo proporcional al tamaño del estrato (Krebs, 1989). El número de transectos (500 m de longitud) y parcelas (10 m²) (Ezcurra y Gallina, 1981) establecidas en el Izotal fue de 53 y 530, respectivamente. En el Pastizal abierto fueron 28 y 280, y en asociación Lomerío-Lechuguilla-Sotol fueron



Figura 1. Asociaciones de vegetación en el área de estudio. A: Izotal; B: Pastizal abierto; C: Lomerío-lechuguilla-sotol

11 y 110, respectivamente. La separación entre transectos fue de 2 km y entre parcelas de 50 m; en total se monitorearon 92 transectos y 920 parcelas.

Las parcelas se establecieron durante la última semana de octubre en 2001 y el primer muestreo inició en enero de 2002 (estación seca, con un periodo de deposición de excretas de 65 días) y el segundo y tercer muestreo se realizaron en junio (estación lluviosa-temprana) y en octubre (estación lluviosa-tardía) de 2002 con un periodo de deposición de excretas de 120 días cada uno. Para evitar sobreestimación de la población de venados, durante el establecimiento de los transectos y después de cada periodo de muestreo, las excretas fueron removidas de las parcelas. Para determinar la densidad relativa de venados se utilizó la fórmula de Eberhardt y Van Etten (1956) y se consideró una tasa de defecación de 21 grupos de excretas día animal⁻¹ (Urness, 1981; Sánchez-Rojas y Gallina, 2000b). Las variables del hábitat evaluadas en cada parcela circular (40 m²) fueron densidad de plantas dentro de cada parcela, tales como suculentas (lechuguilla y sotol) y arbustos (Ordway y Krausman, 1986). La densidad de hierbas se estimó en cuatro parcelas de 0.25 m² establecidas al azar dentro de cada parcela circular. El porcentaje de cobertura termal se cuantificó con el método de intersección en línea, utilizando transectos de 20 m de longitud, iniciando en el centro de la parcela y continuando en una dirección aleatoria (Canfield, 1941). La cobertura termal fue cualquier estructura u objeto ≥ 1.2 m⁻¹ de alto capaz de proporcionar sombra al venado (Ordway y Krausman, 1986; Gionfrido y Krausman, 1986); el porcentaje de visibilidad se calculó como 100 del valor de la cobertura termal (Sánchez-Rojas y Gallina, 2000a); la inclinación del terreno se cuantificó en grados de pendiente. La densidad de plantas clave se definió como el número de plantas contadas en cada parcela de 40 m². Las plantas clave para el venado bura fueron lechuguilla, sotol, huizache (*Acacia* spp.) y *Rhus* spp. (Krausman *et al.*, 1997; Henselka, 1984). La riqueza de especies se estimó en las mismas parcelas.

La preferencia de hábitat se evaluó usando la técnica de disponibilidad y uso de acuerdo a Neu *et al.* (1974) y Litvaitis *et al.* (1994), cuyas técnicas se ba-

san en identificar la proporción de uso de los componentes del hábitat con respecto a su disponibilidad. El promedio de cada variable del hábitat se utilizó para conducir el análisis de componentes principales (ACP). Para examinar la interdependencia de las variables del hábitat en relación con la presencia del venado bura se utilizaron los eigenvalores (Morrison *et al.*, 1998). Se consideraron las cargas (≥ 0.4) de las variables de hábitat con cada componente principal (ACP 1, 2,3) para cuantificar la relación del venado bura y su hábitat mediante el software STATISTICA (2008).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Durante la estación seca, la densidad de venado bura en el lomerío-lechuguilla-sotol (LLS) fue cuatro veces mayor ($P < 0.05$) que la obtenida en el Izotal (IZ) y seis veces mayor ($P < 0.05$) a la registrada en el pastizal Abierto (PA). Asimismo, la densidad durante la estación lluviosa temprana fue de entre 5 y 7 veces mayor en LLS que en IZ y PA. Adicionalmente, en la estación lluviosa tardía fue de entre 7 y 12 veces mayor en el LLS que en IZ y PA, respectivamente (Cuadro 1). Consistentemente la densidad de venado fue mayor en LLS en ambas estaciones, comparada con la densidad en IZ y PA. La densidad de venado bura fue mayor en la asociación Lomeríos-lechuguilla-sotol, independientemente de la estación, incluso a pesar de que este tipo de asociación solo representa 12% del área de estudio. Como lo especificó Heffelfinger (2006), el venado se concentra en áreas que contienen componentes importantes del hábitat para garantizar su supervivencia. Sánchez-Rojas y Gallina (2000b) registraron que la densidad de venado en Durango, México osciló entre 4.6 y 28.2 venados km²⁻¹.

Cuadro 1. Estación, asociación de vegetación y densidad de venado bura (*Odocoileus hemionus eremicus*) en Rancho el Cimarrón, Coahuila, México, 2001-2002.

Estación	Tipo de vegetación *	Venados km ²⁻¹	Población total estimada
Seca	IZ	2.8	160.0
	LLS	11.0	132.0
	PA	1.7	51.7
Lluviosa-temprana	IZ	0.93	53.9
	LLS	4.7	58.5
	PA	0.61	18.0
Lluviosa-tardía	IZ	0.23	13.2
	LLS	1.8	22.8
	PA	0.15	4.6

*Proporción de la vegetación en el área de estudio: Izotal (58%), Pastizal abierto (30%), Lomerío-lechuguilla-sotol (12%). IZ=Izotal; LLS=Lomerío-lechuguilla-sotol; PA=Pastizal Abierto.

Esta densidad fue más alta a la registrada en este estudio para el IZ y PA durante la estación seca, la cual fue de 2.7 y 1.7 venados km^{-2} , respectivamente, mientras que la registrada en LLS fue de 11 venados km^{-2} (Cuadro 1), valor dentro del rango reportado por Sánchez-Rojas y Gallina (2000b).

Probablemente el venado se agregó en LLS, debido a una mayor densidad de plantas suculentas comparada con la densidad de los otros dos tipos de vegetación, los cuales no fueron afectados por heladas ocurridas en noviembre 2001, lo que provocó la defoliación de la mayoría de las especies arbustivas (Herminio Enciso comunicación personal). Adicionalmente, la estación seca se extendió desde noviembre de 2001, cuando ocurrió una tormenta de nieve hasta mediados de abril 2002, donde hubo una precipitación equivalente a 5.9% del promedio anual. El tiempo y el patrón de precipitación pudieron haber afectado la producción de renuevos en los arbustos, cuyo crecimiento ocurre hasta después de la primera lluvia (Anthony, 1976) y con baja producción, obligando a que el venado bura dependiera en gran medida de plantas suculentas, como la lechuguilla y el sotol. Como lo notó Heffelfinger (2006), el hábitat del venado bura en el área de estudio, y bajo esas condiciones de precipitación, disminuyó debido a que la comida, el agua y la protección tendieron a concentrarse en la asociación LLS, donde la cobertura termal, la densidad de suculentas y la presencia de plantas clave fue mayor y más que en ninguna otra de las asociaciones. Ante un contexto

de baja disponibilidad de agua, el movimiento de los venados depende de las fuentes de agua, pero éste patrón cambia cuando la precipitación ocurre, la cual promueve la disponibilidad de hierbas y arbustos, y expande el hábitat (Calentano y Garcia, 1984).

Autores como Rautenstrauch y Krausman (1989) reportaron que el venado bura se mueve a las áreas periféricas, inmediatamente después de que las lluvias promueven crecimientos nuevos en los arbustos. Algunos venados se desplazan 13.7 km promedio, desde una zona seca hasta las áreas recién llovidas; se tiene un registro de que una hembra se desplazó 30.5 km. La razón por la que el venado se mueve a estas áreas es que en cuanto llueve el venado encuentra y obtiene hierbas con alto contenido de humedad y fuentes de agua efímeras. En este estudio la densidad de hierbas se incrementó en la época lluviosa en 68%, 79% y 15% para LLS, IZ y PA, respectivamente, permitiendo que el venado se dispersara en toda el área, haciendo variar los estimadores poblacionales. Heffelfinger (2006) reportó para el oeste de Texas, EUA, ámbitos hogareños de venado bura de entre 2.8 km^2 y 13.7 km^2 ; Brunjes *et al.* (2009) también reportó un valor similar, de 8.8 km^2 . Se identificó además que el venado bura mostró una selección significativa durante la estación seca ($\chi^2=68.44$, $P<0.01$), estación lluviosa temprana ($\chi^2=96.92$, $P<0.01$) y estación lluviosa tardía ($\chi^2=172.53$, $P<0.01$) (Cuadro 2); en ambas épocas el venado prefirió LLS sobre los otros tipos de vegetación. La asociación LLS tuvo los valores más altos de cobertura

Cuadro 2. Época del año, tipo de vegetación y preferencia del venado bura (*Odocoileus hemionus eremicus*) en Rancho el Cimarrón, Coahuila, México, 2001-2002.

Estación	Vegetación	Población total estimada	Uso observado ¹	N	Uso esperado ²	I.C. Uso esperado ³
Seca	IZ	160	0.465	530	$\chi^2_c=68.44$ 0.576	$\chi^2_{0.995}=10.6$ $0.407 \leq pi \leq 0.560 <$
	LLS	132	0.384	110	0.119	$0.316 \leq pi \leq 0.483 >$
	PA	51.7	0.150	280	0.304	$0.061 \leq pi \leq 0.254 <$
Lluviosa temprana	IZ	53.89	0.4132	510	$\chi^2_c=96.92$ 0.579	$\chi^2_{0.995}=10.6$ $0.310 \leq pi \leq 0.572 <$
	LLS	58.50	0.4486	110	0.125	$0.350 \leq pi \leq 0.604 >$
	PA	18.00	0.1380	260	0.295	$0.000 \leq pi \leq 0.308 =$
Lluviosa tardía	IZ	13.20	0.3255	500	$\chi^2_c=172.53$ 0.574	$\chi^2_{0.995}=10.6$ $0.115 \leq pi \leq 0.619 =$
	LLS	22.79	0.5620	110	0.126	$0.417 \leq pi \leq 0.824 >$
	PA	4.56	0.1124	260	0.298	$0.000 \leq pi \leq 0.418 =$

¹Uso observado basado en la proporción del total de la población estimada; ²Uso esperado basado en la proporción del tamaño de muestra (n);

³Intervalo de confianza basado en el uso observado ($P<0.01$). IZ=Iztotal; LLS=Lomerío-lechuguilla-sotol; PA=Pastizal Abierto.

=Usada de acuerdo con su disponibilidad; < evitada; > Seleccionada.

fueron importantes de forrajeo por el venado y puede constituir desde 40 a 70% de su dieta, desde el otoño hasta inicios de la primavera; por el contrario, durante las sequías estos arbustos llegan a constituir 90% de su dieta (Rollins, 1989). En este estudio el venado usó áreas con una inclinación promedio de 4.8° y un rango de 2° a 18° de inclinación. Sánchez-Rojas y Gallina (2000a) indicaron que el venado bura seleccionó áreas más inclinadas, con un promedio de 18.4°. Durante la estación lluviosa (combinando la información de la estación lluviosa temprana y tardía) los primeros tres componentes explicaron 75.2% del total de la varianza (Cuadro 3) con

termal, mayor inclinación del terreno, más plantas suculentas y plantas clave; por el contrario, presentó el valor más bajo de visibilidad. Sánchez-Rojas and Gallina (2000a) mencionan que la eficiencia forrajera del venado y el riesgo a ser depredados son dos factores determinantes en la selección del hábitat por esta especie. La preferencia del venado por áreas montañosas, como la mostrada en este estudio, ha sido documentada en el Desierto de Sonora por Ordway y Krausman (1986), quienes señalaron que esta especie prefiere vegetación de montaña con una mayor densidad de arbustos, de plantas suculentas, de especies forrajeras, una mayor diversidad de especies y con rangos de cobertura termal entre 11.3 y 18.9%. De manera similar, Sánchez-Rojas y Gallina (2000a, b) encontraron que el venado bura prefiere laderas y sierras, más que cualquier otro tipo de vegetación, y evitó las áreas abiertas (Serrouya y D'Eon 2008).

El análisis de componentes principales (CP) identificó que durante la estación seca los tres primeros componentes explicaron 79.3% del total de la varianza (Cuadro 3) con eigenvalores >1.0. El componente principal 1 explicó 46.6% de la varianza e indicó que el uso del hábitat se explica en orden descendente por la cobertura termal, densidad de plantas clave y suculentas, la inclinación de la pendiente y, en menor proporción, por la riqueza vegetal. Por el contrario, el venado evitó áreas abiertas con baja densidad de hierbas (Cuadro 3). Similar a los resultados de este estudio, Leopold y Krausman (1991) encontraron una correlación entre la abundancia relativa de venado y la densidad de plantas suculentas representadas principalmente por lechuguilla; ellos concluyeron que la presencia de esta planta tuvo influencia en la densidad de venados en ambientes áridos. En este estudio, el venado prefirió LLS, más que cualquiera de los otros tipos de vegetación, probablemente porque existió una densidad de 6,250 plantas suculentas ha⁻¹, comparada con la densidad encontrada en IZ de 1,000 plantas suculentas ha⁻¹. Autores como Ordway y Krausman (1986) identificaron que las hembras de venado bura prefirieron hábitats que contenían más plantas suculentas y que prefirieron comunidades de plantas con mejores características forrajeras durante todas las estaciones. Las plantas clave para el venado como *Acacia* spp. y *Rhus* spp., constituyen una

Cuadro 3. Componentes principales de las variables del hábitat y presencia del venado bura (*Odocoileus hemionus eremicus*) por estación del año, Rancho el Cimarrón Coahuila, México, 2001-2002.

Variable	Estación seca		
	CP1	CP2	CP3
% Cobertura termal	0.833082	-0.503367	-0.028431
% Visibilidad	-0.833107	0.503339	0.028498
Inclinación del terreno	0.695019	0.465385	-0.176930
Densidad de hierbas	-0.135851	0.339304	0.796152
Densidad de plantas suculentas	0.733903	0.479376	0.124504
Riqueza de especies	0.622576	-0.410947	0.519856
Densidad de plantas clave	0.820478	0.426353	0.088633
Venado bura	0.490915	0.235360	-0.426120
Eigenvalor	3.729998	1.474290	1.141968
Varianza explicada	46.62498	18.42862	14.27460
Varianza acumulada	46.62498	65.05360	79.32820
Variable	Estación lluviosa		
	CP1	CP2	CP3
% Cobertura termal	0.863227	-0.388492	-0.215366
% Visibilidad	-0.865238	0.384007	0.215744
Inclinación del terreno	0.645346	0.194682	0.296242
Densidad de hierbas	0.246451	0.731466	-0.471622
Densidad de plantas suculentas	0.622682	0.326068	0.422044
Riqueza de especies	0.512675	0.552749	-0.398514
Densidad de plantas clave	0.807350	-0.316623	0.025117
Venado bura	0.368151	0.355602	0.594493
Eigenvalor	3.408925	1.509885	1.094102
Varianza explicada	42.61157	18.87356	13.67627
Varianza acumulada	42.61157	61.48513	75.16140

eigenvalores >1.0 . El CP uno (42.6%) indicó que el uso del hábitat por el venado durante la estación lluviosa se asoció, en ese orden, a: cobertura termal, densidad de plantas claves, inclinación del terreno, densidad de plantas suculentas y riqueza de especies. Asimismo, el venado evitó las áreas con visibilidad alta, como la de los pastizales abiertos.

Los factores que tuvieron un efecto sobre el uso del hábitat durante la estación seca y lluviosa fueron los mismos; sin embargo, la densidad de hierbas y la riqueza de especies fueron también importantes durante la época lluviosa. La riqueza de especies y la densidad de hierbas se incrementaron debido a la precipitación de 433 mm durante abril-octubre de 2002. La riqueza de especies se incrementó un 15% de la estación seca a la lluviosa; se dio también un incremento de 68% en la densidad de hierbas en IZ y LLS, y 15% en PA. De acuerdo con Henselka (1984) y Krausman (1978), las hierbas constituyen entre 15% y 19% de la dieta del venado bura cuando están disponibles. Sánchez-Rojas y Gallina (2000b) mencionan que el venado puede balancear mejor sus requerimientos nutrimentales cuando la diversidad de plantas es alta, seleccionando la comida más nutritiva. Ellos también reportaron una mayor presencia de venados en áreas con mayor riqueza de especies, la cual es un indicador de mejor calidad de hábitat en términos de alimento. Ordway y Krausman (1986) notaron que el venado bura prefiere laderas con exposición norte, debido a un ambiente más fresco, sobre todo en el verano cuando las temperaturas son más altas. En el presente estudio el porcentaje de cobertura termal en LLS fue de 12.6%, valor similar al reportado por Ordway y Krausman (1986), de 12.9%, en una asociación de montaña dominada por palo verde-saguaro-jojoba. La técnica de disponibilidad y uso para evaluar la preferencia de hábitat por el venado bura identificó cuál vegetación prefiere por estación del año; el análisis de CP mostró cuáles fueron las variables que determinaron el uso del hábitat por el venado cola blanca.

CONCLUSIONES

El venado bura utilizó la asociación de vegetación lomerio-lechuguilla-sotol en mayor grado que su disponibilidad y, significativamente más, comparada con el Izotal y pastizal abierto. Aunque la inclinación del terreno y la densidad de plantas suculentas fueron las variables más importantes del hábitat en ambas estaciones del año, la densidad de plantas clave en la estación seca, y la riqueza

de especies y la densidad de hierbas en la estación lluviosa afectaron el uso del hábitat por el venado bura en el área de estudio. Los lomeríos son un componente importante del hábitat del venado bura; por lo tanto, para un mejor manejo de la especie los atributos de los parches de hábitat (tamaño, forma y arreglo) de vegetación a través de todo el paisaje deben tomarse en consideración. Asimismo, la combinación de factores del hábitat que describen el uso del mismo por el venado bura debe ser tomada en cuenta en programas de mejoramiento. La capacidad de carga de ganado doméstico debe determinarse de manera precisa para evitar competencia y sobrepastoreo, especialmente bajo condiciones de sequía.

AGRADECIMIENTOS

Al Sr. Rodolfo de Los Santos Aguirre por permitir el desarrollo de esta investigación en su propiedad, y a David Hewitt, P.R. Krausman y Raúl Valdez por la revisión del manuscrito. También se agradece a Jesús Cabrera por su apoyo en el trabajo de campo. El financiamiento para el presente estudio se proporcionó por el propietario del rancho y la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro.

LITERATURA CITADA

- Anthony R.G. 1976. Influence of drought on diets and numbers of desert mule deer. *Journal of Wildlife Management* 40: 140-144.
- Baker R.H. 1956. *Mammals of Coahuila, México*. University of Kansas Museum of Natural History Publ. 9: 125-135.
- Ballard W.B., Lutz D., Keegan T.W., Carpenter, L.H., deVos Jr.J.C. 2001. Deer-predator relationships: a review of recent North American studies with emphasis on mule and black tailed deer. *Wildlife Society Bulletin* 29:99-115.
- Brunjes K.L., Warren B., Ballard Mary H.H., Fielding H.Nancy E. McIntyre, Paul R. Krausman, and Mark C. Wallace. 2009. Home-Range Size and Overlap of Sympatric Male Mule Deer and White-Tailed Deer in Texas. *Western North American Naturalist* 69:125-130.
- Caletano, R.R., and J.R. Garcia.1984. The burro deer herd management plan. California Department of Fish and Game, Sacramento.90 pp.
- Canfield, R. H. 1941. Application of the line interception method in sampling range vegetation. *Journal of Forestry*, 39:192-194.
- Connolly, G. E., and O. C. Wallmo. 1981. Management challenges and opportunities. Pages 537-545 in O. C. Wallmo, ed. *Mule and Black tailed deer of North America*. University of Nebraska Press, Lincoln.
- Eberhardt, L. and Van Etten. 1956. Evaluation of the pellet group count as deer census method. *Journal of Wildlife Management* 20:70-74.
- Gionfrido, J. P., and P. R. Krausman. 1986. Summer habitat use by mountain sheep. *Journal of Wildlife Management* 50:331-336.
- Henselka, C.W. 1984. Key food plants for deer-west Texas. *Proceedings of the International Rancher's Round up*. Texas Agricultural Extension Service.
- Heffelfinger, J. R. 2006. *Deer of the southwest: a complete guide to the natural history, biology, and management of mule deer and white tailed deer*. First edition. Texas A&M University press.

- INEGI 2003. Carta climática. Escala 1:500,000.
- Krausman, P. R. 1978. Forage relationships between two deer species in Big Bend National Park, Texas. *Journal of Wildlife Management* 42:1978.
- Krausman, P. R.; Kuenzi, A. J.; Etchberger, R. C.; Rautenstrauch, K. R.; Ordway, L. L.; and J.J. Herver. 1997. Diets of desert mule deer. *Journal of Range Management* 50: 513-522.
- Krebs, C. J. 1989. *Ecological methodology*. 1st edition. Published by Addison-Welsey.
- Leopold B. D. and P. R. Krausman. 1991. Factors influencing desert mule deer distribution and productivity in southwestern Texas. *The Southwestern Naturalist* 36:67-74.
- Litvaitis, J. A., K. Titus, and E. M. Anderson. 1994. Measuring vertebrate prey use of terrestrial habitats and foods, pages 254-274. in: T. A. Bookhout, ed, *Research and management techniques for wildlife and habitats*. Fifth ed. The Wildlife Society, Bathesda, Md.
- Loft, E. R. and Kie, J. G. 1988. Comparison of pellet-group and ratio triangulation methods for assessing deer habitat use. *Journal of Wildlife Management* 52(3):524-527.
- Morrison, M. L.; B.G. Marcot, and R. W. Mannan. 1998. *Wildlife-Habitat relationships: concepts and applications*. Second edition. University of Wisconsin Press, Madison, USA.
- Neu C. W., C. R. Byers, J. M. Peek. 1974. A technique for analysis of utilization-availability data. *Journal of Wildlife Management* 38:541-545.
- Ordway, L. L. and P. R. Krausman, 1986. Habitat use by desert mule deer. *Journal Wildlife Management* 50:677-683.
- Rautenstrauch, K. R. and P. R. Krausman. 1989. Influence of water availability and rainfall on movements of desert mule deer. *Journal of Mammalogy* 70:197-201.
- Rollins, D. 1989. *Managing desert mule deer*. Texas Agricultural Extension Service. Zerie L. Carpenter, Director, The Texas A&M University System. College Station, Texas.
- Sánchez-Rojas, G. and S. Gallina. 2000a. Factors affecting habitat use by mule deer (*Odocoileus hemionus*) in the central part of the Chihuahuan Desert, Mexico: an assessment with univariate and multivariate methods. *Ethology Ecology & Evolution*. 12:405-417.
- Sánchez- Rojas, G. and S. Gallina. 2000b. Mule deer (*Odocoileus hemionus*) density in a landscape element of the Chihuahuan Desert, Mexico. *Journal of Arid Environments* 44:357-368.
- Serrouya, R. and R.G. D'Eon. 2008. The influence of forest cover on mule deer habitat selection, diet, and nutrition during winter in a deep-snow ecosystem. *Forest Ecology and Management* 256, 452-461
- Urness, P. J. 1981. Foods habits and nutrition. In: Wallmo, O. C. (Ed.), *Mule and Black tailed-deer of North America*, pp. 347-386. Nebraska: University of Nebraska press.
- Wallmo, O. C. 1981. Mule and black tailed-deer distribution and habitats. In: Wallmo, O. C. (Ed.), *Mule and Black tailed-deer of North America*, pp. 366-386. Nebraska: University of Nebraska press. 605 pp.



LA COMUNIDAD DE LAS AVES EN TRES HÁBITATS DE LA PLANICIE DE TABASCO, MÉXICO

BIRD COMMUNITIES IN THREE HABITATS OF THE TABASCO PLAIN, MÉXICO

**Valdez-Leal, J.D.D.¹; Pacheco-Figueroa, C.J.^{1*}; Méndez-López, E.¹; Rangel-Ruiz, L.J.¹;
Moguel-Ordoñez, E.J.¹; Arriga-Weiss, S.L.¹; Mata-Zayas, E.E.¹; Gama-Campillo, L.M.¹;
Gordillo-Chávez, E.J.¹; García-Morales, R.²; Luna-Ruiz, R.D.C.¹**

¹Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, División Académica de Ciencias Biológicas. Laboratorio de Ecología del Paisaje y Cambio Global. Carretera Villahermosa-Cárdenas km. 0.5, en-tronque Bosques de Saloya, Villahermosa, Tabasco, C. P. 86150. ²Centro de Cambio Global y la Sustentabilidad en el Sureste, Calle del Centenario del Instituto Juárez, S/N. Villahermosa, Tabasco 86080. México.

***Autor de correspondencia:** pachecoral@gmail.com

RESUMEN

Se evaluó la riqueza y diversidad de la comunidad de aves en tres tipos de ecosistemas de la planicie tabasqueña, asociados a hábitats con influencia de inundación (manglares, popales-tulares y pastizales inundables). Se establecieron 12 estaciones de muestreo, cuatro para cada hábitat. Se trabajó en dos temporadas del año 2010 (secas y lluvias), se muestrearón por tres días en cada estación. El método de muestreo fue por observación de radio fijo en ocho puntos por cada estación. Los datos se tomaron en tres momentos del día (amanecer, atardecer y noche). Se identificaron 23,926 individuos de 155 especies de aves, donde la temporada de lluvias fue más rica y abundante (141 especies y 12,595 individuos) en comparación con la secas. De las cuales 123 especies fueron residentes, 22 migratorias, siete transitorias, dos migrantes locales y una residente de verano. De acuerdo a la Clench la se cuenta con el 89% de la completitud de la comunidad. Los popales-tulares presentaron la mayor riqueza (122), seguida por los manglares (117) y los pastizales (110). Los popales-tulares fueron los más diversos ($H' = 3.69$), seguido por los manglares ($H' = 3.58$). Los popales-tulares y los manglares son los ambientes donde se observó la mayor similitud ($S = 0.951$). El 13.54 % de las especies se encuentra protegida por la NOM-059-SEMARNAT-2010. Las zonas bajas de la planicie de Tabasco, son muy importantes en el mantenimiento de la comunidad de aves, además de poder servir como zonas de alimentación y refugio para especies residentes y migratorias.

Palabras clave: aves, riqueza, diversidad, manglar, popal-tular, pastizal.

ABSTRACT

The wealth and diversity of the bird community in three ecosystems of the Tabasco plain, México, was evaluated, associated to habitats with flood influence (mangrove, arrowroot-tule and floodable grasslands). Four sampling stations were established in each habitat and observations were performed during drought and rainy seasons in 2010 with three sampling days in each station. The sampling method was through fixed-radius observation in eight spots for each season. The data were taken at sunrise, sundown and night. 23,926 individuals of 155 bird species were identified, showing greater wealth and abundance during the rainy season (141 species and 12,595 individuals), of which 123 species were resident, 22 migratory, seven transitory, two local migratory and one summer resident. According to the Clench, there is 89 % completeness in the community. The arrowroot-tule stands showed the highest wealth (122), followed by mangroves (177) and grasslands (110). The first ecosystem was the most diverse ($H' = 3.69$), followed by mangroves ($H' = 3.58$), and in these environments the greatest similarity was observed ($S = 0.951$). Of the species, 13.54% are protected by NOM-059-SEMARNAT-2010. The low zones of the Tabasco plain are very important in maintaining bird communities, in addition to serving as feeding and refuge zones for resident and migratory species.

Keywords: birds, diversity, mangrove popal-tular, grassland.

INTRODUCCIÓN

Las especies de aves juegan un papel importante en los ecosistemas, ocupan diversos estratos en las cadenas alimentarias de cualquier zona, permitiéndoles establecer relaciones ecológicas (Ortiz-Pulido *et al.*, 1995), cumplen un papel importante en el mantenimiento de funciones ecológicas dentro de ecosistemas, tales como, diseminación de semillas y acciones de polinización (Núñez, 2008). Son utilizadas como indicadores, de perturbación, potencial de la biodiversidad por ser fáciles de observar y monitorear (Ramírez y Ramírez, 2002), y su diversidad en los ecosistemas depende de factores que actúan espacial y temporalmente, por ejemplo, la estructura de la vegetación determina su distribución al estar asociadas con recursos críticos como alimento, sitios de refugio, resguardo contra depredadores y anidamiento (Peredo y Galindo-González, 2004). En tierras bajas de muchas regiones de Centroamérica, grandes áreas han sido convertidas en pasturas para la producción ganadera, creando paisajes conformados por pequeños fragmentos de bosque dentro de un mosaico de hábitat agropecuarios (Lang *et al.*, 2003). Los ambientes naturales en Tabasco, México han sufrido un grado alto de alteración por la expansión agropecuaria y explotación petrolera (Chablé-Santos *et al.*, 2005), y numerosos estudios han mostrado que la transformación de paisajes boscosos hacia pastizales ha afectado

negativamente las comunidades de aves, modificando su composición y reduciendo las poblaciones de algunas especies (Lang *et al.*, 2003). Otro de los ecosistemas con mayor importancia tanto a nivel nacional como a nivel estatal es el bosque de manglar; el cual es uno de los ecosistemas más productivos (Toledo y Leal, 1998), y se considera como productor primario que sostiene una gran variedad de organismos a través de la cadena de consumidores directos e indirectos. Ofrece un ambiente adecuado para ser habitado por diferentes organismos, donde muchos permanecen toda su vida, otros son migratorios temporales o visitantes oportunistas (Tovilla, 1994). Con base en lo anterior, se realizó un estudio para conocer la composición y estructura de las poblaciones de aves que se distribuyen en ambientes de pastizales inundables en Tabasco, México, tales como, el popal y manglar; mediante análisis de riqueza, abundancia, diversidad y equidad entre ambientes, así como, gremios tróficos existentes y especies protegidas.

MATERIALES Y MÉTODOS

La región de estudio se ubicó en la llanura costera del Golfo Sur en Tabasco, México, que colinda al norte-sur con el Golfo de México, y estado de Chiapas. La investigación consideró estaciones de muestreo en áreas de seis municipios de Tabasco (Centro, Centla, Comalcalco, Cunduacán, Jalpa de Méndez y Paraíso) en cuyos ambientes predominan actividades antrópicas (Figura 1).

Los tipos de vegetación en el área de estudio son poco diferenciados excepto la vegetación marina-costera, sin embargo, se registran sobre la línea costera plantaciones de coco (*Cocos nucifera*), mangle rojo (*Rhizophora mangle*), mangle negro (*Avicennia germinans*)

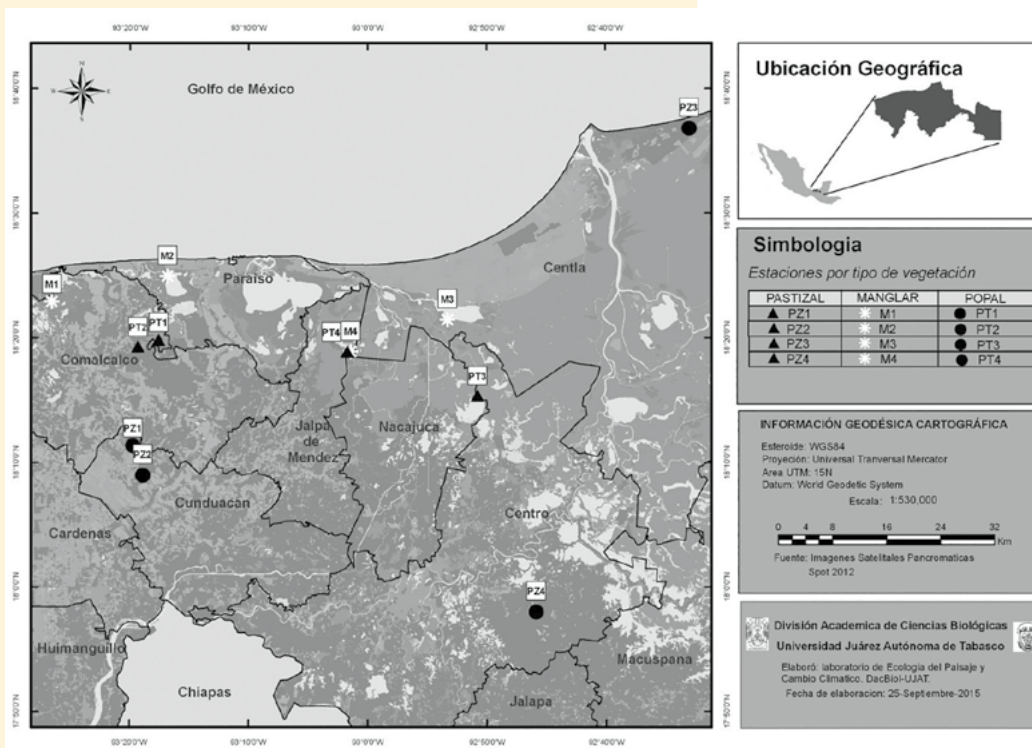


Figura 1. Localización del sitio de estudio y ubicación de las estaciones de muestreo de acuerdo al tipo de vegetación, en Tabasco, México.

y mangle blanco (*Laguncularia racemosa*), mientras que en zonas de pastizales al zacate egipcio (*Panicum purpurascens*) y estrella (*Cynodon plectostachyus*) como principales, mientras que en el popal, quento (*Thalia geniculata*) y tulillo (*Cyperus* sp.), son las especies predominantes. Se establecieron 12 estaciones de muestreo distribuidas en los tres tipos de hábitats (pastizales, popales-tulares y manglares), y el muestreo se realizó en las épocas de sequía y lluvias en el 2010. Se ubicaron ocho puntos de muestreo de radio fijo espaciados a una distancia de 300 m; en cada punto se efectuó el registro visual de las aves (con binoculares de 12x50) así como la identificación por canto (período continuo de 10 minutos), con ayuda de guías de campo (Peterson y Chalif, 1989; National Geographic, 2002; Howell y Webb, 1995). En cada estación y época se observó durante tres días efectivos durante tres momentos del día (amanecer, atardecer y noche) realizando caminatas y transportación en lancha.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se registraron 155 especies de aves divididas en 50 familias, de las cuales 129 fueron registradas en la época de sequía y 141 en lluvias. El total de individuos registrados fue de 23,926, de los cuales la mayor parte pertenecen al grupo de residentes. De acuerdo al análisis de la curva

de acumulación de especies, el modelo de Clench fue el que presentó un mayor ajuste en relación con los datos obtenidos, ya que predice que el número máximo de especies por encontrar sería de 176, y de acuerdo a los datos obtenidos faltaron 21 especies más por registrar. Cada uno de los hábitats mostró una tendencia al aumento de especies en la segunda temporada del año, como se registró con el popal-tular, que en época de sequía presentó 93 especies y para la de lluvias fue de 108. Los otros tipos de vegetación mostraron la misma tendencia, donde en los manglares se observaron 93 especies en sequía y 100 en lluvias, mientras que en los pastizales el registró fue de 83 especies en sequía y 95 en lluvias. Los índices de riquezas por hábitats mostraron tendencia ascendente, siendo el popal-tular la más diversa con $H' = 3.693$ y 122 especies, seguida por los manglares $H' = 3.583$ con 117 especies, y el pastizal con 110 especies y $H' = 3.354$. Con respecto a los resultados de los índices de Chao-Jaccard se tiene que los manglares y los popales-tulares son muy similares (0.951), así como el popal-tular y los pastizales (0.861) (Cuadro 1).

Las especies residentes mostraron la mayor riqueza con 129 especies, de las cuales en la época de lluvias se registraron 115 y en sequía 114 que representan 94.73% de los indi-

viduos registrados. Para el caso de las aves migratorias, se observaron 24 especies en lluvias registrando la mayor riqueza con 18, en comparación con 10 especies de la época de sequía. Las especies tipo transitorio registraron únicamente siete especies (Figura 2).

En cada tipo de vegetación se observó la distribución de aves relacionada en cuanto al gremio alimentario, resaltando el perteneciente a los invertebrados con el mayor número de especies, seguido de los consumidores de vertebrados, y como tercer gremio a los consumidores de fruta, seguido por los que se alimentan de semillas, carroña y finalmente los nectarívoros (Figura 3).

El 38.5% de la abundancia de aves registrada correspondió a seis especies que fueron las más abundantes, tales como, *Phalacrocorax brasilianus* (8.5%), *Amazona albifrons* (7.9%), *Ardea alba* (6%), *Agelaius phoeniceus* (5.9%), *Quiscalus mexicanus* (5.4%) y *Bubulcus ibis* (4.8%). En cuanto a las especies ubicadas en alguna categoría de protección de acuerdo a la NOM-059-SEMARNAT-2010, se identificaron 22 especies de 14 familias, y del total, dos se encuentran en Peligro de Extinción, dos Amenazadas y las restantes 18 están Sujetas a Protección Especial. La mayor diferencia en número de especies se encuentra entre los

Cuadro 1. Riqueza específica y resultados de los índices de Shannon-Wiener y de similitud de Chao-Jaccard en cada una de las coberturas vegetales.

Variable	Hábitat			General
	Popal-Tular (1)*	Manglar (2)**	Pastizal (3)***	
Riqueza específica	122	117	110	155
Abundancia	9878	7861	6187	23926
Diversidad (H')	3.693	3.583	3.354	3.894
Chao-Jaccard	*1 y 2=0.951	**2 y 3=0.861	***1 y 3=0.783	-

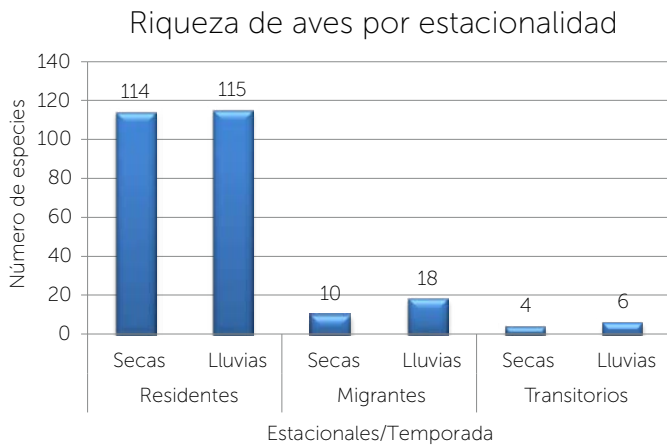


Figura 2. Riqueza de aves por época del año. Los cuadros de líneas punteadas representan el número de especies registradas en cada época.

ambientes de pastizal y popal-tular, y este último reportó un aumento de 15 especies para lluvias con respecto a secas. Estas zonas de humedales generalmente en época de seca mantienen un nivel de agua relativamente bajo, mismo que aumenta en lluvias facilitando la agregación de especies semiacuáticas y acuáticas para usar el sitio como refugio o alimentación.

Los manglares, obtuvieron la segunda mejor riqueza y abundancia, de forma similar a los popales-tulares, mostrando la misma tendencia de aumento de especie para la época de lluvia. Este tipo de vegetación mantiene alta cobertura arbórea, constituida por zonas bajas y es uno de los ecosistemas más productivos (Toledo y Leal, 1998). Constituye un hábitat natural para el reposo, alimentación y nidificación de gran diversidad de avifauna acuática y terrestre de interés ecológico y económico, que incluye especies residentes y migratorias (García et al., 2008). La mayor diversidad se registró en el popal-tular (3.693) siendo superior a los otros tipos de vegetación sin existir marcada diferencia entre tipos. Lo anterior pudo atribuirse a una diferencia mínima en la riqueza encontrada en cada ambiente. Se ha sugerido que un mosaico de ambientes puede ser utilizado para diferentes propósitos y permite a las aves cambiar su distribución como respuesta a las condiciones de éstos (Bojorges y López, 2005). La relativa y homogénea diversidad de altura de vegetación en los sitios con pastizales, no influyó en la disminución de la diversidad de especies ya que es muy similar a la de los otros dos ambientes. El alto número de especies compartidas entre tipos de vegetación, provoca una alta similitud entre estos ambientes. Lo anterior sugiere una evidente conectividad entre es-

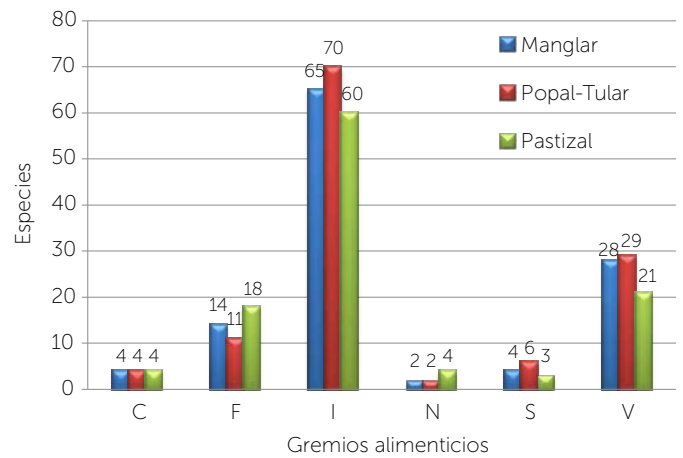


Figura 3. Distribución de especies de aves de acuerdo al gremio alimentario en los tipos de vegetación. Gremio alimentario C=Carroña, F=Fruta, I=Invertebrados, N=Néctar, S=Semillas, V=Vertebrados.

tas áreas y que la configuración del hábitat, es tan importante en la distribución de las aves como la cantidad de ambientes disponibles (Bojorges y López, 2006).

Las especies residentes marcaron la diferencia en cuanto a riqueza y abundancia; diversos listados de aves muestran que ciertas especies residentes se reportan en mayores cantidades por el hecho de permanecer todo el año en los sitios. Las diversas fluctuaciones de estos grupos es lo que permite que uno sea superior que otro y en diversos hábitats es común encontrar más especies residentes que migratorias, tales como, en cafetales de la sierra de Oaxaca, México (Aragón y López, 2001) o ambientes más contrastantes como esteros donde la mayoría fueron residentes (Hernández-Vázquez, 2000). Cada uno de los gremios alimentarios registrados por vegetación, de manera general presentó un equilibrio en el número de especies por gremio. La relativa superioridad de especies por parte de los insectívoros se atribuyó a que las familias que las incluyen, cuentan con gran diversidad de especies, no así por ejemplo, con el gremio de los frugívoros, donde todas las especies se agrupan en solo ocho familias contrastando con las 28 en las que se agrupan los insectívoros. Se ha demostrado que la disponibilidad del alimento puede ser un factor que afecta la estructura de las comunidades de aves. Los gremios o comunidades animales parecen mantener un equilibrio por la limitación temporal de los recursos, lo que implica una relación estrecha entre el número o biomasa de consumidores, su capacidad reproductiva, y el número o biomasa de recursos potencialmente disponibles. Aunque desafortunadamente no se tienen los

datos para determinar cuál fue la causa real de las diferencias en la riqueza y composición de las comunidades de aves registradas en el área de estudio (Ramírez, 2006).

CONCLUSIONES

Las aves en los diferentes tipos de vegetación, presentaron índices de alta diversidad, lo cual indicó que dichos hábitats son muy importantes en la sobrevivencia de los grupos de avifauna. Los valores registrados, indicaron que la estructura de las aves, es muy similar entre cada tipo de vegetación. La composición de la temporalidad que tienen las aves, evidenció que las especies residentes son las que dominan en los diferentes ambientes, pero que de igual manera son importantes para la sobrevivencia de especies migratorias. De acuerdo a los gremios tróficos, se encontró que la mayor cantidad de especies se alimentan de insectos, seguidos por los consumidores de vertebrados y los frugívoros. Lo anterior es congruente por los tipos de vegetación presente y los tipos de alimentos que pueden llegar a ofrecer a las distintas especies. Es importante resaltar que de acuerdo a la NOM-059-SEMARNAT-2010 el 15.60% de las especies registradas se encuentran en alguna categoría de protección. Los tipos de vegetación que se encuentran asociados a humedales o son inundables una temporada del año, albergan importante riqueza de especies de aves. La planicie inundable registra el 30% de las especies que se encuentran registradas para el estado de Tabasco, México.

LITERATURA CITADA

- Aragón R., López J. 2001. Aves presentes en los cafetales del Rincón de Ixtlán, Sierra Norte, Oaxaca, México. Grupo Mesófilo Asociación Civil. 19 p.
- Arriaga-Weiss S. L., Calmé S., Kampichler C. 2008. Bird communities in rainforest fragments: guild responses to habitat variables in Tabasco, Mexico. *Biodiversity and Conservation*. 17:173-190 p.
- Bojorges B.J.C., López L. 2005. Riqueza y diversidad de especies de aves en una selva mediana subperennifolia en el centro de Veracruz, México. *Acta Zoológica Mexicana* 21(1): 1-20 p.
- Bojorges B.J.C., López L. 2006. Asociación de la riqueza y diversidad de especies de aves y estructura de la vegetación en una selva mediana subperennifolia en el centro de Veracruz, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 77 (2): 235-249 p.
- Chablé-Santos J., Escalante-Pliego P., López Santiago G. 2005. Aves. En Bueno, J. et al. 2005. *Aves*. Cap.12:261-282. En Bueno, J., Álvarez, F y Santiago, S. *Biodiversidad del estado de Tabasco*. Conabio. México, D.F. 386 p.
- Colwell K.R. 2000. Estimate-Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 7.5. Guía y aplicación disponible en <http://viceroy.eeb.uconn.edu/EstimateS>.
- Díaz-Frances E., Soberón J. 2005. Statistical estimation and model selection of species-accumulation functions. *Conservation Biology* 19(2): 569-573. El programa Species Accumulation Functions está disponible en: <http://www.cimat.mx/~jrdguez/CIMAT/SpAcc/SpAcc2.zip>
- García M.CH., Casler C.L., Méndez N., Weir E.H. 2008. Avifauna terrestre del bosque de manglar del Refugio de Fauna Silvestre Ciénaga de los Olivitos, Venezuela. *Centro de Investigaciones Biológicas* 42 (4): 521-549 p.
- Hernández-Vázquez S. 2000. Aves acuáticas del estero la Manzanilla, Jalisco; México. *Acta Zoológica Mexicana* 80: 143-152 p.
- Howell N.G., Webb S. 1995. *The Birds of Mexico and Northern Central America*. Oxford University Press. U.S. 851 p.
- Lang I.L., Gormley H.L., Harvey C.A., Sinclair F.L. 2003. Composición de las comunidades de aves en cercas vivas de Río Frío, Costa Rica. *Agroforestería en las Américas*. 10 (39-40):86-92 p.
- Moreno C.E. 2001. Métodos para medir la Biodiversidad. M&T-Manuales y tesis SEA. CYTED, ORCYT/UNESCO & SEA. Zaragoza, España. 84 p.
- National Geographic. 2002. *Field Guide to the Birds of North America*. Fourth Edition 480 p.
- 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.
- Núñez C.R. 2009. Avifauna de la reserva ecológica Yumká. Trabajo recepcional bajo la modalidad de curso de titulación. División Académica de Ciencias Biológicas, UJAT. Villahermosa, Tabasco. 56 p.
- Ortiz-Pulido R., Gómez de Silva H., González-García F., Álvarez A. 1995. Avifauna del centro de investigaciones costeras la mancha Veracruz, México. *Acta zoológica mexicana* 66:87-118 p.
- Peredo F.R., Galindo-González J. 2004. Abundancia y diversidad de aves depredadoras de semillas de *Pinus teocote* Schl. Et Cham. En hábitats contrastantes de Veracruz, México. 47-53 p.
- Peterson R.T., Chalif E.L. 1989. Aves de México Guía de Campo Ed. Diana México 473 p.
- Ramírez A.J.E., Ramírez Cedillo M.G. 2002. Avifauna de la región oriente de la sierra de Huautla Morelos, México. *Anales del Instituto de Biología. Serie Zoología*. Universidad Nacional Autónoma de México. 73 (01): 91-111 p.
- Ramírez A.J.E. 2006. Variación en la composición de comunidades de aves en la Reserva de la Biosfera Montes Azules y áreas adyacentes, Chiapas, México. *Biota Neotropica* 6 (2): 19 p.
- Toledo C.G., Leal M. 1998. Destrucción del hábitat. UNAM. Programa Universitario del Medio Ambiente, Dirección General de Publicaciones y Fomento Editorial. 455 p.
- Tovilla H.C. 1994. "manglares" de la Lanza Espino, G. y C. Cáceres, Martínez (eds.). Lagunas

SISTEMAS AGRÍCOLAS COMO REFUGIO DE HERPETOFAUNA EN ZONAS DE ACRECIÓN-RETROCESO Y EROSIÓN COSTERA, EN TABASCO, MÉXICO

AGRICULTURAL SYSTEMS AS REFUGES FOR HERPETOFAUNA IN ZONES OF ACCRETION-RETREAT AND COASTAL EROSION IN TABASCO, MÉXICO

Pacheco-Figueroa, C.J.¹; Valdez-Leal, J.D.D.^{1*}; Gama-Campillo, L.M.¹; Gordillo-Chávez, E.J.¹; Moguel-Ordoñez, E.J.¹; Rangel Ruíz, L.J.¹; García-Morales, R.²; Mata Zayas, E.E.¹; Luna Ruíz, R. del C.¹

¹División Académica de Ciencias Biológicas. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. km 0.5 carretera Villahermosa-Cárdenas, Entronque a Bosques de Saloya C.P. 86000, Villahermosa, Tabasco. Email: pachecoral@gmail.com. ²Centro del Cambio Global y la Sustentabilidad en el Sureste, Calle del Centenario del Instituto Juárez, S/N. Col. Reforma, C.P. 86080. Villahermosa, Tabasco.

***Autor de correspondencia:** jdvaldezleal@yahoo.com.mx

RESUMEN

Los litorales en Tabasco, México, presentan un importante proceso de erosión e incremento en el nivel medio del mar, relacionado con el calentamiento global, generando procesos de retroceso y acreción costera que influyen directamente en la composición y estructura de los ecosistemas, de tal forma que la biodiversidad que los habita selecciona diferentes refugios, para poder sobrevivir a pesar de estos impactos. Se analizó la diversidad de herpetofauna registrada en seis estaciones de monitoreo en zona de retroceso y dos en una zona de acreción. En las estaciones con retroceso la vegetación dominante son plantaciones de coco (*Cocos nucifera*) y manglar (*Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa*, *Avicennia germinans* y *Conocarpus erectus*), y en las de acreción, pastizal y acahual. La mayor diversidad ($H' = 0.681$) se registró en pastizal con acreción con mayor similitud de especies entre ésta y el manglar en retroceso. La mayor diversidad fue en manglar de retroceso para anfibios, y para reptiles el acahual en acreción; en reptiles los más similares fueron las plantaciones de coco en retroceso, y el pastizal y acahual en acreción. De acuerdo a la distribución de las estaciones de muestreo, las de mayor cercanía a la costa presentan menor riqueza y diversidad demostrando un impacto ocasionado por el retroceso en las especies que usan como refugio la vegetación adyacente. Los anfibios y reptiles prefieren hábitat donde no sufran los embates del viento de forma directa, ya que eso implica pérdida de líquidos; por lo que utilizan áreas cultivadas, tales como, plantaciones de coco en la zona costera.

Palabras clave: Reptiles, anfibios, manglares, litoral, refugio, diversidad.

ABSTRACT

Coasts in Tabasco, México, present an important erosion process and increase in the average level of the sea, related to global warming; this is generating processes of coastal retreat and accretion that directly influence the composition and structure of ecosystems, so that the biodiversity that inhabits them select different refuges in order to survive despite of these impacts. The diversity of herpetofauna recorded in six monitoring stations in a retreating zone and two in an accretion zone was analyzed. In the stations with retreat, the dominating vegetation are coconut (*Cocos nucifera*) plantations and mangrove (*Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa*, *Avicennia germinans* and *Conocarpus erectus*), and on those with accretion, grassland and tall grasses. According to the distribution of sampling stations, those with greatest proximity to the coast present better wealth and diversity, showing an impact caused by the retreat on species that use the adjacent vegetation as refuge. Amphibians and reptiles prefer a habitat where they do not suffer from the direct beating of wind, since this implies loss of liquids; therefore, they use cultivated areas, such as coconut plantations on the coastal zone.

Keywords: reptiles, amphibians, mangroves, coast, refuge, diversity.



INTRODUCCIÓN

Tabasco, México, tiene 183.6 km de litorales que presentan un importante proceso de acresión y regresión costera (Hernández *et al.*, 2008), y la franja litoral es una zona con actividades agrícolas, acuícolas, extracción petrolera y turismo (Buenfil, 2009; De la Lanza *et al.*, 2013). La suma de factores antrópicos y naturales, hacen que la línea de costa tenga diferentes variaciones, ocasionando mayores impactos al combinarse el incremento en el nivel medio del mar, relacionado con el calentamiento global, el incremento de infraestructura de interés socioeconómico y asentamientos humanos, que en conjunto, desarrollan presiones que ponen en riesgo la viabilidad de la biodiversidad endémica. En estudios realizados por Hernández *et al.* (2008) se identificaron procesos de retroceso y una acreción costera, este último en la parte aledaña a la desembocadura del Río San Pedro Tabasco, con importantes tasas netas de cambio anual, que influyen directamente en la composición y estructura de los ecosistemas ahí presentes. La franja litoral, presenta predominantemente zonas de manglar, lagunas, zonas agrícolas y pastizales, los cuales ofrecen refugio y alimento a gran diversidad de especies de fauna silvestre. Los anfibios y reptiles son un grupo asociado a los humedales, donde desarrollan gran parte de su vida, de tal forma que comprender cómo estos organismos están asociados a diferentes ecosistemas naturales y antrópicos, así como,

identificar la influencia de los procesos de cambio de la zona costera, es vital para proponer medidas de conservación. Con base en lo anterior, se realizó una caracterización en la zona de costa de Tabasco, México, con el fin de relacionar la riqueza y similitud herpetofaunística de ecosistemas naturales y antrópicos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizaron muestreos en sitios ubicados en la zona de influencia de la dinámica costera de Tabasco, México (Hernández *et al.*, 2008; Palma *et al.*, 2006), mediante la ubicación de ocho estaciones de muestreo (Figura 1). Cada estación fue muestreada durante dos años en época de lluvias y de sequía durante los años 2009 y 2010. Tres estaciones correspondieron a vegetación de manglar, una de acahual, dos a Plantación de Coco, una a Coco y cacao y la última a pastizal.

Se realizaron cuatro días de muestreo efectivo por estación y época en forma diurna y nocturna, en lapsos determinados como los de mayor actividad de los anfibios y reptiles, de entre 9:00 am a 12:00 pm, y de 18:00 pm a 21:00 pm. En cada estación se diseñaron cuatro transectos de 500 m de longitud y ancho variable, separando cada transecto por 300 m. Los recorridos se hicieron a pie cuando las condiciones lo permitían, y en zonas inundadas se hicieron en lancha. La revisión minuciosa en cada recorrido incluyó cuerpos de agua

temporal y permanente, grietas en rocas, oquedades, troncos de árbol caídos, hojarasca, corteza, termiteros, plantas epífitas, copas de árboles y ramas. Cada individuo observado fue identificado y registrado dentro del área, utilizando la observación directa (Campbell y Christian, 1982; Corn y Bury, 1990), igualmente se realizaron registros de especies identificadas por cantos, y se consideraron en el registro rastros tales como, las exhubias, huevos y restos óseos.

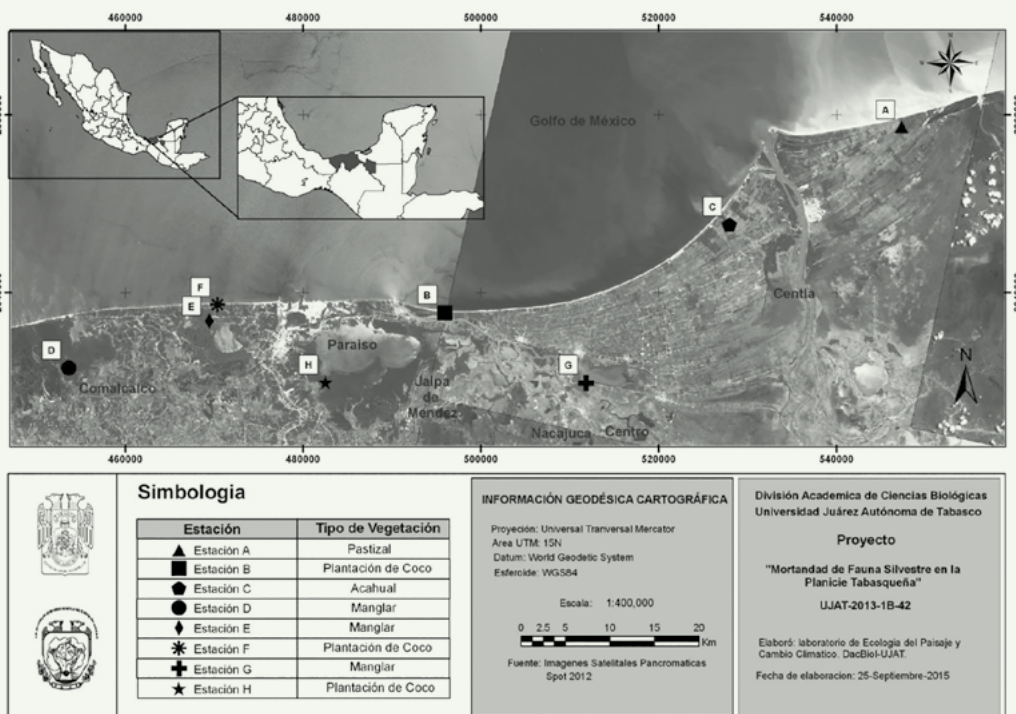


Figura 1. Localización de estaciones de muestreo de herpetofauna en la costa de Tabasco, México.

Cuadro 1. Composición taxonómica de la herpetofauna de la costa en Tabasco, México.

Clase	Orden	Familia	Género	Especie	Abundancia
Amphibia	2	9	15	18	11,073
Reptilia	3	14	29	34	3,628
Total	5	23	44	52	14,701

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se registraron 52 especies y una abundancia de 14,701 individuos para todo el estudio, divididas en 18 anfibios y 34 reptiles (Cuadro 1). Lo anterior indica 33.3% de las 156 especies reconocidas para el estado de Tabasco (Capello *et al.*, 2010) y 4.2% de 1,240 especies reportadas para México (Flores-Villela y García-Vázquez, 2014; Parra-Olea *et al.*, 2014). Las especies herpetofaunísticas se agruparon en 23 familias y 44 géneros, lo cual es un mayor aporte en cuanto a la riqueza de estos grupos comparados con lo publicado en trabajos en costa como el manglar circundante de la Laguna La Mancha en Veracruz, México, con 10 familias y 20 géneros (González-Romero y Lara-López, 2006).

La mayor riqueza de reptiles fue ubicada en la estación C correspondiente a vegetación tipo Acahual (Figura 2), mientras que la menor riqueza se registró en la estación D ubicada en vegetación de manglar. Los reptiles en la estación C presentan un aumento cercano al doble de especies que las demás estaciones, atribuido a su ubicación en zona de acreción costera, que dan lugar al desarrollo y crecimiento de playas y otras formas de acumulación costera que facilita crecimiento de vege-

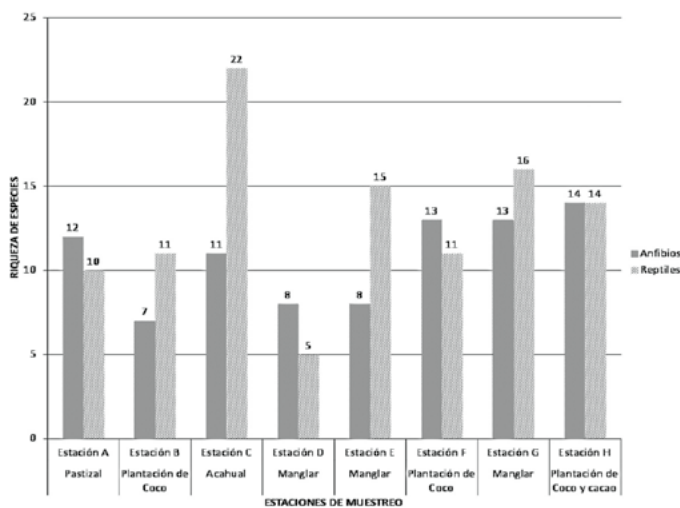


Figura 2. Distribución de la riqueza de anfibiaos y reptiles por estación de muestreo en la costa de Tabasco, México.

tación (Navarrete, 2014). Otro factor de influencia en la riqueza de anfibios es la salinidad del agua, la cual en altas concentraciones es limitante para su reproducción en cuerpos de agua permanente o temporal, y coincidentemente, la región donde se ubicó la estación que registró mayor riqueza de anfibios es la más alejada de la costa, ofreciendo charcas con concentraciones bajas de salinidad, además de estar asociada a un sistema lagunar. Otro factor importante es la heterogeneidad de estructuras que presentan los cultivos vegetales para el mantenimiento de los anfibios, sin embargo, cuando se trata de monocultivos de baja cobertura arbórea (Bionda *et al.*, 2013), la disponibilidad de hábitat se reduce.

Considerando la riqueza total de los anfibios registrados, las especies que tuvieron los valores de abundancia relativa más alto fueron *Leptodactylus melanonotus* con 4,664 individuos (42%), *Chaunus marinus* con 1,148 individuos (10%). Para los reptiles el *Hemidactylus frenatus* registró 1,196 individuos (36.8%) y *Sceloporus variabilis* con 1,187 individuos (5.76%), estos grupos son especies comunes en el área de estudio, adaptadas a ciertos niveles de perturbación y son más tolerantes a la salinidad, por lo que es posible que esta adaptación les permita reemplazar especies menos resistentes en las áreas altamente perturbadas (Reynoso-Rosales *et al.*, 2005; López, 2014). Las Estaciones más similares en cuanto anfibios fueron G y D con 61.7% de similitud (Figura 3), debido a que ambas están ubicadas en manglares. Seguidas de las estaciones A y D con 56.4% de similitud; y la estación A con la G registraron 53.9% de similitud. Las Estaciones E y B fueron similares entre sí con valores menores de similitud (47.3%). La Estación C fue la menos similar respecto al resto debido a que registró el mayor número

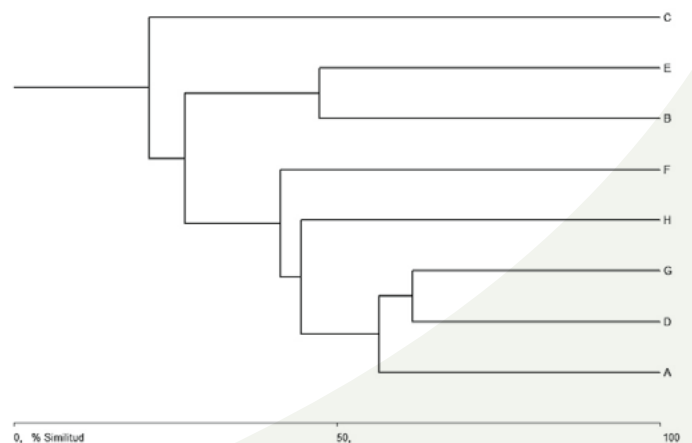


Figura 3. Similitud de anfibiaos por estación de muestreo en una zona de costa de Tabasco, México.

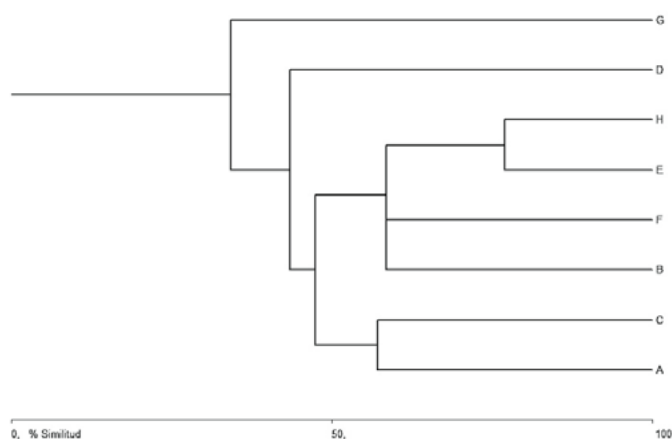


Figura 4. Similitud de reptiles por estación de muestreo en zona costera de Tabasco, México.

de especies diferentes atribuido a su ubicación en vegetación de acahual, cuya estructura de especies es más heterogénea, y los reptiles la prefieren ya que les ofrecen mayor cantidad de refugio y alimento (Cáceres-Andrade y Urbina-Cardona, 2009; Renteria et al., 2007).

Las estaciones más similares entre especies de reptiles fueron H y E, con 76.8% de similitud (Figura 4). Otro grupo fue la Estación C con la A con 57.1%, mientras que las estaciones F y B registraron similitud de 66.8%, y las estaciones G y D reportaron la mayor cantidad de especies únicas, consideradas como muy importantes, debido a que si hay un desequilibrio en estos ecosistemas las especies tienen alto riesgo de pérdida.

Los manglares son los ecosistemas que pre-

sentaron la mayor diversidad verdadera tanto del Orden 1 como del Orden 2 (Figura 5 y 6), para anfibios y reptiles. A pesar de que el mangle ofrece refugio, limita la presencia de anfibios, por los niveles de salinidad que ahí pueden encontrarse. En el caso de los reptiles, el mangle tiene una estructura compleja, que puede ofrecer sitios de soleados, refugio y agua, lo que aumenta la cantidad de especies que alberga. Sin embargo es necesario analizar la calidad de esta agua disponible, para determinar si este es otro factor que les favorece.

Para los Reptiles el Pastizal es el que presentó la menor diversidad verdadera tanto del Orden 1 como del 2, (Figura 5 y 6). Esto probablemente debido a la falta de árboles y estructuras como troncos, que ofrezcan menos refugio y sitios soleados. La reducción de la biodiversidad en ecosistemas agrícolas y la formación de monocultivos disminuyen en gran medida la capacidad de los ecosistemas para regular plagas (Díaz et al., 2005), en este caso, especialmente por pérdida de serpientes.

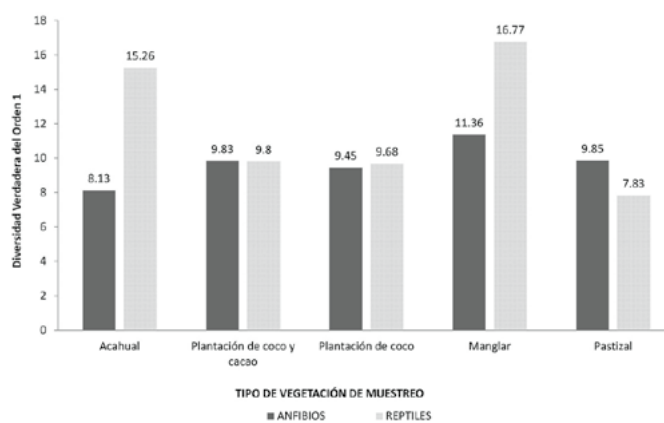


Figura 5. Diversidad verdadera del Orden 1, de la Herpetofauna muestreada en una zona de costa por tipo de vegetación, en Tabasco, México.

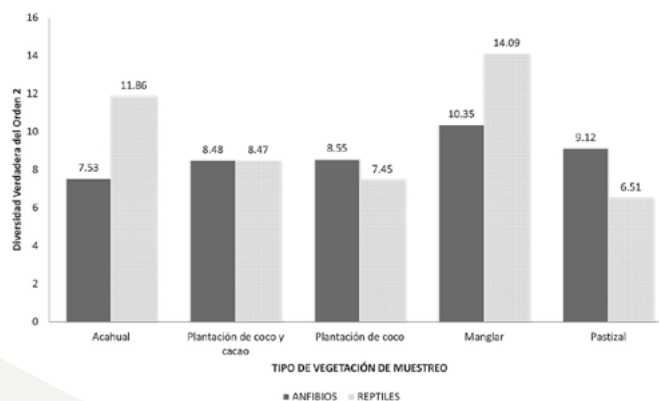


Figura 6. Diversidad verdadera del Orden 2, de la herpetofauna registrada en una zona costera por tipo de vegetación en Tabasco, México.

En el caso de los anfibios, el Acahual registró la menor la diversidad Verdadera del Orden 1 y 2 (Figura 5). La mayoría de los trabajos muestran que los anfibios tienen una relación positiva entre fragmentos de vegetación y diversidad, ya que a mayor dimensión del fragmento, mayor diversidad y viceversa (Vallan, 2000); pero también se encuentran comportamientos contrarios, donde anfibios usan fragmentos pequeños, o hacen uso de igual forma de continuos y fragmentados (Lima y Gascon, 1999), lo que sugiere que existen otras variables tales como, la disponibilidad de agua que influye de forma importante en la comunidad de anfibios. La pérdida de anfibios es de alto impacto en el

Cuadro 2. Herpetofauna protegida de acuerdo alguna categoría de la NOM-059-SEMARNAT-2010, en la costa Tabasco, México.

Categoría	Especie	Abundancia (Número de individuos)
Amenazadas	<i>Boa constrictor</i>	19
	<i>Ctenosaura similis</i>	70
	<i>Leptophis mexicanus</i>	4
	<i>Rhinoclemmys areolata</i>	1
	<i>Staurotyphlops triporcatus</i>	2
	<i>Thamnophis marcianus</i>	4
	<i>Thamnophis proximus</i>	5
Protegidas	<i>Crocodylus moreletii</i>	18
	<i>Gastrophryne elegans</i>	221
	<i>Iguana iguana</i>	20
	<i>Imantodes gemmistratus</i>	3
	<i>Kinosternon acutum</i>	1
	<i>Kinosternon leucostomum</i>	6
	<i>Lithobates berlandieri</i>	72
	<i>Rana berlandieri</i>	160
	<i>Rhinophrynus dorsalis</i>	5
	<i>Sphaerodactylus glaucus</i>	50
<i>Trachemys scripta</i>	3	
Peligro de Extinción	<i>Claudius angustatus</i>	1

mantenimiento de la biodiversidad, ya que son controladores de plagas, y clave en la cadena alimenticia, y de suma importancia en el ciclo de nutrientes, por lo que su desaparición o reducción puede afectar también ecosistemas aledaños.

En esta zona de costa el 34.6% (18), de las especies registradas están incluidas en alguna categoría de riesgo en la norma oficial mexicana NOM-059- SEMARNAT-2010. Correspondientes al 17.7% de anfibios y el 44.1% a reptiles. Los anfibios están en categoría de protegidas siendo el *Gastrophryne elegans* el más abundante de todas las especies (Cuadro 2). De los reptiles siete especies están en la categoría de amenazadas, ocho como protegidas y una en Peligro de extinción (Figura 7).

CONCLUSIONES

LOS muestreos realizados en la costa de Tabasco, México, identificaron a la herpetofauna que la habita, compuesta por cinco órdenes que comprenden a 23 familias y 52 especies. Los ecosistemas naturales y agrosis-

temas aportan recursos a la diversidad de reptiles y anfibios, sin embargo, es necesario evaluar otros factores que puedan influir en el mantenimiento de su diversidad en la zona costera, tales como, la calidad y disponibilidad de agua. La zona costera es de gran importancia para la herpetofauna, ya que en ella se presentan gran cantidad de especies protegidas, y es necesario fomentar su protección, ya que tienen distintas funciones en el ecosistema. Esta comunidad aporta gran cantidad de servicios ecosistémicos a la región, pero es necesario medirlos y difundir su importancia, para que no sean eliminados.

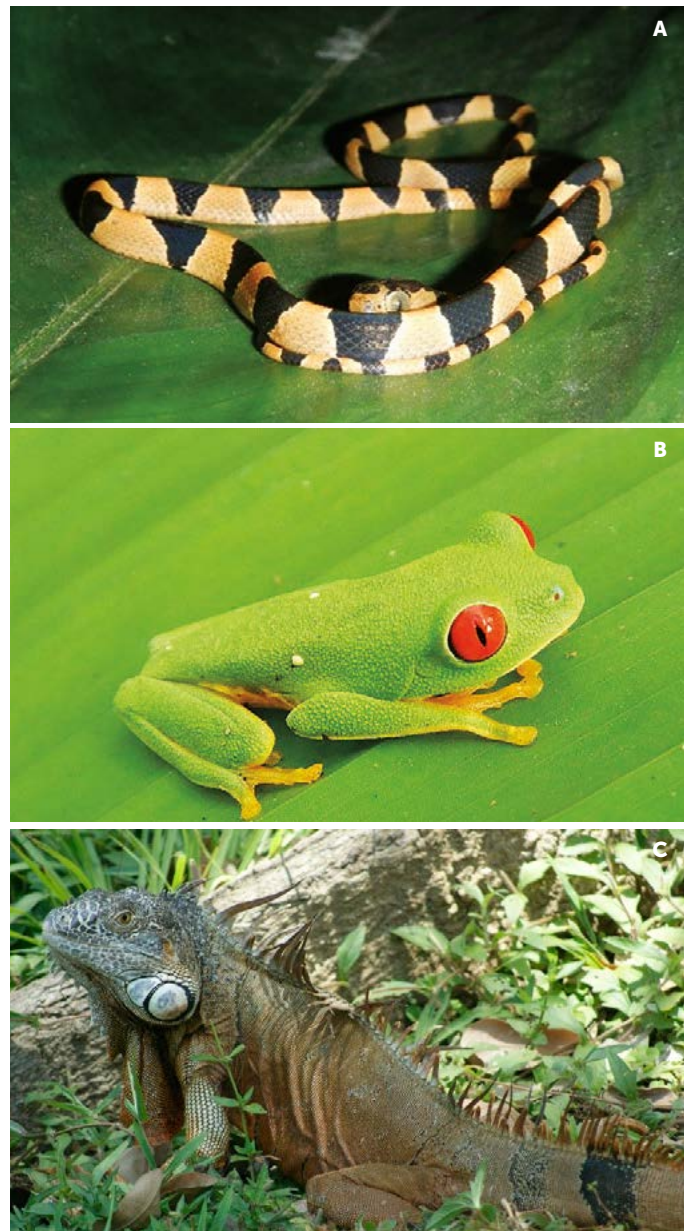


Figura 7. A: Cordelilla (*Imantodes cenchoa*). B: Ranita ojos rojos (*Agalychnis callidryas*). C: Uguana (*Iguana iguana*). Fotos C. Pacheco.

AGRADECIMIENTOS

Los recursos del PROFOCIE 2014 son de carácter público y queda prohibido su uso con fines partidistas o de promoción personal.

Se agradece al apoyo otorgado por la DACBIOL-UJAT.

LITERATURA CITADA

- Bionda C., Lajmanovich R., Salas N., Martino A., & di Tada I. 2013. Population demography in *Rhinella arenarum* (Anura: Bufonidae) and *Physalaemus biligonigerus* (Anura: Leiuperidae) in agroecosystems in the province of Córdoba, Argentina. *International Journal of Tropical Biology and Conservation*, 61(3):1389-1400.
- Buenfil-Friedman J. 2009. Adaptación a los impactos del cambio climático en los humedales costeros del Golfo de México. Volumen II (Vol. 2). Instituto Nacional de Ecología. 372 p.
- Cappello-García S., Rosique-Gil E., Rivas -Acuña M., Guadarrama-Oliviera A., Castillo-Acosta O., Arriaga-Weiss S., Trejo-Pérez L., Pérez de la Cruz M., Páramo-Delgadillo S., Gambia-Aguilar J., Rangel-Ruiz L.J., Barragán Vázquez M., Hidalgo-Mihart & M. 2010. La biodiversidad de Tabasco. *Kuxulxab*, XVII. (31): 43-48.
- Cáceres-Andrade S., Urbina-Cardona J. 2009. Ensamblajes de anuros de sistemas productivos y bosques en el piedemonte llanero, Departamento del Meta, Colombia. *Caldasia*, 31 (1):175-194.
- De la Lanza Espino G., Pérez M.A.O., Pérez J.L.C. 2013. Diferenciación hidrogeomorfológica de los ambientes costeros del Pacífico, del Golfo de México y del Mar Caribe. *Investigaciones Geográficas*, Boletín del Instituto de Geografía, 2013(81), 33-50.
- Diaz S., Tilman D., Fargione J., Chapin III F.S., Dirzo R., Kitzberber T. 2005. Biodiversity regulation of ecosystem services. Chapter 11. En R. Hassan, R. Scholes y N. Ash (eds.), *Ecosystems and human well-being: Current state and trends*, Vol. 1. Findings of the Condition and Trends Working Group of the Millennium Ecosystem Assessment. Island Press, Washington, D.C., pp. 297-329.
- Flores-Villela O., García-Vázquez U.O. 2014. Biodiversidad de reptiles en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, Supl. 85: S467-S475.
- Hernández-Santana J.R., Ortiz-Pérez M.A., Méndez-Linares A.P., Gama-Campillo L. 2008. Morfodinámica de la línea de costa del estado de Tabasco, México: tendencias desde la segunda mitad del siglo XX hasta el presente. *Investigaciones geográficas*, (65), 7-21.
- De Lima M.G., Gascon C. 1999. The conservation value of linear forest remnants in central Amazonia. *Biological Conservation*, 91(2), 241-247.
- López M.S. 2014. Riqueza y diversidad de herpetofauna en manglares con diferente grado de perturbación en el Estado de Tabasco, México. Tesis de Maestría. UJAT-DACBIOL. Posgrado en Ciencias Ambientales. 88 p.
- Navarrete-Ramírez S.M. 2014. Protocolo Indicador Variación línea de costa: perfiles de playa. Indicadores de monitoreo biológico del Subsistema de Áreas Marinas Protegidas (SAMP).
- Palma L.D.J., Cisneros D.J., Moreno C.E., Rincón R.J.A. 2006. Plan y Uso Sustentable de los Suelos de Tabasco. Gobierno del Estado de Tabasco. 3ra Edic. Volumen 1. 197 p.
- Parra-Olea G., Flores-Villela O., Mendoza-Almeralla C. 2014. Biodiversidad de anfibios en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, Supl. 85: S460-S466.
- Pérez M.A. O., Linares A.P.M. 2000. Repercusiones por ascenso del nivel del mar en el litoral del golfo de México. México: una visión hacia el siglo XXI. El cambio climático en México. INE, SEMARNAP, UNAM, US, Country Studies Program, Mexico, 83-102.
- Pérez M.O., Linares A.M. 2004. Vulnerabilidad al ascenso del nivel del mar y sus implicaciones en las costas bajas del Golfo de México y Mar Caribe. *El Manejo Costero en México*, Centro EPOMEX Universidad A. De Campeche, Campeche, México, 307-320.
- Rentería Moreno L; Taylor R.J., Moya-Robledo J. 2007. Comunidad de reptiles presente en el bosque de la selva pluvial central del departamento del Chocó. *Revista Institucional Universidad Tecnológica del Chocó: Investigación, Biodiversidad y Desarrollo*, 26 (2):23-36.
- Reynoso-Rosales V.H., Mendoza-Quijano F., Valdespino-Torres C.S., Sánchez Hernández X.2005 Anfibios y reptiles. Cap.11:241-260. En: Bueno, J, F. Álvarez y S. Santiago. *Biodiversidad del Estado de Tabasco*. Instituto de Biología, UNAM-CONABIO. México. 386 p.
- Vallan D. 2000. Influence of forest fragmentation on amphibian diversity in the nature reserve of Ambohitantely, highland Madagascar. *Biological Conservation* 96(1): 31-43.



MANEJO EN CAUTIVERIO DE LA TORTUGA BLANCA (*Dermatemys mawii* Gray), ESTADO ACTUAL E IMPLICACIONES PARA SU CONSERVACIÓN

CAPTIVE MANAGEMENT OF THE CENTRAL AMERICAN RIVER TURTLE (*Dermatemys mawii*). CURRENT STATUS AND CONSERVATION IMPLICATIONS

Rangel-Mendoza, J.¹; Weber, M.²; Hernández-García, J.¹; López-Luna, M.A.¹

¹División Académica de Ciencias Biológicas, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, Carretera Villahermosa-Cárdenas S/N, Km 0.5, Entronque a Bosques de Saloya, Centro, Tabasco, México, CP. 86039. ²Departamento de Conservación de la Biodiversidad, El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Campeche, Avenida Rancho Polígono 2a Parque Industrial, Lerma, Campeche, México, CP. 24500.

*Autor de correspondencia: judith.rangel@ujat.mx

RESUMEN

La tortuga blanca (*Dermatemys mawii*), es una especie en peligro de extinción, como consecuencia del consumo y modificación de su hábitat. Una respuesta a esta amenaza, ha sido el manejo en cautiverio con propósitos de conservación y aprovechamiento en granjas donde es reproducida y mantenida, para liberación, recuperación de poblaciones y aprovechamiento comercial. La crianza de tortuga blanca en México, se basa en el conocimiento tradicional, y emplea técnicas adquiridas de la experiencia de criadores en Tabasco, Veracruz y Campeche, México; sin embargo, su éxito es cuestionable, ya que estudios recientes bajo cautiverio evidenciaron efectos negativos sobre su salud y se relacionaron con inadecuadas rutinas de manejo. Con base en lo anterior, se analizaron aspectos que coadyuven a su recuperación y conservación, considerando en su operación, la salud, integridad genética y soporte financiero entre otros. El manejo en cautiverio puede representar una herramienta para la conservación de especies amenazadas si se incluyen planes de reintroducción al medio silvestre, sin embargo, en tortuga blanca, no existen. Esta situación se aborda de forma constructiva, analizando si es necesario hacer un alto en la estrategia actual del manejo en cautiverio de la especie, y reformular propósitos, acciones y esfuerzos para su conservación.

Palabras clave: criaderos, tortuga de agua dulce, extinción, manejo *ex situ*.

ABSTRACT

The Central American river turtle (*Dermatemys mawii*) is an endangered species due to its illegal capture for consumption and modification of its natural habitat. As an alternative to those threats, captive management has been considered for its conservation and exploitation. This turtle is bred in farms for its commercial use, and otherwise, with the ultimate goal of recovery of wild populations by releasing captive born animals. Breeding of *D. mawii* is based in traditional knowledge and implies techniques based in breeders experience, mainly in Tabasco, Veracruz and Campeche, Mexico. Recent studies in captivity showed negative effects on their health associated to breeding practices, which suggest that breeding practices must be improved. Conservation arguments are discussed related to its imperative recovery, including aspects such as health, genetic integrity, and financial support. Captive management could be a conservation tool for an endangered species when reintroduction of captive bred animal to natural habitat is considered; however, this plan do not exist in the case of *D. mawii*. This situation is addressed constructively analyzing whether to make a stop on the current strategy of captive management of the species by reformulating goals, actions and conservation efforts.

Keywords: breeding centers, fresh water turtle, extinction, *ex situ* management.

INTRODUCCIÓN

La tortuga blanca (*Dermatemys mawii* Gray, 1847), es un quelonio dulceacuícola de uso tradicional como recurso alimenticio (Vogt *et al.*, 2006); se distribuye geográficamente desde el sureste de México, hasta Belice y Guatemala (Polisar y Horwich, 1994); sus poblaciones silvestres se han reducido de manera considerable, debido principalmente a caza para consumo y modificación del hábitat (Polisar y Horwich, 1994; CITES, 2005). Actualmente *D. mawii* se encuentra incluida en la lista de las 25 especies de tortugas terrestres y de agua dulce con mayor amenaza de desaparición (TCC, 2011). Desde 1981, se consideró en el Apéndice II por la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES, 2005), además de estar considerada en Peligro Crítico de Extinción" (Critically Endangered: CR) en la Lista Roja de Especies Amenazadas (IUCN, 2013). En México está catalogada en peligro de extinción según la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT, 2010), por lo cual existe veda permanente para su captura. En México, las poblaciones silvestres de tortuga blanca se han reducido notablemente en los últimos 20 años. En 1992, se capturaron 14 organismos tan solo en el río Tzendales, Chiapas (Vogt y Flores-Villela, 1992) mientras que en 2003, se capturaron 20 organismos en un estudio poblacional en varios estados del sureste de México (CITES, 2005). La diferencia entre los estudios de 1992 y 2003 es evidencia de la reducción en las poblaciones naturales. La especie aún persiste en vida silvestre, contando con registros recientes en la Biosfera Pantanos de Centla (RBPC), Tabasco (Zenteno-Ruiz, 2010), cuencas bajas del río Papaloapan, Veracruz (Ureña-Aranda, 2007) y sur de Quintana Roo (Calderón-Mandujano, 2008). La extracción ilegal de la especie continúa; aunque cada vez con menor número de ejemplares lo cual incrementa su valor económico.

La importancia económica de la especie, la reducción de las poblaciones silvestres y la necesidad de generar alternativas para su conservación, han sido factores para promover iniciativas para su crianza en cautiverio en México a través de la figura legal de Unidad de Manejo para la Conservación de Vida Silvestre (UMA) (Ley General de Vida Silvestre, 2006), con propósitos de aprovechamiento extractivo (comercialización), y extractivo (exhibición y ecoturismo). Existen UMA con registro de la especie en los estados de Tabasco, Veracruz, Campeche, Morelos y Estado de México (CONABIO-DGVS-CONANP, 2009); y entidades públicas, organizaciones privadas o comunidades rurales pueden operar este tipo de granjas, cuyos fondos económicos pueden provenir de apoyos gubernamentales (subsidios) y capital particular. La crianza de *D. mawii* se considera una alternativa para aprovechar legalmente la especie, a través de su reproducción en cautiverio, además de fomentar su conservación reduciendo la presión de captura en poblaciones silvestres, y obtener animales nacidos en cautiverio para su liberación al medio natural. Con base en lo anterior, se describen diferentes resultados sobre actividades de crianza de tortuga en cautiverio, además de discutir sus ventajas e inconvenientes.

MATERIALES Y MÉTODOS

Técnicas de manejo en cautiverio de *Dermatemys mawii*: una síntesis. Los métodos aplicados para la crianza de la tortuga provienen de la experiencia de pobladores rurales y criadores en granjas, y muy poco de la investigación científica. Las instalaciones de crianza abarcan espacios interiores tales como, cubiertas bajo techo, piletas de concreto o contenedores plásticos para el manejo de neonatos y crías (menores a 2 años de edad); y exteriores en áreas rurales principalmente con estanques rústicos de amplias dimensiones, excavados en el suelo, que resguardan organismos juveniles y adultos (mayores a 2 años de edad).

El agua suministrada a los confinamientos puede provenir del subsuelo (manto freático y/o pozos profundos), lluvia, cuerpos de agua superficiales, e incluso del suministro público para uso humano. El nivel de agua en los estanques rústicos es variable a lo largo del año registrando casos de desecación de estanques en época de sequía, o bien, desbordamientos en época de lluvias. El agua de los estanques no se filtra, recambia, o recircula, lo cual repercute en la calidad, caracterizada principalmente por acumulación extrema de materia orgánica, variación en el pH, escasa oxigenación y altas densidades de coliformes totales. La alimentación de los organismos se basa en el suministro de alimento artificial (peletizado), formulado para peces omnívoros o carnívoros, incluso para aves de corral (25-32% de proteína), que puede ser complementado por vegetación local, frutas y verduras (Rangel-Mendoza, 2007). La frecuencia de alimentación oscila

entre 48 h y 72 h, pero pueden existir periodos más prolongados sin alimentación en razón a la falta de recursos económicos para adquirir el alimento. Una vez o dos veces por año, se puede incluir el uso de suplementos vitamínicos mezclados con la dieta habitual o inyectada. Las rutinas sanitarias son mínimas, haciendo limpieza y recambios totales de agua sólo en las piletas de cemento. Las granjas carecen de supervisión veterinaria y las afecciones de los organismos se atienden intuitivamente. No se cuenta con datos verificados sobre mortalidad, morbilidad, y causas de enfermedad y muerte de los organismos.

La reproducción de los organismos, desde su inicio, sucede de forma natural, sólo hay intervención en la incubación de los huevos, el cual consiste en la introducción de los mismos en un nido en bolsas de plástico con arena previamente humedecida, donde son mantenidos hasta su eclosión en un recipiente de poliestireno expandido ("unicel"), verificando frecuentemente su apariencia externa y agregando ocasionalmente agua mediante aspersión al interior de las bolsas. No se emplean controles de reproducción (apareamientos) entre organismos, y conforme los organismos ingresan a una granja, como resultado del decomiso o nacimientos, son confinados en el mismo estanque a partir del segundo año de vida. Las experiencias de manejo en cautiverio de tortuga blanca, inició formalmente en el año 1999 en una granja de operación estatal, sin embargo, no se ha realizado un análisis de los métodos usados para sistematizar aprendizajes a partir de los resultados a lo largo de casi 15 años de trabajo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Estudios relacionados con manejo en cautiverio de *D. mawii*

En colonias cautivas de tortuga blanca se han realizado estudios genéticos (Zapata-Hernández, 2012; González-Porter *et al.*, 2013), hematológicos (Rangel-Mendoza *et al.*, 2009), y sanitarios (Hernández-Tario, 2013, Jiménez-Salvador, 2007). La condición genética de la tortuga blanca en cuatro UMA diferentes de Tabasco fue valorada recientemente mediante una caracterización molecular, donde se hallaron evidencias de pérdida de diversidad genética que podría afectar la viabilidad de las colonias cautivas (Zapata-Hernández, 2012), ya que registraron baja variabilidad genética entre granjas (26%), altos índices de endogamia y frecuencia alélica, así como, niveles elevados de homogeneidad genética al interior de determinadas colonias (Zapata-Hernández, 2012).

Un estudio sobre la caracterización hematológica en la tortuga blanca detectó marcadas diferencias en niveles de diversas variables de bioquímica sanguínea entre organismos silvestres y cautivos (Rangel-Mendoza *et al.*, 2009), evidenciando que la calidad del ambiente y los protocolos de manejo en cautiverio podrían justificar las diferencias encontradas. A partir de lo anterior, se realizó un estudio posterior sobre el manejo, salud y nutrición de *D. mawii* bajo condiciones de cautiverio en tres granjas, registrando evidencias del efecto de las actuales técnicas de cuidado sobre los organismos en el lapso de un año (2011) (Rangel-Mendoza *et al.*, 2014). Se observó que las tortugas blancas en cautiverio presentan problemas de salud relacionados a densidades excesivas de organismos, tratamiento inadecuado del agua (o carencia de este recurso) en los estanques y posibles problemas con su alimentación.

Lo anterior demostró fallas en los protocolos de manejo que afectan negativamente la condición de los organismos, y exponen la necesidad de complementar la dinámica actual de aprendizaje. Se requiere obtener información verificable, que combine el manejo productivo con el enfoque científico. Es aquí donde entra la aproximación del "manejo adaptativo", como una herramienta que permite generar conocimiento científico a partir de la experiencia del trabajo (Enck *et al.*, 2006; Reeve-Morghen *et al.*, 2006), ya que su aplicación a la crianza de tortuga requiere que se enmarque dentro de un programa de investigación para la especie, en por lo menos una UMA, y debe abordar variables funcionales y aplicadas, de los componentes claves en la producción animal, tales como, cuidado, control genético, sanidad, nutrición, reproducción, e incluso aspectos administrativos que determinan el éxito. A través de esta estrategia será posible validar ajustes a las técnicas actuales que favorecerán la crianza de la especie.

Conservación y manejo en cautiverio

La crianza en cautiverio puede ser considerada como una herramienta de conservación de especies, subespecies, o poblaciones gravemente amenazadas, cuando incluye un plan de reintroducción de organismos al medio silvestre (Philippart, 1995). Sin embargo,

las colonias cautivas por sí mismas, no deben sustituir a las poblaciones silvestres, sino considerarse como un apoyo temporal, mientras se consigue la restauración de hábitats para futura reintroducción y recuperación de poblaciones capaces de permanecer en el medio de forma autónoma (Philippart, 1995). La estrategia ideal de conservación es la protección *in situ* de las comunidades biológicas y sus procesos en el medio silvestre (Syed et al., 2007). Hasta la fecha no han ocurrido eventos de liberación de tortugas blancas nacidas en cautiverio, ni se conocen planes próximos para que esto suceda. De un modo objetivo, el manejo en cautiverio utilizado hasta el momento en *D. mawii* no ha resultado ser positivo para la recuperación de sus poblaciones silvestres.

Conservación

El manejo en cautiverio de una especie silvestre no es reto fácil, ya que requiere del conocimiento de muchos aspectos de su biología para asegurar que las condiciones del nuevo ambiente cumplan con sus requerimientos biológicos (McKeown, 1996). La mayoría de programas de conservación a través de la crianza en cautiverio implementan manejos genéticos y demográficos que prevengan al máximo la endogamia (cruce entre organismos emparentados) y la deriva genética (cambio de la frecuencia de alelos de una generación a otra) (Ebenhard, 1995).

La conservación de

una especie amenazada, a través del manejo de colonias en cautiverio, requiere de la determinación de la identidad genética de la especie objetivo, el establecimiento de grupos fundadores y la conservación de la variabilidad genética durante la crianza (Philippart, 1995). Un riesgo de la conservación *ex situ* es la pérdida de diversidad genética, endogamia, selección para ambientes cautivos y pérdida de rasgos naturales como la evasión de depredadores (Sutherland, 2000). El manejo genético en las colonias cautivas de tortuga blanca es un aspecto no contemplado, lo que implica una limitación para considerar la liberación de organismos nacidos en granjas hacia el medio natural. Actualmente, se adelanta un estudio sobre el estado genético que guardan las colonias cautivas de *D. mawii* en el estado de Tabasco, México (Zenteno-Ruiz y Leshner-Gordillo, comm. per.), cuya información será de utilidad para el manejo genético de organismos nacidos en cautiverio.

Autores como Syed et al. (2007) sugirieron ocho medidas consecutivas para el manejo *ex situ* de poblaciones con fines de reintroducción. La primera consiste en la realización de estudios sobre la variación morfológica y genética, lo cual, para el caso de la tortuga blanca han sido abordados inicialmente por Zapata-Hernández (2012) y González-Porter et al. (2013), pero el impacto de estos estudios sobre las medidas de manejo en cautiverio aún se desconoce. En segunda instancia, para la reintroducción de una especie se sugiere el establecimiento de una población cautiva con un stock genético apropiado; este aspecto aún no se ha incluido dentro de las técnicas de manejo en

cautiverio de *D. mawii* y es urgente su atención. Las otras seis medidas sugieren metas que sólo se alcanzan cumpliendo las medidas precedentes, que van desde el crecimiento de la colonia a una talla segura hasta definir los indicadores de éxito en la reintroducción.

Adicionalmente, el perfeccionamiento de las técnicas de cuidado en cautiverio es primordial para asegurar organismos saludables. Gracias al progreso de las técnicas de manejo, muchas especies que en algún momento fueron difíciles de mantener en zoológicos, actualmente se logra sin mayores inconvenientes (Mallinson, 1995). La buena condición de salud de una especie amenazada manejada en cautiverio promueve la calidad de vida de los organismos fundadores de la colonia en cautiverio y fortalece la producción de organismos sanos, capaces de sobrevivir en ambientes naturales en caso de liberación, además de evitar transmisión de agentes infecciosos que perjudiquen a otras poblaciones, e incluso a otras especies que conforman la comunidad biológica natural donde se liberen. Un programa exitoso de crianza en cautiverio debe estar acompañado por altos estándares de cuidado, ya que hay una conexión directa entre la salud de un organismo y su ambiente (Huntley y Langton, 1994). Al respecto, la crianza de la tortuga blanca permite tener un escenario de manejo que se puede aprovechar para obtener nuevos conocimientos sobre las técnicas de manejo adecuado para la especie, cuando se ejerce una planeación y una conducción metódica de las experiencias.

La crianza en cautiverio ha demostrado ser una herramienta efectiva

de conservación en varias especies amenazadas. Existen casos exitosos en peces, tales como, *Cyprinodon elegans* (Cyprinodontidae) y *Gambusia nobilis* (Poeciliidae), cuyas colonias fueron removidas de sistemas de crianza debido a que en cada caso, la especie se recuperó totalmente en vida libre tras el éxito de los programas de conservación (Philippart, 1995). El esturión blanco (*Acipenser transmontanus*) es otro caso documentado con un margen aceptable de éxito en la recuperación de sus poblaciones silvestres en Estados Unidos de América (EUA), a través de un programa de conservación que incluyó su reproducción y mantenimiento en cautiverio (Ireland *et al.*, 2002). Los peces, como las tortugas amenazadas han sido objeto de conservación a través de iniciativas de manejo en cautiverio como lo anotan Kuchling y Dejose (1989) y He *et al.* (2010).

La organización internacional Turtle Survival Alliance ha auspiciado diversas iniciativas de conservación de tortugas de agua dulce y terrestres en peligro de extinción, que incluyen la creación de programas de crianza en cautiverio (TSA, 2013). Este apoyo ha significado el aseguramiento de colonias cautivas de especies en peligro crítico, su reproducción, y en algunos casos, su liberación al medio silvestre (Lowe, 2013). El éxito en la recuperación de las poblaciones silvestres de especies amenazadas de tortugas aún no ha sido documentado, quizás por lo reciente de sus esfuerzos.

En Asia, en respuesta a la crisis de las tortugas dulceacuícolas, debido a su alta demanda como alimento y medicina, a partir de 1980 se inició el establecimiento de gran cantidad de granjas para su producción en China (Shi *et al.*, 2008), Japón, Taiwán, Singapur, Malasia, Tailandia, Vietnam e Indonesia (Syed *et al.*, 2007). En EUA, hay más de 20 especies de tortugas producidas de manera comercial, especialmente para el mercado de mascotas (Syed *et al.*, 2007). Sin embargo, los resultados de las granjas de tortugas para la conservación de las especies nativas en China son desalentadores, y llevan a considerarlas como una de las principales amenazas para la supervivencia de poblaciones silvestres debido principalmente a su papel como compradoras de tortugas silvestres, para incrementar la cantidad de parentales y contrarrestar la disminución en la capacidad de reproducción que usualmente exhiben las tortugas cautivas (Shi *et al.*, 2007; Syed *et al.*, 2007). Aunque también existen granjas de tortugas, como el caso de Taiwán, donde la crianza de *Mauremys sinensis* no parece generar efectos negativos sobre las poblaciones silvestres (Syed *et al.*, 2007).

Adicionalmente, la crianza en cautiverio de una especie silvestre supone la posibilidad de emplear los organismos reproducidos en el medio artificial para consumo, reduciendo presión sobre poblaciones silvestres. Sin embargo, en el caso de especies gravemente amenazadas de extinción, como es el caso de tortuga blanca, cabría reconsiderar las prioridades en los propósitos de su cría en cautiverio. Puede ser que el aprovechamiento comercial legal no excluya el trabajo para la recuperación de las poblaciones en el medio silvestre; sin embargo, a la fecha los resultados aparentemente favorecen la dimensión económica de la crianza, y son muy pobres en términos de avances en la dimensión ecológica, de conservación en su ambiente natural.

CONCLUSIONES

Una reflexión crucial que deriva del análisis del estado actual del manejo en cautiverio de *D. mawii*, es saber si ha sido exitosa y que promueva su conservación. La condición de salud desfavorable de los organismos cautivos, la aparente falta de medidas para la recuperación de los ambientes naturales, ausencia de planes serios de liberación y reintroducción a la vida libre, descuido en el cuidado genético de las colonias cautivas, así como, falta de programas formales de investigación parecen ser evidencias importantes para hacer un alto y reevaluar este instrumento de conservación, proponer ajustes e iniciar con una nueva orientación y enfoque.

AGRADECIMIENTOS

Los recursos del PROFOCIE 2014 son de carácter público y queda prohibido su uso con fines partidistas o de promoción personal.

Se agradece al apoyo otorgado por la DACBiol-UJAT.

LITERATURA CITADA

- Calderón-Mandujano R., 2008. Conocimiento y uso de la tortuga blanca (*Dermatemys mawii* Gray, 1847) en diez ejidos en el sur de Quintana Roo, México. *Etnobiología*, 6, pp. 42-55.
- CITES (Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres). 2005. Informe Resumen. Vigésima primera Reunión del Comité de Fauna. [pdf]. CITES. Disponible en: <<http://www.cites.org/esp/com/ac/21/S-AC21-SummaryRecord.pdf>> [Visitado 15 de noviembre de 2013].
- CONABIO-DGVS-CONANP (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad-Dirección General de Vida Silvestre-Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas). 2009. Estrategia Nacional para la Conservación y el Manejo Sustentable de la Tortuga Blanca (*Dermatemys mawii*) en México. CONABIO-DGVS-CONANP.
- Ebenhard T. 1995. Conservation breeding as a tool for saving animal species from extinction. *Trends in Ecology & Evolution*, 10(11), pp. 438-443.

- Enck J.W., Decker D.J., Riley D.J., Organ J.F., Carpenter L.H., Siemer W.F. 2006. Integrating ecological and human dimensions in adaptive management of wildlife-related impacts. *Wildlife Society Bulletin* 34:698-705.
- González-Porter G.P., Maldonado J.E., Flores-Villela O., Vogt R.C., Janke A., Fleischer R.C., Hailer F. 2013. Cryptic population structuring and the role of the Isthmus of Tehuantepec as a gene flow barrier in the critically endangered Central American River Turtle. *PloS one*, 8(9), e71668. En línea] Disponible en <<http://www.plosone.org/article/info%3Adoi%2F10.1371%2Fjournal.pone.0071668>> [Visitado el 14 de noviembre de 2013]
- He B., Liu Y.X., Shi H.T., Zhang J., Hu M.G., Ma Y.G., Fu L., Hong M., Wang J. Fong J.-J., Parham F.J. 2010. Captive breeding of the Four-eyed Turtle (*Sacalia quadriocellata*). *Asian Herpetological Research*, 1(2), pp.111-117.
- Hernández-Tarío E. 2013. Seroprevalencia de *Leptospira interrogans* en *Dermatemys mawii* y su estacionalidad en tres Centros para la Conservación e Investigación de la Vida Silvestre (UMA) en el estado de Tabasco. Maestría en Ciencias. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.
- Huntley R., Langton R. 1994. Captive breeding guidelines. [en línea] Canada: Aquatic conservation Network. Disponible en <http://www.nanfa.org/captivecare/captive_breeding_guidelines.pdf> [Visitado el 14 de noviembre de 2013].
- Ireland S.C., Anders P.J., Siple J.T., 2002. Conservation aquaculture: an adaptive approach to prevent extinction of an endangered white sturgeon population. *Fisheries Society Symposium*, 28, pp. 211-222.
- IUCN. 2013. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.1. [En línea]. Disponible en <www.iucnredlist.org>. [Visitado el 18 de octubre de 2013].
- Jiménez-Salvador Y. 2007. Diagnóstico de los aspectos sanitarios de las tortugas dulceacuícolas (*Dermatemys mawii* y *Staurotypus triporcatus*) en condiciones de cautiverio en la Granja de Tortugas Nacajuca, Tabasco, México. Licenciatura en Biología. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.
- Kuchling G., Dejose J.P., 1989. A captive breeding operation to rescue the critical endangered Western swamp turtle *Pseudemysdura umbrina* from extinction. *International Zoo Yearbook*, 28, pp.103-109
- Ley General de Vida Silvestre. 2006. México: Diario Oficial de la Federación. http://www.semarnat.gob.mx/temas/gestionambiental/vidasilvestre/Documents/NAWCA/Ley_GVS.pdf. (Consulta: julio 2013).
- Lowe H. 2013. Headstarted turtles released in India [en línea] (21 de junio de 2013). Disponible en: <<http://www.turtlesurvival.org/blog/1-blog/225-headstarted-turtles-released-in-india#.UorfnXD55No>> [Visitado en 14 de noviembre de 2013].
- Mallinson J.J.C. 1995. Conservation breeding programmes: an important ingredient for species survival. *Biodiversity and Conservation* 4, pp.617-635.
- McKeown S.1996. General husbandry and management. In: D.R. Mader, ed. 1996. *Reptile Medicine and Surgery*. Filadelfia: Elsevier Saunders. pp. 9-19.
- Philippart J.C. 1995. Is captive breeding an effective solution for the preservation of endemic species?. *Biological Conservation*, 72, 281-295.
- Polisar J., Horwich R.H. 1994. Conservation of the large, economically important River Turtle *Dermatemys mawii* in Belize. *Conservation Biology*, 8(2), pp. 338-340.
- Rangel-Mendoza J. 2007. Estudio hematológico en poblaciones silvestres y cautivas de tortuga blanca *Dermatemys mawii*. Maestría en Ciencias. El Colegio de la Frontera Sur.
- Rangel-Mendoza J., Weber M., Zenteno-Ruiz C.E., López-Luna M.A., Barba-Macías E. 2009. Hematology and serum biochemistry comparison in wild and captive Central American river turtles (*Dermatemys mawii*) in Tabasco, Mexico. *Research in Veterinary Science*, 87, pp. 313-318.
- Rangel-Mendoza J.A., Sánchez-González I.A., López-Luna M.A., Weber M. 2014. Health and aquatic environment assessment of captive Central American river turtles, *Dermatemys mawii*, at two farms in Tabasco, Mexico. *Chelonian Conservation and Biology*, 13(1), 96-109.
- Reever-Morghen K.J., Sheley R.L., Svejcar T.J. 2006. Successful adaptive management—the integration of research and management. *Rangeland Ecology & Management* 59:216-219.
- SEMARNAT (Secretaría del 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. México: Diario Oficial de la Federación, Publicada el 30 de diciembre de 2010.
- Shi H., Parham J.F., Lau M., Tien-Hsi C. 2007. Farming endangered turtles to extinction in China. *Conservation Biology*, 21(1), p. 5.
- Shi H., Parham J.F., Fan Z., Hong M., Yin F. 2008. Evidence for the massive scale of turtle farming in China. *Oryx*, 42(1), pp. 147-150.
- Sutherland W.J. 2000. *The Conservation Handbook* [en línea]. Great Britain: Blackwell Publishing. Disponible en: Google Books <<http://booksgoogle.com>> [Visitado el 14 de noviembre de 2013].
- Syed G.P., Ota H., Buhlmann K.A., Forstner M.R.J. 2007. Genetic considerations for captive breeding and translocation of freshwater turtles and tortoises for conservation. *Chelonian Research Monographs*, 4, pp. 157-167.
- TCC [Turtle Conservation Coalition]. 2011 [Rhodin, A.G.J., A.D. Walde, B.D. Horne, P.P. van Dijk, T. Blanck y R. Hudson (Eds.)]. *Turtles in trouble: the world's 25+ most endangered tortoises and freshwater turtles—2011*. Lunenburg, MA: IUCN/SSC Tortoise and Freshwater Turtle Specialist Group, Turtle Conservation Fund, Turtle Survival Alliance, Turtle Conservancy, Chelonian Research Foundation, Conservation International, Wildlife Conservation Society, and San Diego Zoo Global, 54 pp.
- TSA [Turtle Survival Alliance]. 2013. About us [en línea]. Disponible en <www.turtlesurvival.org> [Visitado el 14 de Noviembre de 2013].
- Ureña-Aranda C.A. 2007. Evaluación del hábitat de la tortuga blanca (*Dermatemys mawii*, Gray 1847) en humedales de la cuenca baja del Río Papaloapan, Veracruz. Maestría en Ciencias. Instituto de Ecología A.C.
- Vogt R.C., González-Porter G.P., van Dijk P.P. 2006. *Dermatemys mawii*. [en línea]. En: IUCN 2007. Red List of Threatened Species. Disponible en <www.iucnredlist.org> [Visitado el 16 de Octubre de 2007].
- Vogt R.C., Flores-Villela O. 1992. Aspectos ecológicos de la tortuga blanca (*Dermatemys mawii*) en la Reserva de la Biosfera Montes Azules. In: M. A. Vásquez-Sánchez y M. A. Ramos, eds. *Reserva de la Biosfera Montes Azules, Selva Lacandona: Investigación para su conservación*. México: Publicaciones Especiales Ecosfera 1, pp. 221-231.
- Zapata-Hernández C. 2012. Caracterización molecular de cuatro poblaciones de *Dermatemys mawii* en cautiverio en el Estado de Tabasco. Licenciatura en Biología. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.
- Zenteno-Ruiz C.E., Barba-Macías E., Bello-Gutiérrez J., Ochoa-Gaona S. 2010. Caracterización espacio-temporal del hábitat y presencia de *Dermatemys mawii* (Testudines: Dermatemydidae) en la cuenca del Grijalva-Usumacinta, Tabasco, México. *Revista Biología Tropical*, 58, pp. 1247-1260.

Suscripciones, ventas, publicidad,
contribuciones de autores:
Guerrero 9, esquina Avenida Hidalgo,
C.P. 56220, San Luis Huexotla,
Texcoco, Estado de México.

Teléfono: 01 (595) 928 4703
jocadena@colpos.mx; jocadena@gmail.com



AP
AGRO
PRODUCTIVIDAD

The logo consists of the letters 'AP' in a large, bold, red font. Below it, the words 'AGRO' and 'PRODUCTIVIDAD' are stacked in a smaller, bold, white font. The background of the entire page is a blurred image of a large, circular, metallic object, possibly a turbine or a large wheel, with a central hub and many radial spokes. The image is overlaid with a faint, circular pattern of binary code (0s and 1s) and several thin, white, diagonal lines.