

# EL TAPIR EN MÉXICO

*distribución, ecología  
y conservación*

*Gerardo Ceballos, Laura Mendoza, Georgina O'Farrill*

COORDINADORES





# EL TAPIR EN MÉXICO

*distribución, ecología  
y conservación*

*Gerardo Ceballos, Laura Mendoza, Georgina O'Farrill*

COORDINADORES



*Diseño y producción editorial*  
Rosalba Becerra

*Revisión de textos*  
Martha Alicia Salazar

*Fotografía de portada*  
David Enrique Sima Panti

---

Primera edición, noviembre de 2020  
ISBN 978-607-30-3805-8 (versión digital)

Editado en México

Forma sugerida de citar: Ceballos, G., L. Mendoza y G. O’Farrill (coords.). 2020. *El tapir en México distribución, ecología y conservación*. Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México.

## PRÓLOGO

Si no ha visitado el Museo Nacional de Antropología de la Ciudad de México, o si lo ha visitado, pero no ha explorado la primera sección de exhibiciones —la cual incluye las salas de Introducción a la Antropología y del Poblamiento de las Américas— le recomiendo que, a la primera oportunidad, asigne un momento para disfrutar de dichas salas. En esa sección, espléndidamente montada, encontrará exhibiciones —huesos, reconstrucción de esqueletos, diagramas, maquetas, etc.— de la megafauna de herbívoros que solían pastar y comer frutos y semillas de las plantas de lo que hoy es México, así como de los depredadores de esos herbívoros, y de los depredadores de esos depredadores —incluyendo un eficaz depredador de esos magníficos herbívoros y carnívoros: *Homo sapiens*.

El espectacular bestiario que se exhibe en esas salas es evocativo de dos temas que recurren en este volumen: la espectacular megafauna que habitaba nuestro territorio y que vio su ocaso en los momentos finales del Pleistoceno, así como las fuerzas que empujan la extinción de las especies, en este caso la probable combinación de cambios en el clima y el impacto antropogénico —si bien aun es motivo de debate cuál fue la importancia relativa de esas dos fuerzas. Por otra parte, esas salas del Museo también nos dejan otra lección igualmente relevante en este libro: los pulsos de extinción masiva, como el del Pleistoceno, dejan una huella detectable en la estructura de la comunidad de los animales que sobreviven —una suerte de síndrome que podríamos llamar “pequeñización”. Esto resulta del hecho de que la ola de extinción arrastra, en particular, a los animales de talla mayor, dejando un contingente de herederos, de talla menor. Esto se traduce en que el tamaño promedio de la comunidad de la fauna postextinción sea más pequeño. De esta manera, la extinción del Pleistoceno nos ha dejado con una comunidad de vertebrados remanentes, de talla menor, con apenas unos pocos de tamaño reminiscente del de aquellos gigantes, entre los

cuales descuella el protagonista de este libro: el carismático tapir. Más allá de esta singularidad, el tapir no solamente representa la megafauna sobreviviente en los trópicos de Mesoamérica, sino que es a la vez el único representante nativo de todo un linaje evolutivo, el de los Perisodáctilos—aquellos mamíferos con extremidades que terminan en pezuña.

Sería de esperarse que, siendo un heredero evolutivo de los gigantes desaparecidos, el tapir fuese el blanco de nutridos estudios ecológicos, genéticos y antropológicos, así como de esfuerzos sistemáticos de conservación de esta especie; sin embargo, ese no es el caso. Lamentablemente aun existen vacíos considerables en el conocimiento básico de esta especie. Por ejemplo, aunque se reconoce y mucho se alude al hecho de que este mamífero juega un papel importante en la dispersión de semillas de plantas de los trópicos mesoamericanos, aun no se logrado esclarecer la medida en que sus hábitos de consumo de semillas representan también depredación para algunas de las especies de plantas. En un estudio pionero, aunque preliminar, en 1981 el gran ecólogo tropical Daniel Janzen concluyó que este mamífero puede operar tanto como dispersor y depredador, pero que la importancia relativa de estas funciones depende de los detalles de la interacción entre la planta —p. ej., características de las semillas— y de la conducta alimenticia del animal. La revisión más reciente de la literatura, 32 años después, continúa indicando que se requieren más estudios para definir bajo qué condiciones ecológicas opera como depredador o dispersor —una conclusión consistente con lo que se menciona en varios capítulos de este volumen. Por otro lado, aun menos atención ha recibido el estudio de la interacción entre el tapir y las plantas que utiliza cuando opera como folívoro (consumidor del follaje), tanto a nivel de la planta individual, como de las poblaciones de plantas, y de las comunidades vegetales. Mi propia investigación sugiere que

el tapir puede definir un rango de preferencias del follaje entre plantas, por lo que podría ser un factor determinante de la abundancia relativa de especies en el sotobosque tropical. Por ejemplo, los llamados “dormideros de tapir” observados en la Selva Lacandona, permiten cuantificar las especies más consumidas, lo cual probablemente explica porqué la composición de especies de plantas de los dormideros difiere significativamente de la del sotobosque fuera de los dormideros. Por otra parte, aun ignoramos los factores subyacentes a la preferencia del follaje de algunas especies sobre otras, una ignorancia paralela en el caso del consumo diferencial de semillas.

Más allá de las actividades alimenticias (tróficas), otro vacío considerable es el papel no trófico de este animal, en cuanto a que, por su corpulencia y patrones de forrajeo en el espacio y en el tiempo, es previsible que, a través del pisoteo y selección de sitios de dormidero, operen como agentes de mortalidad de hierbas, plántulas, y fases juveniles de árboles. Por otra parte, el hábito de desarrollar letrinas y otros patrones de forrajeo y deposición de excretas, seguramente definen patrones de distribución de nutrientes en el suelo —un aspecto que bien podría determinar, a su vez, la distribución de especies de plantas y hongos en el piso de la selva. Los estudios dirigidos a examinar las consecuencias de la presencia y ausencia de este animal a través de exclusiones experimentales dejan ver que la fauna de mamíferos del sotobosque tropical juega un papel importante en la depredación de semillas, en la herbivoría y en los efectos no tróficos, y por consiguiente en la estructura y diversidad de plantas del sotobosque. Dichos estudios, sin embargo, no han permitido hasta ahora discernir el papel del tapir con respecto al de los otros herbívoros de este estrato, y este es otro vacío de conocimiento en espera de ser llenado. Sin embargo, aun a este nivel parcial del conocimiento que hasta ahora tenemos, podemos proponer la hipótesis de que el tapir bien merece

ser considerado como un “ingeniero del ecosistema” tropical.

En lo referente a su estado de conservación, aunque es motivo de cierto consuelo que el tapir no se ha unido al grupo de megafauna Mesoamericana extinta, es de enorme preocupación el hecho de que en muchas localidades el tapir ha disminuido considerablemente en su abundancia y en otras, inclusive, ha desaparecido. Esto último implica, además, un abatimiento de su ámbito de distribución geográfica. Por ejemplo, la desaparición del tapir en la región de Los Tuxtlas, en Veracruz —la cual representa el punto más norteño de la distribución de la selva tropical perennifolia en México y en Latinoamérica— supone un proceso de contracción de la distribución geográfica de esta especie y linaje evolutivo en el hemisferio occidental. Dicha contracción geográfica implica, además, que el problema de extinción biológica más apremiante, ahora, es la extinción de las poblaciones. Este problema, en el caso del tapir, también sufre de escasez de conocimiento —una ignorancia que es urgente combatir. Por ejemplo: ¿Qué grado de diferenciación genética existe (o existía) entre diferentes poblaciones del tapir a lo largo de su distribución geográfica? Si queremos detonar planes de refaunación de tapir en sitios defaunados, ¿de qué localidad podemos obtener

animales de constitución genética similar a la que tenía la población extinta? ¿Qué magnitud de extinción de poblaciones de tapir podemos esperar —o idealmente impedir— dadas las tasas de deforestación tropical en México y Mesoamérica?

Es por estas razones que el presente volumen aporta una refrescante recopilación del estado de nuestro conocimiento de esta especie, al tiempo que hace evidente los aspectos que se requieren investigar y los métodos que se pueden aplicar para tal fin. El volumen, además, sugiere algunas de las avenidas promisorias que coadyuvan a la conservación, tanto *ex situ* como *in situ*, de esta especie —y de los hábitats que requiere para su mantenimiento como poblaciones ecológica y genéticamente viables. Es de agradecer a los coordinadores y autores de esta obra el poner al alcance de un público amplio de lectores, un volumen que nos permite empezar a conocer a este sobreviviente de los embates del Pleistoceno. Por último, abrigo la esperanza de que este libro nos conmine a unirnos al esfuerzo colectivo de mantener el mundo natural y sus inspiradoras decoraciones —como el tapir— en esta desafiante época del Antropoceno.

RODOLFO DIRZO  
Stanford, California



# ÍNDICE

<b>PRÓLOGO</b>	<b>3</b>
<b>PARTE I. DESCRIPCIÓN, DISTRUBUCIÓN Y FUNCIÓN</b>	<b>9</b>
1. Descripción biológica	11
2. Distribución actual y áreas prioritarias para la conservación del tapir en México	19
3. El último dispersor de las grandes semillas	29
4. Importancia evolutiva de la conservación del tapir	43
<b>PARTE II. CONSERVACIÓN</b>	<b>57</b>
5. Tamaño poblacional y áreas prioritarias para su conservación	59
6. Alternativas para la conservación	67
7. Unidades de conservación y regiones prioritarias en centroamérica	75
8. Ecología y conservación en la selva Lacandona, Chiapas	87
9. Ecología y conservación en la región de Calakmul	101
<b>PARTE III. MÉTODOS DE ESTUDIO Y MANEJO</b>	<b>113</b>
10. El fototrampeo en la conservación	115
11. procesamiento y análisis de bases de datos de fototrampeo	131
12. Principales factores que afectan la salud	149
13. El papel de los zoológicos en la conservación	169
14. Manejo nutricional	185
<b>Autores</b>	<b>195</b>



PARTE I

**DESCRIPCIÓN, DISTRUBUCIÓN  
Y FUNCIÓN**



## 1. DESCRIPCIÓN BIOLÓGICA

Eduardo J. Naranjo  
Jorge E. Bolaños

## RESUMEN

El tapir centroamericano es el mamífero terrestre neotropical de mayor tamaño: alcanza hasta 2 m de longitud y 300 kg de peso. Ya sea como dispersor o depredador de semillas, este mamífero juega un papel relevante en la dinámica de los bosques tropicales y constituye una fuente de alimento para pobladores rurales de Mesoamérica. El tapir se encuentra en peligro de extinción debido a la pérdida de hábitat y a la cacería sin control en la mayor parte de su área de distribución. Es un animal solitario y de hábitos predominantemente nocturnos que prefiere tipos de hábitat que poseen: 1) alta disponibilidad de cuerpos de agua permanentes; 2) sotobosque diverso y denso; 3) grandes extensiones de vegetación riparia; 4) baja incidencia de incendios y 5) baja presión de cacería y escasa presencia humana. Su fecundidad es muy baja debido a que su madurez sexual es tardía y por el largo periodo de gestación.

**Palabras clave:** biología, mamífero, perisodáctilo, tapir, *Tapirus bairdii*

## ABSTRACT

*Baird's tapir is the largest terrestrial Neotropical mammal, reaching a total length of up to 2 m and a maximum weight of 300 kg. Both as a seed disperser and seed predator, this mammal plays a significant role in the dynamics of tropical forests, and constitutes a food source for rural residents of Mesoamerica. Baird's tapir is endangered because of habitat loss and overhunting throughout its distribution range. This species is solitary, predominantly nocturnal and prefers habitat types with: 1) high availability of permanent water bodies; 2) dense and diverse understory; 3) large extensions of riverine vegetation; 4) low incidence of forest fires; and 5) low hunting pressure and human activity. Female tapir fecundity is very low due to a late sexual maturity and a long gestation period.*

**Keywords:** *biology, mammal, perissodactyla, tapir, Tapirus bairdii*

## INTRODUCCIÓN

El tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*, también denominado *Tapirella bairdii*), conocido en el campo mexicano como danta o anteburro, es el mamífero terrestre nativo más grande de la región neotropical (Naranjo, 2009). Este ungulado juega una función importante en la dinámica de los bosques tropicales al ramonear la vegetación y consumir o depredar grandes cantidades de semillas de numerosas plantas (Janzen, 1981, 1982, 1983; Bodmer, 1990; Olmos, 1997; O’Farrill *et al.*, 2006). Asimismo, desde tiempos precolombinos, los tapires han representado un importante recurso alimentario para los pobladores rurales de Mesoamérica (Eisenberg, 1997; Naranjo y Bolaños, 2008). Sin embargo, este mamífero se encuentra en peligro de extinción a nivel global (SEMARNAT, 2010; IUCN, 2018), debido principal-

mente a la pérdida o al deterioro de su hábitat y a la cacería sin control en casi todas sus áreas de distribución, desde el sur de México hasta el noroeste de Colombia (Matola *et al.*, 1997; Naranjo, 2001, 2009, 2018).

El tapir centroamericano pertenece a la familia de los tapíridos (*Tapiridae*) y al orden de los perisodáctilos (*Perissodactyla*); son también llamados ungulados por las grandes pezuñas que poseen en sus extremidades (Eisenberg, 1989). El tapir tiene un cuerpo robusto y cilíndrico, cola pequeña y cabeza notablemente grande, con una nariz alargada que asemeja una trompa corta y prensil. Sus extremidades son cortas y gruesas, con cuatro dedos en las anteriores y tres en las posteriores. El pelaje del tapir es corto. Las crías son de color café rojizo con un patrón de manchas y franjas blancas, mientras que los adultos son de color gris o café oscuro en la mayor parte del cuerpo, con tonos gris claro en el pecho, la garganta y los bordes de las orejas. Su longitud total puede alcanzar 2 m y su peso puede variar entre 150 y 300 kg (March y Naranjo, 2005).



**Figura 1.** Cría de tapir nacida en el Zoológico Miguel Álvarez del Toro, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas. Foto: Eduardo Naranjo

## COMPORTAMIENTO

Los tapires centroamericanos tienden a ser solitarios y, aunque pueden tener actividad a cualquier hora del día, sus desplazamientos más largos y frecuentes ocurren durante las primeras horas de la noche (Williams, 1984; Foerster y Vaughan, 2002; Reyna *et al.*, 2016). Los individuos que ocupan áreas relativamente cercanas a los asentamientos humanos y donde existe presión de cacería, pueden volverse casi completamente nocturnos para evitar el contacto con humanos y animales domésticos (Naranjo y Cruz, 1998). Los tapires son excelentes nadadores y generalmente se mantienen cerca de cuerpos de agua permanentes, como ríos, arroyos, aguadas y lagunas, en los que se sumergen durante las horas más calurosas del día para refrescarse y librarse temporalmente de las picaduras de insectos y ectoparásitos. Sus movimientos frecuentemente se asocian con la disponibilidad de agua y alimento dentro de su hábitat. En la mayor parte de sus áreas de distribución se ha observado que los tapires caminan a través de una red de senderos bien defi-

nidos. Sus zonas de alimentación frecuentemente se ubican en claros dentro de los bosques tropicales (Lira *et al.*, 2004b; Naranjo 2009). Si bien estos mamíferos generalmente son tímidos y evitan los encuentros con humanos, en situaciones extremas pueden tornarse agresivos, especialmente si se trata de hembras con crías (Álvarez del Toro, 1991). Además de la especie humana, los depredadores potenciales de tapires son los jaguares, pumas y cocodrilos de gran tamaño, que principalmente depredan crías e individuos jóvenes (Eisenberg, 1989; Álvarez del Toro, 1991).

## REPRODUCCIÓN

La conducta reproductiva del tapir centroamericano en el medio silvestre aún es pobremente conocida. En hembras de tapir cautivas se ha observado un periodo de gestación de entre 390 y 400 días (Álvarez del Toro, 1966; March y Naranjo, 2005). Las hembras alcanzan la madurez sexual entre los 3 y 4 años de edad; presentan estros cortos de aproximadamente 48 h cada 50-80 días



**Figura21.** Tapir adulto fotografiado en la cuenca alta del río Uxpanapa, Veracruz.  
Foto: Eduardo Naranjo

(Barongi, 1993; Lira *et al.*, 2004a). Los machos son muy activos durante el celo: caminan, corren, se sumergen en el agua, se muerden mutuamente las patas y el cuerpo, y efectúan repetidos intentos de monta acompañados de fuertes silbidos hasta lograr la cópula definitiva (Lira *et al.*, 2004a). Las hembras que aceptan la monta pueden llegar a copular 4 o 5 veces con el mismo macho (Lira *et al.*, 2004a). Los periodos mínimos entre camadas son de alrededor de 17 meses; generalmente tienen una sola cría de aproximadamente 10 kg, la cual es capaz de caminar y moverse con la madre entre 10 y 15 minutos después del nacimiento; permanecen con ella durante un año aproximadamente (Álvarez del Toro, 1991; Barongi, 1993).

### ESTRUCTURA POBLACIONAL

La proporción de sexos en poblaciones de tapir centroamericano parece favorecer a las hembras, aunque sin diferenciarse significativamente del 1:1 (Naranjo, 1995a; 2002). La estructura de edades en poblaciones de tapires con baja o nula presión de cacería generalmente muestra una gran proporción de adultos (>85%), mientras que los juveniles y las crías representan fracciones relativamente pequeñas (<15% en conjunto; Naranjo, 1995a, 2002). Los bajos números de juveniles y crías en poblaciones de esta especie podrían deberse a que: a) la especie tiene una baja tasa intrínseca de crecimiento poblacional ( $r_{max}$ ); b) los individuos son longevos, alcanzando edades de hasta 30 años y c) las tasas naturales de mortalidad tienden a ser muy bajas (Bodmer *et al.*, 1997; Matola *et al.*, 1997).

### ABUNDANCIA Y DENSIDAD

La abundancia relativa de tapires en México ha sido estimada en 0.03-0.45 individuos/100 km

recorridos (Carbajal-Borges *et al.*, 2014; Naranjo *et al.*, 2015), y entre 3.8 y 37.6 fotografías/1000 días-cámara (Botello *et al.*, 2017; Carbajal-Borges *et al.*, 2014; Lira *et al.*, 2014; Naranjo *et al.*, 2015; Pérez-Cortéz *et al.*, 2012). Las densidades de este mamífero en el país se han calculado entre 0.03 y 0.32 tapires/km<sup>2</sup> (Carbajal-Borges *et al.*, 2014; Botello *et al.*, 2017; Naranjo, 2018). En general, las mayores abundancias y densidades se han encontrado en áreas cercanas a cuerpos de agua permanentes (ríos, arroyos y lagunas), en bosques tropicales húmedos y bosques de montaña con escasa presencia y actividad humana (Naranjo, 2009, 2018).

### ÁREAS DE ACTIVIDAD Y PATRONES DE MOVIMIENTO

El tapir centroamericano presenta áreas de actividad promedio de entre 0.6 y 2.3 km<sup>2</sup> por individuo, siendo mayor la de los machos y existiendo cierto grado de traslape entre ellas (Williams, 1984; Foerster, 1998; Naranjo y Bodmer, 2002). No obstante, en ocasiones dichas áreas son mucho mayores. Estas áreas de actividad pueden variar en función de la calidad del hábitat, la presión existente de cacería y la densidad local de tapires. Por ejemplo, en comparación con bosques húmedos, es de esperarse que los tipos de hábitat más secos y estacionales presenten menores densidades de tapires que requieren desplazarse a mayores distancias para encontrar alimento y agua suficientes. Esto fue observado por Reyna *et al.* (2016), quienes analizaron los movimientos y el ámbito hogareño de un macho subadulto durante 4 años, el cual ocupó un área de 23.9 km<sup>2</sup> en el bosque tropical subdeciduo de Calakmul, Campeche. En promedio, un individuo puede desplazarse entre 380 y 720 m en periodos nocturnos de 5 a 6 horas en bosques tropicales húmedos (Foerster y Vaughan, 2002).

Sin embargo, la máxima distancia de desplazamiento registrada para un tapir en México es de 10 km en la región de Calakmul (Reyna *et al.*, 2016; Naranjo, 2018).

## PREFERENCIAS DE HÁBITAT

La información obtenida en estudios de campo sugiere que este mamífero prefiere tipos de hábitat que poseen: 1) alta disponibilidad de cuerpos de agua permanentes; 2) sotobosque más diverso y denso (lo que implica mayor abundancia de forraje); 3) grandes extensiones de vegetación riparia; 4) baja incidencia de incendios y 5) baja presión de cacería y escasa presencia humana (Fragoso, 1990, 1991; Naranjo, 1995a; Foerster, 1998; Naranjo y Cruz, 1998; Bolaños, 2000; Muench, 2001; Lira, 2002; Lira *et al.*, 2004b; Tobler *et al.*, 2006). No obstante, en algunas regiones donde la presión de caza sobre la especie es baja, los tapires pueden ser tolerantes a la actividad humana y a la transformación del hábitat (Reyna-Hurtado y Tanner, 2005; Carrillo *et al.* 2015; Naranjo, 2018).

Un aspecto interesante del uso de hábitat del tapir centroamericano se relaciona con sus hábitos de defecación, los cuales se realizan frecuentemente dentro y alrededor de cuerpos de agua poco profundos (Naranjo, 1995a). En áreas alejadas del agua, el tapir puede formar “letrinas” al defecar repetidamente en los mismos sitios (Naranjo y Cruz, 1998; Fragoso *et al.*, 2003).

## HÁBITOS DE ALIMENTACIÓN

Los tapires son de hábitos ramoneadores con fuerte tendencia a la frugivoría; destinan gran parte de sus horas de actividad (hasta 90%) a la búsqueda y consumo selectivo de una amplia variedad de frutos, hojas, tallos, corteza y flores (Janzen, 1983;

March y Naranjo, 2005; Rivadeneyra, 2007; Naranjo, 2009). Entre las familias vegetales mejor representadas en la dieta del tapir centroamericano se encuentran: Arecaceae, Euphorbiaceae, Fabaceae, Moraceae, Rubiaceae y Sapotaceae (Naranjo, 1995b; Naranjo y Cruz, 1998; O’Farrill *et al.*, 2013; Lira *et al.*, 2004b; Rivadeneyra, 2007). Este mamífero también consume grandes cantidades de corteza de muchas especies de árboles y lianas, como por ejemplo *Vatairea lundellii* y *Croton* spp. (Muench, 2001; Naranjo, 2002).

Dependiendo de la disponibilidad de forraje, los tapires pueden modificar su estrategia de alimentación de acuerdo con el tipo de hábitat y la estación del año (O’Farrill *et al.*, 2013). Durante la temporada de mayor fructificación se alimentan particularmente de los frutos más abundantes que caen al suelo (Naranjo, 1995b); en cambio, cuando los frutos escasean, el consumo se concentra en hojas tiernas, brotes y corteza. Durante esta época el tapir ingiere frutos en menores volúmenes (2-20% de las heces) en comparación con las hojas y los tallos (80-98%; Naranjo, 1995b; Naranjo y Cruz, 1998; Foerster, 1998; Cruz, 2001; Lira *et al.*, 2004b). Sin embargo, los frutos probablemente suministran una proporción muy importante de las calorías consumidas diariamente por los tapires (Bodmer, 1990). En el caso de frutos muy voluminosos (p.e. *Licania platypus* y *Pouteria sapota*), los tapires solamente comen la pulpa sin ingerir las semillas, que son desechadas en el mismo sitio. Aunque el papel de los tapires como dispersores aún no está bien comprendido, se ha observado que muchas semillas (por ejemplo, *Acacia milleriana* y *Manilkara zapota*) conservan o incluso incrementan su poder de germinación al pasar por el tracto digestivo de los tapires (Olmos, 1997; Cruz, 2001; O’Farrill *et al.*, 2006; O’Farrill *et al.*, 2012).

## NECESIDADES DE INVESTIGACIÓN

A partir de los numerosos estudios realizados en México sobre la biología y la ecología del tapir durante la última década, se ha incrementado considerablemente el conocimiento disponible sobre esta especie (Naranjo, 2018). No obstante, aún falta información más sólida, completa y actual acerca de aspectos tales como la distribución, abundancia, densidad, tamaño y estructura poblacional, ecología reproductiva y alimentaria, patrones de movimiento, variabilidad genética, interacciones con especies domésticas, condiciones de salud, y respuesta a la fragmentación del hábitat, cacería y cambio climático, particularmente en las poblaciones con mayor grado de amenaza en el país (Naranjo, 2009, 2018).

## REFERENCIAS

- Foerster, C.F. y C. Vaughan. 2002. Home range, habitat use, and activity of Baird's tapir in Costa Rica. *Biotropica* 34:423-437.
- Álvarez del Toro, M. 1966. A note on the breeding of Baird's tapir at Tuxtla Gutiérrez Zoo. *International Zoo Yearbook* 6:196-197.
- Álvarez del Toro, M. 1991. *Los mamíferos de Chiapas*. Gobierno del Estado, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México.
- Barongi, R.A. 1993. Husbandry and conservation of tapirs. *International Zoo Yearbook* 32:7-15.
- Bolaños, J.E. 2000. *Densidad, abundancia relativa, distribución y uso local de los ungulados en la cuenca del río Lacantún, Chiapas, México*. Tesis de licenciatura, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México.
- Bodmer, R.E. 1990. Fruit patch size and frugivory in the lowland tapir (*Tapirus terrestris*). *Journal of Zoology* 222:121-128.
- Bodmer, R.E., J.W. Penn, P. Puertas, L. Moya, y T.G. Fang. 1997. Linking conservation and local people through sustainable use of natural resources: community-based management in the Peruvian Amazon. En: *Harvesting wild species: implications for biodiversity conservation*. C.H. Freese (ed.). Johns Hopkins University Press, Baltimore, pp. 315-358.
- Botello, F., A.G. Romero-Calderón, J. Sánchez-Hernández, O. Hernández, G. López-Villegas y V. Sánchez-Cordero. 2017. Population density of Central American tapir (*Tapirella bairdii*) in cloud forest in Totontepec Villa de Morelos, Oaxaca, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 88: 918-923.
- Carbajal-Borges, J. P., O. Godínez-Gómez y E. Mendoza. 2014. Density, abundance and activity patterns of the endangered *Tapirus bairdii* in one of its last strongholds in southern Mexico. *Tropical Conservation Science* 7:100-114.
- Carrillo, N., R. Reyna y B. Schmook. 2015. Relative abundance and habitat selection of *Tapirus bairdii* in the Calakmul and Balam Kú reserves, Campeche, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 86:202-207.
- Cruz, E. 2001. *Hábitos de alimentación e impacto de la actividad humana sobre el tapir (Tapirus bairdii) en la Reserva de la Biosfera La Sepultura, Chiapas, México*. Tesis de maestría, El Colegio de la Frontera Sur, San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México.
- Eisenberg, J.F. 1989. *Mammals of the Neotropics. Vol. I, The Northern Neotropics*. University of Chicago Press, Chicago.
- Eisenberg, J.F. 1997. Introduction. En: *Tapirs: status survey and conservation action plan*. D.M. Brooks, R.E. Bodmer y S. Matola (eds.). IUCN/SSC Tapir Specialist Group, Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido, pp. 1-2.
- Foerster, C.R. 1998. *Ecología de la danta centroamericana (Tapirus bairdii) en el Parque Nacional Corcovado, Costa Rica*. Tesis de maestría, Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica.
- Fragoso, J. M. 1990. The effect of hunting on tapirs in Belize. En: *Neotropical wildlife use and conservation*. J.G. Robinson y K.H. Redford (eds.). University of Chicago Press, Chicago, Illinois, pp. 154-162.
- Fragoso, J.M. 1991. The effect of selective logging on Baird's tapir. En: *Latin American mammalogy; history, biodiversity and conservation*. M.A. Mares y D.J. Schmidly, (eds.). University of Oklahoma Press, Norman, Oklahoma, pp. 295-304.
- Fragoso, J.M., K.M. Silvius y J.A. Correa. 2003. Long-distance seed dispersal by tapirs increases seed survival and aggregates tropical trees. *Ecology* 84:1998-2006.
- IUCN. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources. 2018. *Red List of Threatened Species*. IUCN Species Survival Commission, Gland, Suiza. En: <<http://www.iucnredlist.org>>, última consulta: 22 de agosto de 2018.
- Janzen, D.H. 1981. Digestive seed predation by a Costa Rican Baird's tapir (*Tapirus bairdii*). *Biotropica* 13:59-63.
- Janzen, D.H. 1982. Seeds in tapir dung in Santa Rosa National Park, Costa Rica. *Brenesia* 19/20:129-135.
- Janzen, D.H. 1983. *Tapirus bairdii*. en: *Historia natural de Costa Rica*. D.H. Janzen (ed.). Universidad de Costa Rica, San Pedro de Montes de Oca, Costa Rica, pp. 509-510.
- Lira, I. 2002. *Ecología de Tapirus bairdii en la Reserva de la Biosfera El Triunfo, Chiapas, México*. Tesis de maestría, El Colegio de la Frontera Sur, San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México.
- Lira-Torres, I., M.A. Briones-Salas y G. Sánchez-Rojas. 2014. Abundancia relativa, estructura poblacional, preferencia de hábitat y patrones de actividad del tapir centroamericano *Tapirus bairdii* (Perissodactyla: Tapiridae), en la selva de

- Los Chimalapas, Oaxaca, México. *Revista de Biología Tropical* 62:1407-1419.
- Lira, I., E. Cruz y S. Guerrero. 2004a. Behavior of Baird's tapir in captivity. *Tapir Conservation* 13:24-31.
- Lira, I., E.J. Naranjo, D.M. Güiris y E. Cruz. 2004b. Ecología de *Tapirus bairdii* (Perissodactyla: Tapiridae) en la Reserva de la Biosfera El Triunfo (Polígono I), Chiapas, México. *Acta Zoológica Mexicana* 20:1-21.
- March, I.J. y E.J. Naranjo. 2005. Tapir (*Tapirus bairdii*). En: *Los mamíferos silvestres de México*. G. Ceballos y G. Oliva (eds.). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad/Fondo de Cultura Económica, México, pp. 496-497.
- Matola, S., A.D. Cuarón, y H. Rubio-Torgler. 1997. Status and action plan of Baird's tapir (*Tapirus bairdii*). En: *Tapirs: status survey and conservation action plan*. D.M. Brooks, R.E. Bodmer y S. Matola (eds.). IUCN/SSC Tapir Specialist Group, Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido, pp. 29-45.
- Muench, C. E. 2001. *Patrones de uso del hábitat del tapir (Tapirus bairdii) en dos localidades de la selva lacandona, Chiapas*. Tesis de licenciatura, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México.
- Naranjo, E.J. 1995a. Abundancia y uso de hábitat del tapir (*Tapirus bairdii*) en un bosque tropical húmedo de Costa Rica. *Vida Silvestre Neotropical* 4: 20-31.
- Naranjo, E. J. 1995b. Hábitos de alimentación del tapir (*Tapirus bairdii*) en un bosque tropical lluvioso de Costa Rica. *Vida Silvestre Neotropical* 4:32-37.
- Naranjo, E.J. 2001. El tapir en México. *Biodiversitas* 36: 9-11.
- Naranjo, E.J. 2002. *Population ecology and conservation of ungulates in the Lacandon Forest, Mexico*. Tesis de Doctorado, University of Florida, Gainesville, Florida.
- Naranjo, E.J. 2009. Ecology and conservation of Baird's tapir in Mexico. *Tropical Conservation Science* 2:140-158.
- Naranjo, E.J. 2018. Baird's tapir ecology and conservation in Mexico revisited. *Tropical Conservation Science* 11:1-4.
- Naranjo, E.J., S.A. Amador-Alcalá, F.A. Falconi-Briones y R.A. Reyna. 2015. Distribución, abundancia y amenazas a las poblaciones de tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*) y pecarí de labios blancos (*Tayassu pecari*) en México. *Therya* 6:227-249.
- Naranjo, E.J. y R.E. Bodmer. 2002. Population ecology and conservation of Baird's tapir (*Tapirus bairdii*) in the Lacandon Forest, Mexico. *Tapir Conservation* 11:25-33.
- Naranjo, E.J. y E. Cruz. 1998. Ecología del tapir en la Reserva de la Biósfera La Sepultura. *Acta Zoológica Mexicana* 73:11-125.
- Naranjo, E.J. y J.E. Bolaños. 2008. El tapir: silencioso caballo de la selva. *México Desconocido* 371:84-89.
- Naranjo, E.J. y E. Cruz. 1998. Ecología del tapir en la Reserva de la Biósfera La Sepultura. *Acta Zoológica Mexicana* 73:111-125.
- O'Farrill, G., S. Calmé, y A. Gonzalez. 2006. *Manilkara zapota*: A new record of a species dispersed by tapirs. *Tapir Conservation* 15:32-35.
- O'Farrill, G., S. Calmé, R. Sengupta y A. González. 2012. Effective dispersal of large seeds by Baird's tapir: a large-scale field experiment. *Journal of Tropical Ecology* 28:119-122.
- O'Farrill, G., M. Galetti y A. Campos-Arceiz. 2013. Frugivory and seed dispersal by tapirs: an insight on their ecological role. *Integrative Zoology* 8:4-17.
- Olmos, F. 1997. Tapirs as seed dispersers and predators. En: *Tapirs: status survey and conservation action plan*. D.M. Brooks, R.E. Bodmer y S. Matola (eds.). IUCN/SSC Tapir Specialist Group, Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido, pp. 3-9.
- Pérez-Cortéz, S., P.L. Enríquez, D. Sima-Panti, R. Reyna y E.J. Naranjo. 2012. Influence of water availability in the presence and abundance of *Tapirus bairdii* in the Calakmul forest, Campeche, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 83:753-761.
- Reyna, R., M. Sanvicente, J. Pérez-Flores, N. Carrillo y S. Calmé. 2016. Insights into the multiannual home range of a Baird's tapir (*Tapirus bairdii*) in the Maya Forest. *Therya* 7:271-276.
- Reyna-Hurtado, R. y G.W. Tanner. 2005. Habitat preferences of ungulates in hunted and non-hunted areas in the Calakmul forest, Campeche. México. *Biotropica* 37: 676-685.
- Rivadeneira, E. 2007. *Hábitos alimentarios del tapir (Tapirus bairdii) en el sector sur de la Reserva de la Biósfera Montes Azules, Chiapas, México*. Tesis de licenciatura, Universidad Autónoma de Yucatán, Mérida, Yucatán, México.
- SEMARNAT. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 2010. *Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010*. Publicada el 30 de diciembre de 2010 en el Diario Oficial de la Federación. Texto vigente.
- Tobler, M.W., E.J. Naranjo, y I. Lira-Torres. 2006. Habitat preference, feeding habits and conservation of Baird's tapir in Neotropical montane oak forests. En: *Ecology and conservation of Neotropical montane oak forests*. M. Kappelle (ed.). Springer-Verlag, Alemania, pp. 347-361.
- Williams, K.D. 1984. *The Central American tapir (Tapirus bairdii) in northwestern Costa Rica*. Tesis de doctorado, Michigan State University, East Lansing, Michigan.



## 2. DISTRIBUCIÓN ACTUAL Y ÁREAS PRIORITARIAS PARA LA CONSERVACIÓN DEL TAPIR EN MÉXICO

*Gerardo Ceballos  
Zarah Sosa  
Ana Laura Nolasco  
Laura Mendoza  
Erik Joaquín Torres-Romero*

### RESUMEN

El tapir (*Tapirus bairdii*) es el mamífero terrestre más grande de Centroamérica. Tiene un papel fundamental en la dinámica y función de los ecosistemas. Históricamente, su distribución se extendió desde el sureste de México hasta el noreste de Colombia, ocupando diversos ecosistemas como manglares, humedales, selvas y bosques de mesófilos de montaña. El tapir está en peligro de extinción por la drástica disminución de su área de distribución y la reducción de sus poblaciones debido a la sobreexplotación, pérdida y fragmentación de hábitat. En el presente estudio estimamos la distribución histórica y actual del tapir en México, así como las áreas prioritarias para la conservación. Para esto recopilamos 148 registros de ocurrencia, variables ambientales y topográficas. La distribución histórica se modeló con esta información y el programa MaxEnt. Nuestros resultados indican que el tapir ha perdido más de 50% de distribución geográfica y que las poblaciones sobrevivientes están aisladas en varias regiones, incluidas la Sierra Norte de Oaxaca, Los Chimalapas, la Selva Lacandona y la Península de Yucatán. Las áreas naturales protegidas y algunas zonas aledañas a ellas, así como áreas no protegidas, juegan un papel fundamental para la conservación de la especie. Es fundamental, por lo tanto, consolidar el financiamiento, manejo y protección de las áreas naturales protegidas y no protegidas con importantes extensiones de hábitat para lograr la conservación del tapir y muchas otras especies a largo plazo. Finalmente, es importante también ampliar los esquemas de apoyo a la conservación como el pago de servicios ambientales de la CONAFOR (Comisión Nacional Forestal), para aquellas zonas que no cuentan con alguna protección especial y, puedan considerarse como áreas protegidas voluntarias.

**Palabras clave:** tapir centroamericano, conservación, peligro de extinción, distribución potencial, áreas naturales protegidas.

## ABSTRACT

The Central American tapir (*Tapirus bairdii*) is the largest land mammal in Central America. It has a fundamental role in the dynamics and function of ecosystems. Historically, its distribution extended from southeastern Mexico to northeastern Colombia, occupying various ecosystems such as mangroves, wetlands, jungles, and mountain mesophilic forests. The tapir is in danger of extinction due to the drastic decrease in its range and the reduction of its populations due to over-exploitation, loss and fragmentation of habitat. In the present study we estimate the historical and current distribution of the tapir in Mexico, as well as the priority areas for conservation. For this we collected 148 records of occurrence, environmental and topographic variables. The historical distribution was modeled with this information and the MaxEnt program. Our results indicate that the tapir has lost more than 50% of its geographic distribution and that the surviving populations are isolated in several regions, including the Sierra Norte de Oaxaca, Los Chimalapas, the Selva Lacandona, and the Yucatán Peninsula. Protected natural areas and some areas surrounding them, as well as unprotected areas, play a fundamental role for the conservation of the species. It is essential, therefore, to consolidate the financing, management and protection of protected and unprotected natural areas with important extensions of habitat to achieve the conservation of the tapir and many other species in the long term. Finally, it is also important to expand the conservation support schemes such as the payment of environmental services from the Environmental Ministry program on ecosystem services payments (CONAFOR; National Forestry Commission), for those areas that do not have any special protection and can be considered as voluntary protected areas.

**Key words:** Central American tapir, conservation, endangered, historical distribution, current distribution, protected natural areas.

## INTRODUCCION

El imponente y colosal tapir (*Tapirus bairdii*) es el mamífero terrestre más grande de Centroamérica. Se le encuentra exclusivamente en Mesoamérica, con el límite norte de su distribución en el sureste de México y con el límite sur en el noroeste de Colombia (Ceballos, 2014; Emmons y Feer, 1997; García *et al.*, 2012). Este ungulado se le puede encontrar en ambientes diversos como selvas tropicales lluviosas, manglares y humedales costeros hasta bosques mesófilos y paramos de altura (Álvarez del Toro, 1991; Ceballos y Oliva, 2005; González-Maya *et al.*, 2009; Leopold, 1965; Mejía-Correa *et al.*, 2014). Su rango de altitud se extiende desde el nivel del mar hasta más de 3,600 msnm en regiones como Costa Rica y Panamá (Naranjo y Vaughan, 2000); sin embargo, es más común encontrarlo por debajo de los 600 msnm. Tiene un papel ecológico fundamental en la dinámica y función de los ecosistemas a través de los procesos de herbivoría, depredación y dispersión de semillas (Fragoso *et al.*, 2003; Naranjo *et al.*, 2015).

El conocimiento del tapir en México se remonta a observaciones de naturalistas y cazadores a partir del siglo XIX. Una revisión reciente encontró 233 registros publicados desde su descripción en 1865 (Guevara-Chumacero *et al.*, 2019). Las primeras observaciones científicas de la especie en México son las del naturalista mexicano José N. Rovirosa quien la menciona en Tabasco y del naturalista suizo Francois Sumichrast quien la observó en varias regiones del sureste del país (Rovirosa, 1885; Sumichrast, 1881). F. Gaumer en su excelente monografía de los mamíferos de Yucatán menciona que los tapires eran escasos en ese estado. Décadas más tarde, el famoso naturalista A.S. Leopold (1965) clasificó a la especie como *en peligro de extinción* debido a su cacería indiscriminada y pérdida de su hábitat. Actualmente se le considera como *en peligro de extinción* en Mé-

xico y como amenazada en toda su área de distribución (CITES, 2015; IUCN, 2021; SEMARNAT, 2019).

El tapir era una especie abundante hasta principios del siglo XX, pero su distribución se ha reducido y sus poblaciones han sufrido una dramática disminución por la pérdida de hábitat, fragmentación, cambios del uso del suelo, la caza excesiva, incendios y las sequías (Carbajal-Borges *et al.*, 2014; Mendoza *et al.*, 2013; Meyer *et al.*, 2013; Naranjo, 2018). Se estima que su distribución original se ha reducido hasta en un 50% y su distribución actual está muy fragmentada (Naranjo *et al.*, 2015). Además, la especie ha desaparecido completamente en países como El Salvador (Brooks *et al.*, 1997), mientras que, en el resto de su área de distribución sus poblaciones son, en general, pequeñas y aisladas.

En México el tapir se distribuye en las áreas naturales protegidas y en regiones no protegidas con extensiones de hábitat en buen estado de conservación (Ceballos, 2014). Aunque, en las últimas dos décadas se han realizado estudios sobre la distribución, abundancia y otros aspectos ecológicos en México y América Central (Foerster y Vaughan, 2002), no se conocen estudios que aborden su distribución geográfica, tanto histórica como actual. En este estudio, estimamos la distribución histórica y actual mediante la generación de modelos de nicho ecológico para identificar cambios en su rango geográfico y, finalmente evaluamos el papel de las áreas protegidas y no protegidas como estrategia para la conservación del tapir en el país.

## MÉTODOS

### MODELADO DE DISTRIBUCIÓN POTENCIAL

Los registros de ocurrencia de tapir se obtuvieron del trabajo de campo, literatura entre 1873 y 2018, base de datos nacionales como internacionales y colecciones científicas, buscando reunir el mayor número de registros sobre la presencia

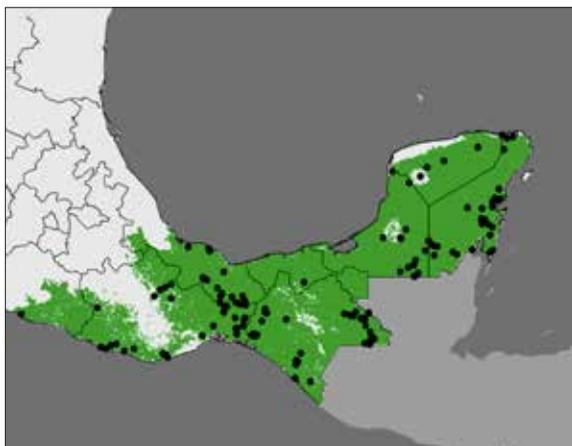
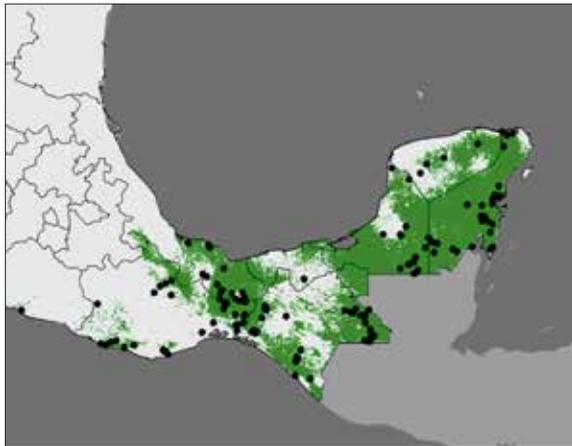
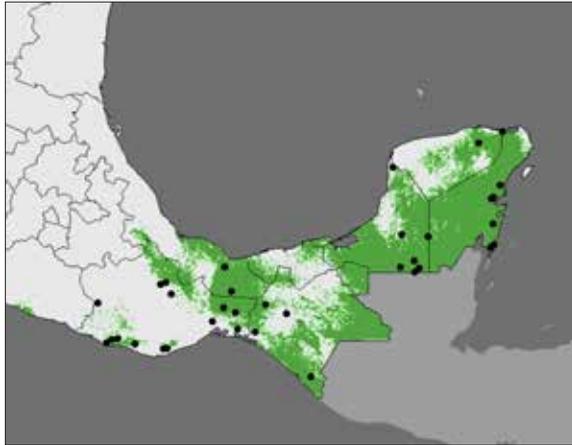
de la especie en las últimas décadas. Luego, se revisaron los registros de ocurrencia en busca de inconsistencias, descartando registros dudosos y duplicados. En total, se recopilamos 258 registros, de los cuales 147 registros fueron utilizados para su análisis (98 registros históricos y 49 actuales). Posteriormente, modelamos dos escenarios: históricos de 1873 a 1999 y actual de 2000 a 2018.

Utilizamos 19 variables climáticas digitales descritas para México (Hijmans *et al.*, 2005) y dos variables topográficas: elevación y pendiente (CONABIO, 1997). Cada capa estaba en formato ráster a una resolución espacial de 1 km<sup>2</sup> y fue recortada a la región de estudio. Usamos registros de presencia y un grupo de variables mencionadas anteriormente para modelar la distribución potencial histórica y actual del tapir utilizando el algoritmo de máxima entropía Maxent ver. 3.3.3k (figuras 1 y 2; Phillips *et al.*, 2006). Elegimos las siguientes configuraciones de salida para nuestros modelos: número máximo de puntos de fondo=10,000, multiplicador de regularización=1, réplicas=20, tipo de ejecución de replicación=bootstrap, umbral de convergencia=0.00001 y número máximo de iteraciones=10,000. Construimos modelos usando el 70% como datos de entrenamiento y el 30% restante para evaluación usando el Área Bajo la Curva (AUC) generada por la técnica de Característica Operativa del Receptor (ROC) realizada por el mismo programa Maxent (Hanley y McNeil, 1983). Finalmente, evaluamos la contribución de cada variable predictora con el método Jackknife implementado en Maxent y convertimos la salida acumulada de Maxent a un mapa binario utilizando el valor de umbral del percentil 10.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### DISTRIBUCIÓN HISTÓRICA

La distribución histórica del tapir fue amplia, abarcando desde el sureste del estado de Gue-



rro hasta la Península de Yucatán (figuras 1-3). Los modelos de nicho que la distribución histórica del tapir vario, posiblemente, entre 193,800 y 329,600 km<sup>2</sup> del territorio del país (figuras 1-3), lo que equivale entre el 10 y 17% del territorio nacional (INEGI, 2005).

El tapir se encontraba distribuido en las planicies tropicales de la vertiente del Golfo y Pacífico, incluyendo los estados de Guerrero, Oaxaca, Chiapas, Veracruz, Tabasco, Yucatán, Campeche y Quintana Roo (Ceballos y Oliva, 2005; Ceballos, 2014; Guevara-Chumacero *et al.*, 2019; Leopold, 1965). Chiapas, por ejemplo, cuenta con el mayor número de registros, seguido del estado de Oaxaca, Campeche, Quintana Roo y Yucatán. Mientras que Guerrero y Tabasco fueron los estados con el menor número de registros y donde se obtuvieron los registros más antiguos para la especie (1873 y 1885, respectivamente) (Guevara-Chumacero *et al.*, 2019; Lira *et al.*, 2005; Nolasco *et al.*, 2007).

Los registros más norteños en la vertiente del Golfo eran de la región de Los Tuxtlas y Santa Marta en la costa de Veracruz (figuras 1-3). El

Figura 1. Distribución potencial histórica del tapir en México de acuerdo a los modelos de MaxEnt. Nótese que es un modelo sólido, que inclusive indica que habría tapires en la costa de Guerrero, algo que se comprobó hace pocos años.

Figura 2. Área mínima de la distribución histórica del tapir en México. Los puntos corresponden a registros recientes que sirvieron para validar el modelo

Figura 3. Área máxima de la distribución histórica del tapir en México. Los puntos corresponden a registros recientes que sirvieron para validar el modelo..

último registro en esa región, fue un ejemplar en los manglares de Sontecomapan alrededor de 1986 (Bello y Mandujano, 1994; Navarro-López *et al.*, 1990). El tapir ocurría con frecuencia en el sur de Veracruz, estado en donde se le conocía como danta, tapir o anteburro, donde era común observar a la especie en distintos tipos de vegetación y cerca de poblados (Casellas, 2004; Hall y Dalquest, 1963). Sin embargo, la destrucción de las selvas acabó con el tapir en casi todo el estado, con excepción de la región de Uxpanapa (Naranjo *et al.*, 2015).

Tabasco, por otro lado, cuenta con escasos registros históricos. Roviroso (1885), por ejemplo, obtuvo un registro visual de la especie, cerca de Macuspana. Después desconocemos que haya registros hasta 1978 donde mencionan al tapir como especie relevante dentro del componente de la biodiversidad del Plan Balancán-Tenosique pero en la actualidad no existen registros recientes y, es muy probable que la especie se encuen-

tre extirpada (Reyes-Castillo, 1978; Naranjo *et al.*, 2015). El tapir tenía una amplia distribución en la Península de Yucatán. Aunque Leopold (1959) señaló que en la época de la conquista, el tapir había desaparecido de Yucatán, en realidad se tienen registros más recientes que indican que la especie se distribuyó en el estado hasta décadas recientes (Guevara-Chumacero *et al.*, 2019).

Por otro lado, el límite norte de la vertiente del Pacífico se consideraba que era, hasta hace relativamente poco, el Istmo de Tehuantepec en Oaxaca (Goodwin, 1969). Sin embargo, a principios del siglo hubo registros que aumentaron sustancialmente la distribución histórica de la especie en el Pacífico. En el 2003 se le encontró cerca de Putla, en la Sierra Norte de Oaxaca y en la región de la Tuza de Monroy en los límites entre Oaxaca y Guerrero, pero no se sabe si sobrevive en esa región (figura 4; Lira *et al.*, 2005). En contraste, en la última década hubo varios registros en la Sierra Norte de Oaxaca, confirmando su presencia (Botello *et al.*, 2014; Lira *et al.*, 2006; Lavariega *et al.*, 2013; Nolasco *et al.*, 2013). El otro registro representa el límite norte de la distribución en la costa del Pacífico a 238 km de la Tuza de Monroy y 209 km desde Putla de Guerrero (Nolasco *et al.*, 2007). Estos autores reportaron 10 ejemplares colectados en Acapulco en el año de 1873 por J. A. Sutter, depositados en el Museo Peabody en la Universidad de Yale de los Estados Unidos de América (figura 5). La distribución en Chiapas abarcaba prácticamente todo el estado con excepción de las montañas más altas (Álvarez del Toro, 1991).



**Figura 4.** Fotografía del registro de huella de tapir centroamericano en el Ejido de la Tuza de Monroy, Municipio de Santiago Jamiltepec, Oaxaca, México (Tomada de Lira *et al.* 2005, con permiso de la Revista Mexicana de Mastozoología).

### DISTRIBUCIÓN ACTUAL

Las poblaciones de tapir se han reducido drásticamente en México en los últimos 50 años (Ceballos y Oliva, 2005; Guevara-Chumacero *et al.*, 2019; Naranjo, 2018). Toda su distribución actual desde México hasta Colombia está fragmentada (Norton y Ashley, 2004b; March y Naranjo, 2005). En México aún se le encuentra en poblaciones fragmentadas y aisladas en Veracruz, posiblemente Tabasco, la Península de Yucatán, Chiapas y Oaxaca (figura 4; Botello *et al.*, 2014; Carbajal-Borges *et al.*, 2014; Ceballos y Oliva, 2005; Carrillo-Reyna *et al.*, 2015; Guevara-Chumacero *et al.*, 2019; Lavariega *et al.*, 2013; Lira *et al.*, 2006; Lira y Naranjo, 2005; Naranjo, 2018; Naranjo *et al.*, 2015). Por fortuna, en esa región existen un número importante de áreas naturales protegidas y extensiones importantes de selvas y otros hábitats que mantienen poblaciones de tapir. Según nuestras estimaciones existen por lo menos 15 regiones prioritarias para la conservación del tapir, de las cuales 13 son áreas naturales protegidas y 2 son regiones sin protección oficial que aún mantienen importantes extensiones de selvas y bosques en buen estado de conservación (figura 6).

Las dos regiones con menor grado de protección son la Sierra Mixe, la Sierra Madre y Los

Chimalapas, ubicadas en el estado de Oaxaca (figura 6; Botello *et al.*, 2014; Mendoza *et al.*, 2013; Lavariega *et al.*, 2013). En Los Chimalapas existe una gran extensión de selvas y bosques con una buena población de tapir (Cruz *et al.*, 2004; Del-fín-Alfonso *et al.*, 2008; Hernández *et al.*, 2011; Lira *et al.*, 2006, 2014). Adyacente a Chimalapas, la región del Uxpanapa en Veracruz mantiene la única población de tapir en Veracruz, un estado que ha perdido alrededor de 80% de su cobertura original (Arriaga *et al.*, 2000). Es interesante destacar Los Chimalapas y Uxpanapa se conectan con la Reserva de la Biosfera el Ocote en Chiapas y forman parte de la Selva Zoque (Pozo-Montuy *et al.*, 2019). Hacia el oeste, rumbo a la costa, Los Chimalapas se conectan con la Reserva de la biosfera La Sepultura y la Reserva de la biosfera El Triunfo, ambas en Chiapas, que mantienen también poblaciones de tapir, y están conectadas por la región de La Franciscana (figura 6; Cruz *et al.*, 2004; Espinosa Medinilla *et al.*, 2004). En La Sepultura únicamente mantiene poblaciones de tapires en las zonas núcleo de la reserva: La Palmita y Tres Picos, por lo que la extensión del área disponible para la especie se ha reducido notablemente en las últimas décadas (Naranjo y Cruz, 1998).

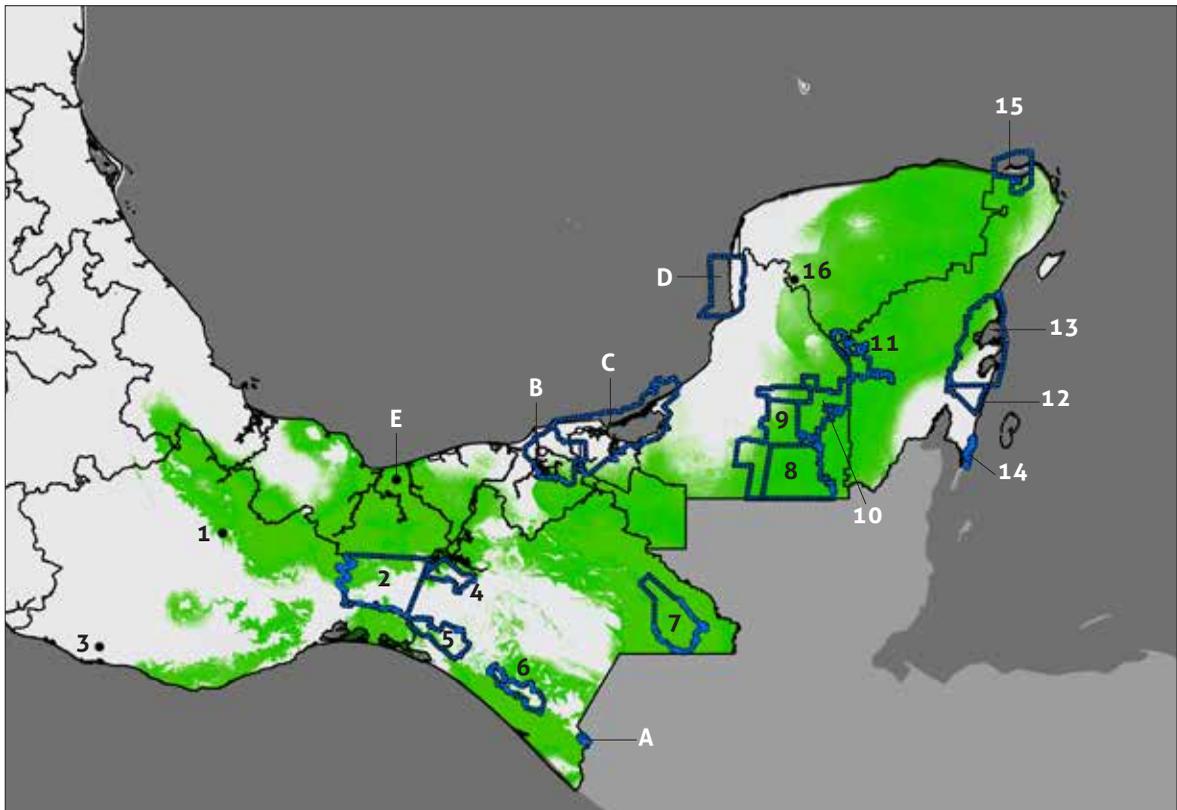


**Figura 5.** Ejemplar de tapir en la colección del Museo Peabody en la Universidad de Yale. Izquierda: etiquetas originales del ejemplar; derecha: cráneo colectado en 1873, en la localidad de Acapulco, Guerrero, México (Tomada de Nolasco *et al.* 2007, con permiso de la *Revista Mexicana de Mastozoología*).

Las poblaciones más grandes de tapir en Chiapas se encuentran en la región de la Selva Lacandona, en donde se localizan las Reservas de la Biosfera Montes Azules, Lacantún, los Monumentos Naturales Bonampak y Yaxchilán, que cubren más de 350,000 ha de las últimas selvas altas de México (Citalán *et al.*, 2001; Naranjo *et al.*, 2015; Sánchez-Núñez *et al.*, 2011). Sin

embargo, La Selva Lacandona tiene un nivel de fragmentación elevado, debido a la deforestación (Arriaga *et al.*, 2000).

En la Península de Yucatán las mayores poblaciones de tapir se encuentran en las regiones de Calakmul en Campeche y Sian Ka'an en Quintana Roo (figura 6). En la región de Calakmul se ubican la Reserva de la biosfera Calakmul y las



**Figura 6.** Distribución actual del tapir en México. En el mapa de se indican las áreas de distribución potencial y verificada. En las de distribución potencial no hay registros recientes, pero existe el hábitat adecuado y hay registros históricos o bien son adyacente a regiones con tapires. En las áreas verificadas existen registros recientes (2010 a la fecha) de la especie.

**Áreas potenciales:** Chiapas: A) Reserva de la Biosfera Volcán Tacaná; Tabasco: B) Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla; C) Área de Protección de Flora y Fauna Laguna de Términos; Yucatán: D) Reserva de la Biosfera Los Pétenes. Veracruz: E) Tlaxicapan, Coatzacoahuas.

**Áreas verificadas:** Oaxaca: 1) Sierras del Norte de Oaxaca-Mixe; 2) Los Chimalapas; 3) Tuza de Monroy. Chiapas: 4) Reserva de la Biosfera El Ocote; 5) Reserva de la Biosfera La Sepultura; 6) Reserva de la Biosfera El Triunfo; 7) Reserva de la Biosfera Montes Azules; Reserva de la Biosfera Lacantun; Monumentos Naturales Bonampak y Yaxchilán; Campeche: 8) Reserva de la Biosfera Calakmul; 9) Reserva estatal Balam-Kú; 10) Reserva estatal Balam-Kin; Quintana Roo: 11) Área de Protección de Flora y Fauna Bala'an Ka'ax; 12) Área de Protección de Flora y Fauna Uaymil; 13) Reserva de la Biosfera Sian Ka'an; 14) Parque Nacional Arrecifes de Xcalak; 15) Área de Protección de flora y Fauna Yum Balam; Yucatan: 16) San Antonio Cumpich.

reservas estatales de Balamku y Balamkin, que cubren más de un millón de hectáreas de selva mediana con una abundante población de tapir (Carrillo-Reyna *et al.*, 2015 a, b; Pérez Cortes *et al.*, 2012). La región de Calakmul es adyacente a selvas bien conservadas en Guatemala y Belice, que en conjunto constituyen la extensión de selva más extensa al norte del Orinoco. Calakmul es adyacente al Área de Protección de Flora y Fauna Bala'an Ka'ax en Quintana Roo y la Sierrita de Ticul en Yucatán, que también tienen poblaciones de tapir.

Calakmul se conecta con la Reserva de la Biosfera Sian Ka'an en Quintana Roo, una extensa región con una buena población de tapir, a través de una serie de áreas de conservación voluntarias como las de los ejidos Caobas, Nuevo Becal y Laguna OM, y otras selvas ejidales fragmentadas (G. Ceballos, obs. pers). Otras regiones con posibles poblaciones de tapir en la Península son el Área de Protección de Flora y Fauna Yum Balam en el noroeste de Quintana Roo, y la Reserva de la Biosfera Los Petenes y la localidad de San Antonio Cumpich, ambas en Campeche (figura 6). Aunque no existen registros verificados recientes, es probable que existan pequeñas poblaciones aisladas de tapires en la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla y la zona fronteriza de Tabasco (Naranjo, 2009; Naranjo *et al.*, 2015).

### CONSERVACIÓN

Es importante enfatizar que México alberga cerca de 50% del total de la población global de tapir (Naranjo, 2009). Nuestras estimaciones sugieren que, las poblaciones de tapir están dispersas a lo largo de un hábitat potencial actual, el cual varía entre 87,286 y 130,531 km<sup>2</sup>, que corresponde a un rango del 5 - 7% del territorio nacional (INEGI, 2005). Es decir, la distribución histórica del tapir se ha visto notablemente reducida.

El tapir se encuentra protegido por una serie de grandes extensiones de reservas tropicales como las de la Selva Lacandona, Los Chimalapas y Calak-

mul que, si logran conservarse a largo plazo, tienen la posibilidad de mantener poblaciones de tapir y evitar su extinción en México. Además, la presencia de áreas adyacentes con diferente grado de perturbación humana, pueden considerarse como corredores biológicos conectando con otras selvas de interés estatal. Por tanto, los corredores biológicos son esenciales para mantener la conectividad entre hábitats y así evitar el aislamiento poblacional de las especies, además de que, se vuelve esencial desarrollar programas de manejo y conservación entre áreas naturales protegidas y no protegidas (por ejemplo: áreas privadas, ejidos forestales, unidades de manejo ambiental y unidades de manejo forestal) que favorezcan y garanticen la conservación del tapir y otras especies en peligro de extinción en el país. Es importante destacar que todas esas regiones enfrentan procesos de deterioro importantes, debido a la pérdida de hábitat, la fragmentación, la agricultura y la sobreexplotación. Por tanto, lo que ocurra en esas regiones en los siguientes 15 años definirá la permanencia o la extinción del tapir y muchas otras especies en México.

### AGRADECIMIENTOS

Queremos agradecer a Carlos Navarro, César Muñoz Ríos, Craig Ludwig, Diego Woolrich, Enrique Martínez Meyer, Epigmenio Cruz Aldán, Ernesto Eduardo Perera Trejo, Gerardo Carreón, Gonzalo Merediz Alonso, Hector Olguín, Heliot Zarza Villanueva, Kristof Zyskowski, Linda Gordon, Luis Canseco Márquez, Marco Antonio Lazcano, Mircea Hidalgo, Pablo Navarro, Rafael Reyna Hurtado, René Calderón Mandujano, Roberto Luna Reyes y Uri Omar García, por la información proporcionada para la elaboración de los modelos y la obtención de algunos registros.

### LITERATURA CITADA

Álvarez del Toro, M. 1991. *Los mamíferos de Chiapas*. Gobierno del estado de Chiapas, Tuxtla Gutiérrez.  
Arriaga, L., J. M. Espinoza, C. Aguilar, E. Martínez, L. Gó-

- mez y E. Loa. 2000. *Regiones terrestres prioritarias de México*. CONABIO, México.
- Bello, J. y S. Mandujano. 1994. Distribución y abundancia relativa de las especies del orden Artiodactyla en Los Tuxtlas, Veracruz, Pp 199-211, en: *Memorias del X Simposio sobre la Fauna Silvestre*, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Botello, F., J. Sánchez-Hernández, O. Hernández, D. Reyes-Chávez, y V. Sánchez-Cordero. 2014. Registros notables del tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*) en la Sierra Mixe, Oaxaca, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85:995-999.
- Brooks, D.M., R.E. Bodmer y S. Matola. 1997. *Tapires: Estudio de estado y plan de acción de conservación*. Tapir de la CSE / UICN grupo de especialistas. [http // tapirback.com/tapirgal/iucn-ssc/tsg/action97/cover.htm](http://tapirback.com/tapirgal/iucn-ssc/tsg/action97/cover.htm).
- Carbajal-Borges, J.P., O. Godínez-Gómez y E. Mendoza. 2014. Density, abundance and activity patterns of the endangered *Tapirus bairdii* in one of its last strongholds in southern Mexico. *Tropical Conservation Science*, 7: 100-114.
- Carrillo-Reyna, N., Reyna-Hurtado, R. y Schmook, B. 2015a. Abundancia relativa y selección de hábitat de *Tapirus bairdii* en las reservas de Calakmul y Balam Kú, Campeche, México. *Revista Mexicana de biodiversidad*, 86: 202-207.
- Carrillo Reyna, N.L., H. Weissenberger y R. Reyna-Hurtado. 2015b. Distribución potencial del tapir centroamericano en la península de Yucatán. *Therya*, 6: 575-596.
- Casellas, E. 2004. *El contexto arqueológico de la cabeza colosal olmeca número 7 de San Lorenzo, Veracruz, México*. Tesis de doctorado. Barcelona, 543:94.
- Ceballos, G. 2014. *Mammals of Mexico*. John Hopkins Press, Baltimore.
- Ceballos, G. y G. Oliva. 2005. *Los Mamíferos Silvestres de México*. CONABIO – Fondo de Cultura Económica, México.
- Citalán, J. E. B. y E. J. Naranjo 2001. Abundancia densidad y distribución de las poblaciones de ungulados en la Cuenca del Río Lacantún, Chiapas, México. *Revista Mexicana de Mastozoología (Nueva Época)*, 5: 45-57.
- CITES. 2015. Appendices I, II and III to the Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora. Publication Unit, U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Washington, DC.
- CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad). 1997. Provincias biogeográficas de México. Escala 1:4000000. Ciudad de México, México. <<http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/layouts/rbiog4mgw.gif>>.
- Cruz, E., I. Lira y I. Sánchez. 2004. Mammals of “La Sepultura” Biosphere Reserve, Chiapas, México. *Revista de biología tropical*, 52: 249-259.
- Delfín-Alfonso, C.A., A.H. Hernández-Huerta, S. Macías-Sánchez, A. González-Gallina y G. Alducin-Chávez. 2008. Adición a los registros de tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*) en Oaxaca, México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 79: 535-538.
- Emmons, L. H. y F. Feer. 1997. *Neotropical Rainforest Mammals: A Field Guide*. 2da edition. University of Chicago Press, Chicago.
- Espinoza Medinilla, E., E. Cruz, I. Lira. y I. Sánchez. 2004. Mamíferos de la reserva de la biosfera “La Sepultura”, Chiapas, México. *Revista de Biología Tropical*, 52: 249-259.
- Foerster, C.R. y C. Vaughan. 2002. Home range, habitat use, and activity of Baird’s Tapir in Costa Rica. *Biotropica*, 34: 423-437.
- Fragoso, J.M. V., K.M. Silvius y J.A. Correa. 2003. Long distance seed dispersal by tapirs increases seed survival and aggregates tropical trees. *Ecology*, 84: 1998-2006.
- García, M.J., E.P. Medici, E.J. Naranjo, W. Novarino, W y R. S. Leonardo. 2012. Distribution, habitat and adaptability of the genus *Tapirus*. *Integrative zoology*, 7: 346-355.
- Gaumer, G. F. 1917. *Monografía de los mamíferos de Yucatán*. Dept. de Talleres Gráficos de la Secretaría de Fomento, México, xii + 331 pp.
- González-Maya, J. F., L. Schipper y K. Rojas-Jiménez. 2009. Elevational distribution and abundance of Baird’s tapir (*Tapirus bairdii*) at different protection areas in Talamanca region of Costa Rica. *Tapir Conservation*, 18: 29-35.
- Goodwin, G.G. 1969. Mammals from the State of Oaxaca, Mexico in the American Museum of Natural History. *Bulletin of American Museum Natural History*, 141:1-269.
- Guevara-Chumacero, L.M., I.C. Rubio-Gutiérrez y C.A. Méndez. 2019. Synthesis and perspectives of bibliographic information on *Tapirella bairdii* in Mexico. *Therya*, 10: 395-408.
- Hall, E.R. y W.W. Dalquest. 1963. The mammals of Veracruz. *Uni. Kansas Publ Mus. Nat. Hist.*, vol., 14:165-362.
- Hanley, J.A., y B.J. McNeil. 1983. A method of comparing the areas under receiver operating characteristic curves derived from the same cases. *Radiology*, 148:839-843.
- Hernández, C.C., J.A. M. Acuña, M. G. Galván y D.M.G. Andrade. 2011. Abundancia relativa de tres ungulados en la Reserva de la Biosfera “La Sepultura” Chiapas, México. *Therya*, 2: 111-124.
- Hijmans, R.J., S.E. Cameron, J.L. Parra, P.G. Jones y A. Jarvis. 2005. Superficies climáticas interpoladas de muy alta resolución para áreas terrestres globales. *Revista Internacional de Climatología: Revista de la Real Sociedad Meteorológica*, 25: 15.
- INEGI. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. 2005. *Superficie continental e insular del territorio nacional*. <<http://mapserver.inegi.gob.mx/geografia/espanol/datosgeogra/extterri/frontera.cfm?s=geo&c=920>>.
- IUCN. 2021. *The IUCN Red List of Threatened Species*. [Internet], Version 2021-1. <<http://www.iucnredlist.org>>. Consultado en mayo de 2021.
- Lavariega, M.C., M. Briones-Salas y C. Rodríguez. 2013. Registro de tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*) con cámara

- ras-trampa en la Sierra Madre de Oaxaca, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 84: 1007-1011.
- Leopold, A.S. 1965. *Fauna silvestre de México: Aves y mamíferos de caza*. Instituto Mexicano de Recursos Naturales Renovables, México.
- Lira, T.I. y P.E. Naranjo. 2005. Ampliación del área de distribución de *Tapirus bairdii*, Gill 1865 (Perissodactyla: Tapiridae) en Oaxaca, México. *Acta Zoológica Mexicana*, 21: 107-110.
- Lira, T.I., L. Mora, M.A. Camacho, R.E. Galindo. 2005. Mastofauna del Cerro de la Tuza, Oaxaca. *Revista Mexicana de Mastozoología*, 9: 6-20.
- Lira, T.I., E. Naranjo, D. Hilliard, M.A. Camacho, A. De Villa y M.A. Reyes. 2006. Status and conservation of Baird's Tapir in Oaxaca, México. *Tapir Conservation. The Newsletter of the IUCN/SSC, Tapir Specialist Group*, 15: 21-27.
- Lira-Torres, I., M. Briones-Salas y G. Sánchez-Rojas. 2014. Abundancia relativa, estructura poblacional, preferencia de hábitat y patrones de actividad del tapir centroamericano *Tapirus bairdii* (Perissodactyla: Tapiridae), en la Selva de Los Chimalapas, Oaxaca, México. *Revista de Biología Tropical*, 62: 1407-1419.
- March, I. y E. Naranjo. 2005. *Tapirus bairdii* (Gill, 1985). *Los mamíferos silvestres de México*. Conabio - Fondo de Cultura Económica, 496-497.
- Mejía-Correa, S., A. Díaz-Martínez y R. Molina. 2014. Densidad y hábitos alimentarios de la danta *Tapirus bairdii* en el Parque Nacional Natural Los Katios, Colombia. *Tapir Conservation*, 23: 16-23.
- Mendoza, E., T.L. Fuller, H.A. Thomassen, W. Buermann, D. Ramírez-Mejía y T.B. Smith. 2013. A preliminary assessment of the effectiveness of the Mesoamerican Biological Corridor for protecting potential Baird's tapir (*Tapirus bairdii*) habitat in southern Mexico. *Integrative zoology*, 8: 35-47.
- Meyer, N., R. Moreno y P.A. Jansen. 2013. Distribution and conservation status of the Baird's tapir in Panama. *Tapir Conservation*, 20: 10-13.
- Naranjo, E.J. 2009. Ecología y conservación del tapir de Baird en México. *Tropical Conservation Science*, 2: 140-158.
- Naranjo, E. J. 2018. Baird's tapir ecology and conservation in Mexico revisited. *Tropical Conservation Science*, 11: 1-4.
- Naranjo, E. J. y C. Vaughan. 2000. Ampliación altitudinal del tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*). *Revista de Biología Tropical*, 48: 724-725.
- Naranjo, E.J. y E. Cruz. 1998. Ecología del tapir (*Tapirus bairdii*) en la Reserva de la Biosfera La Sepultura, Chiapas, México. *Acta Zoológica Mexicana*, 73: 111-125.
- Naranjo, E. J., S.A. Amador-Alcalá, F.A. Falconi-Briones, R.A. Reyna-Hurtado. 2015. Distribución, abundancia y amenazas a las poblaciones de Tapir de Baird (*Tapirus bairdii*) y pecarí de labios blancos (*Tayassu pecari*) en México. *Therya*, 6: 227-249.
- Navarro-López, D., T. Jiménez y J. Juárez. 1990. Los mamíferos de Quintana Roo. Diversidad Biológica de la Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an Quintana Roo, México. *Centro de Investigaciones de Quintana Roo*. México, 371-471.
- Nolasco, A.L., I. Lira y G. Ceballos. 2007. Ampliación del área de distribución histórica del tapir (*Tapirus bairdii*) en el Pacífico mexicano. *Revista Mexicana de Mastozoología*, 11: 91-94.
- Nolasco, M., C.L. Briones-Salas y C. Rodríguez. 2013. Registro de tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*) con cámaras-trampa en la sierra Madre de Oaxaca, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 3: 84.
- Norton, J.E. y M.V. Ashley. 2004b. Genetic variability and population differentiation in captive Baird's tapirs (*Tapirus bairdii*). *Zoo Biology*, 23: 521-53.
- Pérez-Cortez, S., P.L. Enríquez, D. Sima-Panti, R. Reyna-Hurtado y E.J. Naranjo. 2012. Influencia de la disponibilidad de agua en la presencia y abundancia de *Tapirus bairdii* en la selva de Calakmul, Campeche, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 83: 753-761.
- Phillips, S.J., R.P. Anderson y R.E. Schapire. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190: 231-259.
- Pozo-Montuy, G., A.A. Camargo-Sanabria, I. Cruz-Canuto, K. Leal-Aguilar y E. Mendoza. 2019. Análisis espacial y temporal de la estructura de la comunidad de mamíferos medianos y grandes de la Reserva de la Biosfera Selva El Ocote, en el sureste mexicano. *Revista mexicana de biodiversidad*, 90: 1-12.
- Reyes-Castillo, P. 1978. La fauna silvestre en el Plan Balancán-Tenosique. INIREB. *Biblioteca del Instituto de Ecología A.C. Xalapa, Veracruz, México*.
- Roviroso, J. N. 1885. Apuntes para la zoología de Tabasco, vertebrados observados en el territorio de Macuspana. *La Naturaleza*, 7: 345-389.
- Sánchez-Núñez, E., Nájera, H. E. O. y Nicolás, E. A. 2011. Abundancia y uso de hábitat del tapir (*Tapirus bairdii*) en Frontera Corozal, Selva Lacandona, Chiapas, México. *Tapir Conservation*, 20: 25-29.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2019. *Modificación al Anexo Normativo III, 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 (14 de noviembre de 2019).
- Sumichrast, F. 1881. Contribución a la historia natural de México. Notas acerca de una colección de reptiles y batracios de la parte occidental del istmo de Tehuantepec. *La Naturaleza* 5: 268-293.

### 3. EL ÚLTIMO DISPERSOR DE LAS GRANDES SEMILLAS

Georgina O'Farrill  
Sophie Calmé  
Andrew Gonzalez

#### RESUMEN

El tapir centroamericano es el mamífero terrestre más grande del Neotrópico que sobrevivió las extinciones del Pleistoceno. Debido a su tamaño, ámbito hogareño y patrones de movimiento, los tapires pueden tener una función única como dispersores de semillas grandes. Los tapires dispersan semillas grandes como las de *Maximiliana maripa* en Costa Rica y *Manilkara zapota* (zapote) en México. En la región de Calakmul, *Manilkara zapota* es una especie importante biológica y económicamente. Esta especie es consumida por numerosas especies de vertebrados de la zona, ninguna de las cuales actúa como dispersor de sus semillas. Estudios recientes reportaron semillas intactas de zapote en la excretas de tapir y demostraron que el tapir dispersa semillas viables de zapote a sitios favorables para su germinación y sobrevivencia. La dispersión de semillas a gran distancia puede disminuir si los cambios actuales en el uso del suelo y en el clima en la región de Calakmul causan cambios en los movimientos del tapir, en su comportamiento y en el descenso de sus poblaciones. La extinción del tapir podría resultar en la pérdida de una especie clave y debido a la ausencia de un claro remplazo, esto podría tener impactos significativos en la diversidad de la flora y fauna de la región. En el contexto del cambio global, son necesarios nuevos estudios sobre la interacción entre tapires, zapotes y otras especies de semillas grandes.

**Palabras clave:** Calakmul, dispersor, *Manilkara zapota*, megafauna, Pleistoceno

#### ABSTRACT

*The Baird's tapir is the largest terrestrial mammal in the Neotropics that survived the megafauna extinctions of the Pleistocene. Due to their body size, large home ranges and movement patterns, tapirs might*

*have a unique role as large seed dispersers. Tapirs disperse large seeds such as Maximiliana maripa in Costa Rica and Manilkara zapota (zapote) in Mexico. In the Calakmul Region, Manilkara zapota is an economically and biologically important plant species. It is consumed by numerous vertebrate species of the area, none of which act as seed dispersers. Recent studies reported intact zapote seeds in tapir dung, and demonstrated that tapirs disperse viable zapote seeds to favourable sites for seed germination and seedling survival. The long distance dispersal of zapote seeds by tapirs may decline if current changes in land use and climate in the Calakmul Region cause changes in tapir movement, behaviour and population decline. Tapir extinction would result in the loss of a key functional species, which, in the absence of an obvious replacement, could have significant impacts on the region's plant and animal diversity. The interaction between tapirs, zapotes and other large seeded plants in the context of environmental change is in urgent need of further study.*

**Key words:** Baird's tapir, Calakmul, Manilkara zapota, disperser, megafauna, Pleistocene

## INTRODUCCIÓN

Los mamíferos son pieza clave en los ecosistemas, ya sea como forrajeros, depredadores o dispersores de semillas. La plasticidad evolutiva que les ha llevado a ocupar un sinnúmero de nichos ecológicos ha permitido que tengan importantes y a veces irremplazables funciones en el ecosistema (Mcconkey y O'Farrill, 2015). En particular, los mamíferos grandes tienen funciones que pudieran ser únicas, debido a la poca diversidad y abundancia de estas especies después de las grandes extinciones de la megafauna del Pleistoceno. Especialmente en el Neotrópico, la función de los grandes mamíferos como dispersores de semillas parece evidente, aunque en la mayoría de los casos no existen reportes claros sobre esta función.

Este capítulo se enfoca en la función del tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*) en el ecosistema. La literatura presenta una controversia en cuanto a la definición del tapir como depredador o dispersor, especialmente para semillas grandes como las de *Manilkara zapota*. Si bien no es necesario encasillar al tapir como un dispersor de todas las especies que consume, es importante delimitar su función con respecto a las semillas grandes que sólo él pudiera dispersar. Es necesario conocer el futuro de las plantas con semillas grandes si las poblaciones de sus dispersores disminuyen o se extinguen, en particular cuando sus dispersores son mamíferos grandes en peligro de extinción como el tapir.

El tapir habita en lugares sujetos a rápidos cambios en el uso del suelo y, en algunas partes de su área de distribución, en zonas que están sometidas a fuertes influencias por el cambio climático; tal es el caso de la península de Yucatán. Una modificación en los movimientos del tapir como consecuencia del cambio global puede provocar cambios importantes en su función como dispersor de semillas y consecuentemente en el ecosistema.

## IMPORTANCIA DE LA DISPERSIÓN DE SEMILLAS EN LOS TRÓPICOS

La dispersión de semillas es un proceso esencial en la reproducción de las plantas y es una fase crítica de su historia de vida (Schupp, 1993; Nathan y Muller-Landau, 2000). Muchas especies de plantas tropicales producen frutos que están adaptados para el consumo animal y dependen de sus consumidores para su reproducción exitosa (Janzen, 1986; Janzen, 1970; Andresen, 2000; Andresen, 2003). En los trópicos, los vertebrados dispersan hasta 90% de las especies de árboles (Godoy y Jordano, 2001; Stoner *et al.*, 2007) e influyen en la distribución espacial de las especies

(Andresen, 2000; Condit *et al.*, 2000; Westcott *et al.*, 2005). Para aquellas plantas con frutos carnosos adaptadas para la endozoocoria (semillas dispersadas dentro del cuerpo de un animal), la distribución de las semillas y plántulas es el resultado del movimiento y comportamiento de forrajeo de los animales que las consumen (Janzen, 1983; Janzen, 1970; Westcott *et al.*, 2005). El éxito de los dispersores depende de la cantidad de semillas dispersadas y de la calidad de esta dispersión, es decir, de la probabilidad de que una semilla dispersada pueda producir un nuevo adulto (Schupp, 1993; Chambers y MacMahon, 1994). Por lo tanto, el éxito de la dispersión depende en gran medida de las características de los sitios de deposición de las semillas. Los frugívoros aumentan la sobrevivencia de las semillas mediante la reducción de la competencia entre las plántulas y las plantas madre (Quiroga-Castro y Roldan, 2001); por lo tanto, la distancia de dispersión es un factor crítico. Qué tan lejos una semilla es dispersada depende del movimiento del dispersor mientras retiene la semilla en su sistema digestivo (Janzen, 1983; Stoner *et al.*, 2007; Bueno *et al.*, 2013).

Pese a la importancia de la dispersión de semillas en los trópicos, aún se requiere mucha información sobre este importante proceso. El estudio de la dispersión de semillas es difícil, especialmente cuando se estudian animales con ambientes hogareños grandes. Casi toda la información existente se enfoca en la dispersión sobre distancias cortas, principalmente por la dificultad de detectar eventos de dispersión a gran escala (He *et al.*, 2004). Además, hasta hace poco, los estudios de dispersión de semillas sólo se enfocaban en el movimiento de semillas y no se documentaba el manejo de las semillas ni su deposición en sitios favorables para su sobrevivencia y crecimiento (Stoner *et al.*, 2007; Capece *et al.*, 2012; Bueno *et al.*, 2013).

## REMINISCENCIA DEL PLEISTOCENO

Después de las grandes extinciones de la megafauna del Pleistoceno tardío, en Asia sólo sobrevivieron especies como el elefante, los rinocerontes y una especie de tapir (Corlett, 2006). En el Neotrópico, los tapires son los únicos sobrevivientes del Pleistoceno (Janzen, 1982b; Brooks *et al.*, 1997; Fragoso y Huffman, 2000). Existen pocos estudios sobre las funciones de la megafauna actual, aunque hay evidencias sobre su importancia como dispersores de semillas y en la dinámica de las plantas del sotobosque (Corlett, 2006; Bueno *et al.*, 2013).

En Mesoamérica, el tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*) es el único representante de la megafauna del Pleistoceno; hoy día es el mamífero neotropical terrestre más grande en esta región. Janzen y Martin (1982) sugirieron que durante el Pleistoceno las especies de megafauna de Centroamérica mantenían relaciones biológicas únicas con las plantas que ingerían. Esta relación ecológica única entre grandes mamíferos y plantas ha sido corroborada con observaciones de campo en África y Asia (Chapman *et al.*, 1992; Dinerstein y Wemmer, 1988). Sin embargo, la estrecha relación entre el tapir y algunas especies de plantas es controversial pese a su posible importancia como único dispersor de especies con semillas grandes. Es probable que el tapir sea el único dispersor potencial de semillas grandes que fueron una vez dispersadas por la megafauna ahora extinta (Janzen, 1982b; O'Farrill *et al.*, 2012, 2013).

## ¿DISPERSOR O DEPREDADOR?

Los tapires son herbívoros estrictos que se comportan a la vez como ramoneadores, forrajeros y frugívoros (Brooks *et al.*, 1997; Padilla y Dowler, 1994; Foerster y Vaughan, 2002; O'Farrill *et al.*,

2012, 2013). Los tapires pueden ser importantes dispersores o depredadores, ya que los frutos son un elemento importante en su dieta. Por ejemplo, en Costa Rica, por lo menos 23 especies de frutos formaron parte de la dieta del tapir centroamericano (Naranjo, 1995) y, en Chiapas, se encontraron 21 géneros de semillas en las excretas de tapir (Naranjo y Cruz, 1998). Sin embargo, la función de los tapires en el ecosistema es controversial, ya que han sido descritos como importantes dispersores, así como depredadores de semillas de varias especies de plantas (Janzen y Martin, 1982; Naranjo, 1995; Naranjo y Cruz, 1998; Foerster y Vaughan, 2002; Tobler, 2002; Fragoso *et al.*, 2003; O'Farrill *et al.*, 2012, 2013). Con base en los análisis de excretas, en el cuadro 1 se observan las especies de plantas reportadas como dispersadas o depredadas por el tapir centroamericano. La posible función del tapir como dispersor efectivo o depredador de algunas especies de plantas está íntimamente relacionada con el manejo que le da a las semillas (consumo y digestión) y con

los sitios de deposición, los cuales dependen del uso del hábitat y características de defecación.

Dependiendo del manejo que le da a las semillas, el tapir puede actuar como dispersor eficiente al tragar y defecar semillas enteras o al consumir frutos grandes y escupir las semillas (Brooks *et al.*, 1997; Bueno *et al.*, 2013). Por otro lado, su función como depredador es debido al rompimiento de las semillas al masticarlas, por la digestión de las semillas o por el tiempo de retención de las mismas en el tracto digestivo (Brooks *et al.*, 1997; Tobler *et al.*, 2010). La depredación o dispersión de las semillas depende en gran medida del tamaño. Los tapires pueden ingerir desde semillas pequeñas, como las de higos y bayas, hasta algunos frutos grandes como el jícaro (*Crescentia alata*), los cuales pueden alcanzar 12 cm de diámetro (Brooks *et al.*, 1997; O'Farrill *et al.*, 2010). Aunque existen reportes que indican que las semillas de más de 2 cm son generalmente masticadas o escupidas (Janzen, 1982b; Bodmer, 1991), se encontraron semillas intactas de *Spon-*

Cuadro 1. Relación de especies vegetales encontradas en las excretas del tapir centroamericano y estado de las semillas encontradas.

El porcentaje representa la proporción de semillas intactas encontradas en la excreta

Especie	Especie encontrada en excreta*	Semillas depredadas	Semillas viables o intactas	Localidad del estudio	Referencias
<i>4 sp. helechos</i>	✓			Costa Rica	Tobler (2002), Williams (1984)
<i>Acacia milleriana</i>			✓	México (Chiapas)	Cruz (2001)
<i>Acrocomia vinifera</i>	✓	?	?	No reportada	Brooks <i>et al.</i> (1997)
<i>Alibertia edulis</i>			✓	Costa Rica	Williams (1984)
<i>Amaranthus sp.</i>	✓	?	?	México (Chiapas)	Naranjo y Cruz (1998)
<i>Anacardium occidentale</i>			✓	No reportada	Brooks <i>et al.</i> (1997)
<i>Ardisia revoluta</i>			✓	Costa Rica	Williams (1984)
<i>Astrocaryum standleyanum</i>		✓			Brooks <i>et al.</i> (1997)
<i>Averrhoa carambola</i>			✓	Costa Rica	Williams (1984) - 100%
<i>Bactris balanoidea</i>		✓	✓	Costa Rica	Naranjo (1995), Brooks <i>et al.</i> (1997)
<i>Bactris gasipaes</i>		✓		Costa Rica	Naranjo (1995)
<i>Bauhinia unguolata</i>		✓		No reportada	Brooks <i>et al.</i> (1997)
<i>Bromelia karatas</i>			✓	No reportada	Brooks <i>et al.</i> (1997)

Cuadro 1. [continúa]

Especie	Especie encontrada en excreta*	Semillas depredadas	Semillas viables o intactas	Localidad del estudio	Referencias
<i>Bromelia pinguin</i>			✓	Costa Rica	Williams (1984)
<i>Brosimum alicastrum</i>		✓	✓	Costa Rica	Janzen (1982), Olmos (1997)
<i>Brosimum</i> sp.	✓	?	?	México (Chiapas)	Naranjo y Cruz (1998)
<i>Bursera simaruba</i>			✓	Costa Rica	Janzen (1982)
<i>Caesalpina coriari</i>			✓	Costa Rica	Williams (1984)
<i>Cassia emarginata</i>		✓	✓	Costa Rica	Janzen (1981) - 100%, Williams (1984) - 33-60%
<i>Chenopodium</i> sp.	✓	?	?	México (Chiapas)	Naranjo y Cruz (1998)
<i>Chusquea</i> spp.	✓	?	?	Costa Rica	Tobler (2002),
<i>Citurs aurantium</i>			✓	Costa Rica	Naranjo (1995)
<i>Cochlospermac</i> sp.			✓	Costa Rica	Williams (1984) - 17.5%
<i>Cochlospermum vitifolium</i>		✓		Costa Rica	Janzen (1982)
<i>Cordia guanacastensis</i>			✓	Costa Rica	Williams (1984)
<i>Crescentia alata</i>			✓	Costa Rica	Williams (1984)
<i>Enterolobium cyclocarpum</i>		✓	✓	Costa Rica	Janzen (1981) - 78%, Williams (1984) - 100%
<i>Epiphyllum</i> sp.	✓	?	?	México (Chiapas)	Naranjo y Cruz (1998)
<i>Ficus costaricana</i>			✓	Costa Rica	Naranjo (1995)
<i>Ficus insipida</i>	✓			Costa Rica	Janzen (1982)
<i>Ficus</i> sp.			✓	México (Chiapas), Costa Rica	Naranjo y Cruz (1998), Cruz (2001), Naranjo (1995)
<i>Genipa amencana</i>			✓	No reportada	Brooks <i>et al.</i> (1997)
<i>Geonoma hoffmanniana</i>	✓	?	?	Costa Rica	Tobler (2002),
<i>Guazuma ulmifolia</i>	✓			No reportada	Brooks <i>et al.</i> (1997)
<i>Guettarda macrosperma</i>			✓	No reportada	Brooks <i>et al.</i> (1997)
<i>Hymenaea courbaril</i>		✓	✓	Costa Rica	Janzen (1982)
<i>Ilex pallida</i>	✓	?	?	Costa Rica	Tobler (2002)
<i>Ilex</i> sp.	✓	?	?	México (Chiapas)	Naranjo y Cruz (1998)
<i>Inga vera</i>		✓		No reportada	Brooks <i>et al.</i> (1997)
<i>Justicia</i> sp.	✓	?	?	México (Chiapas)	Naranjo y Cruz (1998)
<i>Karwinskia calderoni</i>			✓	Costa Rica	Williams (1984)
<i>Lasiacis</i> sp.	✓	?	?	México (Chiapas)	Lira <i>et al.</i> (2004)
<i>Luehea candida</i>	✓	?	?	México (Chiapas)	Lira <i>et al.</i> (2004)
<i>Macleania</i> sp.	✓	?	?	Costa Rica	Tobler (2002)
<i>Manilkara</i> sp.	✓	?	?	México (Chiapas)	Naranjo y Cruz (1998)
<i>Manilkara zapota</i>		✓	✓	Costa Rica, México (Calakmul)	Janzen (1982), O'Farrill <i>et al.</i> (2006)
<i>Margaritaria nobilis</i>			✓	Costa Rica	Williams (1984) - 22%
<i>Mastichodendrum capiri</i>		✓		Costa Rica	Janzen (1982)
<i>Musa paradisiaca</i>			✓	Costa Rica	Janzen (1982)- 100%

Cuadro 1. [termina]

Especie	Especie encontrada en excreta*	Semillas depredadas	Semillas viables o intactas	Localidad del estudio	Referencias
<i>Nectandra coriacea</i>	✓	?	?	México (Chiapas)	Lira et al.(2004)
<i>Panicum</i> sp.	✓	?	?	México (Chiapas)	Naranjo y Cruz (1998)
<i>Phoebe</i> sp.	✓	?	?	México (Chiapas)	Naranjo y Cruz (1998)
<i>Physalis</i> sp.	✓	?	?	México (Chiapas)	Naranjo y Cruz (1998)
<i>Phytolacca</i> sp.	✓	?	?	México (Chiapas)	Naranjo y Cruz (1998)
<i>Pithecelobium saman</i>	✓		✓	Costa Rica, México (Chiapas)	Williams (1984), Cruz (2001)
<i>Polygonum</i> sp.	✓	?	?	México (Chiapas), Costa Rica	Naranjo y Cruz (1998), Tobler (2002)
<i>Pouteria</i> sp.	✓			No reportada	Brooks et al. (1997)
<i>Prosopis juliflora</i>			✓	Costa Rica	Williams (1984)
<i>Psidium guajava</i>			✓	Costa Rica	Naranjo (1995)
<i>Psychotria trichotoa</i>		✓		No reportada	Brooks et al. (1997)
<i>Psychotria microdon</i>			✓	Costa Rica	Williams (1984)
<i>Psychotria nervosa</i>		✓		Costa Rica	Williams (1984)
<i>Psychotria</i> sp.	✓	✓		México (Chiapas), Costa Rica	Lira et al. (2004), Naranjo (1995)
<i>Quercus copeyensis</i>	✓	?	?	Costa Rica	Tobler (2002)
<i>Quercus costaricensis</i>	✓	?	?	Costa Rica	Tobler (2002)
<i>Quercus oleoides</i>		✓	✓	Costa Rica	Janzen (1982), Brooks et al. (1997)
<i>Quercus</i> sp.	✓	?	✓	México (Chiapas)	Naranjo y Cruz (1998), Cruz (2001), Lira et al. (2004)
<i>Randia armata</i>		✓		Costa Rica	Naranjo (1995)
<i>Randia echinocarpa</i>			✓	No reportada	Brooks et al. (1997) - 20%
<i>Randia</i> sp.	✓	?	?	México (Chiapas)	Naranjo y Cruz (1998)
<i>Raphia taedigera</i>			✓	Costa Rica	Janzen (1982) - 88%
<i>Scheelea rostrata</i>			✓	Costa Rica	Williams (1984)
<i>Spondias mombim</i>			✓	Costa Rica, Mexico (Chiapas)	Williams (1984) - 100%, Naranjo (1995), Cruz (2001)
<i>Spondias purpurea</i>			✓	Costa Rica	Williams (1984) - 100%
<i>Spondias radlkoferi</i>			✓	Costa Rica	Williams (1984) - 100%
<i>Spondias</i> sp.	✓	?	?	México (Chiapas)	Naranjo y Cruz (1998)
<i>Symponia globulifera</i>		✓		Costa Rica	Williams (1984)
<i>Trema</i> sp.	✓	?	?	México (Chiapas)	Naranjo y Cruz (1998)
<i>Vaccinium consanguineum</i>	✓	?	?	Costa Rica	Tobler (2002),
<i>Virola</i> sp.			✓	Costa Rica	Williams (1984)
<i>Vitis</i> sp.	✓	?	?	México (Chiapas)	Naranjo y Cruz (1998)
<i>Ziziphus guatemalensis</i>			✓	Costa Rica	Williams (1984)

\* Las semillas o frutos de estas especies únicamente fueron reportadas en la excreta y el estado de las semillas es incierto.

*dias mombin* (2-3 cm) y de *Virola oleifera* (2.2-2.4 cm) en las excretas de tapir (Williams, 1984; Rodrigues *et al.*, 1993; Hibert *et al.*, 2011). Janzen (1981) reportó que existía una relación entre el tamaño de las partículas ingeridas por el tapir y su tiempo de retención en el estómago y en el colon: entre más grande la partícula, mayor el tiempo de retención. Este tiempo de retención de las semillas en el sistema digestivo influye en la sombra de la semillas (patrón de distribución con respecto a la planta madre), ya que las semillas son movidas a grandes distancias (Janzen, 1981).

Las características de uso de hábitat y defecación, así como su gran ámbito hogareño, hacen del tapir un dispersor potencial de aquellas semillas que logran sobrevivir a la masticación y a su tracto digestivo. En el Parque Corcovado, Costa Rica, los tapires tienen un ámbito hogareño de alrededor de 1.25 km<sup>2</sup> (Foerster y Vaughan, 2002), lo cual los hace potenciales dispersores de gran distancia. En la región de Calakmul se estima que los tapires se mueven entre 5-10 km por día (Reyna-Hurtado *et al.*, 2016).

En la región de Calakmul se ha observado cómo los movimientos del tapir están determinados principalmente por la disponibilidad de frutos maduros y agua (O'Farrill *et al.*, 2010). En consecuencia, los tapires defecan tanto en el agua, en la orilla de arroyos y aguadas (Naranjo, 1995; Brook *et al.*, 1997), como en partes del bosque nunca alcanzadas por el agua (O'Farrill, *et al.*, 2006) y acumulan excretas en lugares específicos llamados letrinas (Naranjo, 1995; Fragoso y Huffman, 2000; O'Farrill *et al.*, 2010, 2011). Este movimiento entre estos dos tipos de hábitat (bosques no inundables y aguadas o arroyos) y la deposición de excretas en letrinas son características importantes del comportamiento de esta especie que influyen directamente en su función como dispersor de semillas a diferentes escalas (figura 1).

Localmente el tapir deposita las semillas en una gran cantidad de excretas que son sitios

ricos en nutrientes (Chambers y MacMahon, 1994); además transporta semillas en grandes cantidades y a gran distancia debido a su gran ámbito hogareño (Fragoso, 1997; 2005; Reyna *et al.*, 2016), una característica única del tapir dado su tamaño. Esto facilita la sobrevivencia de las plántulas de semillas dispersadas, al reducir la competencia directa con el árbol madre y al disminuir la densidad de semillas cerca del árbol y, por lo tanto, la depredación por efecto de densidad (Janzen, 1970; Fragoso *et al.*, 2003; Muller-Landau y Hardesty, 2005). Por ejemplo, Fragoso *et al.* (2003) encontraron endocarpios recientemente germinados de *Maximiliana maripa* en mayores cantidades en letrinas de tapir de tierras bajas que cerca de los árboles padres.

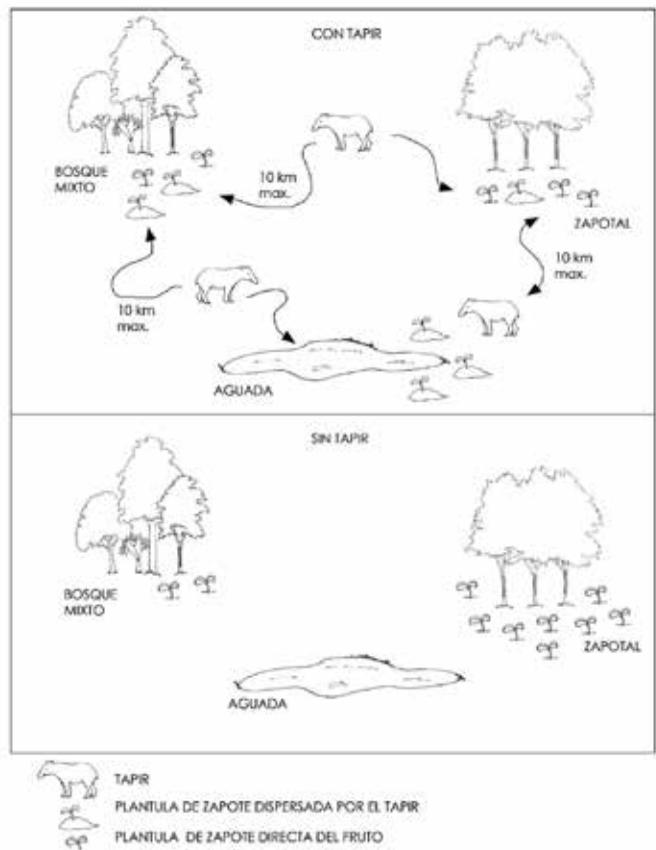


Figura 1. Esquema que muestra la dispersión de semillas de zapote realizada por el tapir en el ecosistema.

Asimismo, la mortalidad en las letrinas de tapir causada por escarabajos fue mucho menor que cerca de los árboles padres. Esto comprueba que el tapir no sólo influye en la dispersión de semillas al mover semillas intactas, sino que puede aumentar sus probabilidades de sobrevivencia al transportar semillas a sitios favorables.

Como hemos mencionado anteriormente, el tapir presenta características únicas como su gran tamaño y ámbito hogareño. Dichas características no son compartidas con ninguna otra especie en su rango de distribución, por lo que su función como dispersor de semillas grandes puede ser única (O’Farrill *et al.*, 2012, 2013). En Costa Rica se ha reconocido al tapir como un dispersor eficiente de semillas grandes de las palmas *Mauritia flexuosa* y *Maximiliana maripa* (Bodmer, 1991; Frago y Huffman, 2000). Sin embargo, es necesario seguir investigando si el tapir es dispersor de otras especies con semillas grandes, ya que su dinámica poblacional y distribución podrían estar estrechamente relacionadas con el destino del tapir (Bueno *et al.*, 2013).

Aún es incierto hasta qué grado el tapir puede ser clasificado consistentemente como depredador



Figura 2. Excreta de tapir con plántulas de zapote. Fotografía tomada en el ejido Nuevo Becal.

o dispersor de algunas especies (O’Farrill *et al.*, 2013). Por ejemplo, Janzen (1981) reportó que 100% de las semillas de carao (*Cassia emarginata*) fueron depredadas durante el proceso de la ingestión y digestión por tapir, pese a la dureza de su testa, mientras que Williams (1984) encontró semillas vivas de la misma especie en excretas de tapir. Otro ejemplo son las semillas de *Manilkara zapota* (zapote), las cuales fueron reportadas como depredadas por el tapir en Costa Rica (Janzen, 1982a; Williams, 1984) y como una especie dispersada por el tapir en la región de Calakmul en México (O’Farrill *et al.*, 2006, 2011, 2013; figura 2).

### EL TAPIR Y EL ZAPOTE: UNA INTERACCIÓN ESTRECHA

*Manilkara zapota* es comúnmente conocida en México como zapote, chicle y chicozapote (Morton, 1987; Pennington, 1990). Esta especie se encuentra en las costas del Pacífico y del golfo de México, especialmente en la península de Yucatán, así como en Guatemala, norte de Belice y en el bosque de la costa atlántica de Nicaragua (Morton, 1987). En estos lugares, el zapote es una de las especies dominantes del dosel de las selvas altas y de la selva mediana subperennifolia, ya que alcanza hasta los 45 m de altura (Pennington, 1990; Cruz-Rodríguez y López-Mata, 2004). También se puede encontrar en las selvas bajas inundables de la península de Yucatán y norte de Guatemala (Schulze y Whitacre, 1999; Martínez y Galindo-Leal, 2002). Aunque difieren morfológicamente, estudios genéticos no muestran diferencias genéticas entre los árboles de bosques inundables y no inundables (Heaton *et al.*, 1999). En todos los tipos de bosque donde se distribuye, el zapote es característico de las fases sucesionales tardías, debido a que exhibe un crecimiento lento (Morton, 1987; Pennington, 1990). Localmente puede ser abundante, parti-

cularmente en la península de Yucatán (Martínez y Galindo-Leal, 2002), y se encuentra en parches de alta densidad llamados localmente zapotales.

Los frutos del zapote varían entre 5 y 10 cm de ancho y son suaves y jugosos cuando están maduros, características que los hacen atractivos para los animales (figura 3). La literatura reporta la presencia de 3 a 12 semillas por fruto (Morton, 1987; Pennington, 1990; Heaton *et al.*, 1999); sin embargo, observaciones en el campo en la región de Calakmul indican que los frutos presentan un promedio de 2 semillas por fruto (O'Farrill *et al.*, 2011). El tamaño promedio de las semillas en Calakmul es de 1.99-0.26 cm de largo, 1.13-0.26 cm ancho y 0.62-0.17 cm de espesor (O'Farrill *et al.*, 2011). Aunque existen dos épocas principales de fructificación del zapote, una en la época de secas y otra en la época de lluvias, existen fuertes variaciones entre años y sitios, al menos en la región de Calakmul (Weber, 2005; Rivera y Calmé, 2006; Reyna-Hurtado, 2007).

Además de su importancia económica por la producción de chicle natural (Pennington, 1990), el zapote es un elemento clave en la dieta de varios vertebrados en la región de Calakmul (Reyna-Hurtado, 2007; Rivera y Calmé, 2006; Weber, 2005). Con base en análisis de muestras fecales, el zapote había sido reportado previamente como parte de

la dieta del tapir centroamericano en México (Naranjo y Cruz, 1998). Sin embargo, el estado de las semillas y sus probabilidades de germinación y sobrevivencia, así como las características de los sitios de deposición, solo han sido investigados recientemente (O'Farrill *et al.*, 2011, 2012).

Los frutos grandes y dulces del zapote parecen haber evolucionado para aumentar la dispersión de semillas por mamíferos grandes. Y aunque observaciones previas sugieren que las semillas de zapote son demasiado grandes y débiles para soportar la acción molar del tapir (Janzen, 1982a; Williams, 1984), se encontraron semillas intactas y plántulas de zapote en sus excretas (O'Farrill *et al.*, 2006).

En la región de Calakmul, del 2005 al 2008, de un total de 345 excretas recolectadas, 53% contenía semillas intactas o plántulas de zapote. Por otro lado, se cuantificaron las semillas intactas y depredadas en 164 excretas y se encontró que 54% de las semillas estaba intacto, mientras el restante 46% estaba depredado (O'Farrill *et al.*, 2006). Estos datos demuestran que el tapir actúa como dispersor de semillas (figura 4). Además, datos recientes muestran que las semillas encontradas en las excretas de tapir son viables y tienen un éxito de germinación similar a las semillas recolectadas de frutos (O'Farrill *et al.*, 2012). Sin embargo, existe una diferencia notable entre las semillas



Figura 3. Flor y fruto de *Manilkara zapota*. Fotografía tomada en el ejido Nuevo Becal.

procedentes de los frutos y aquellas consumidas por el tapir, además del tratamiento químico. Las semillas consumidas por el tapir son transportadas a grandes distancias de los árboles madre y depositadas en lugares favorables para su germinación y sobrevivencia. Janzen (1982a) reportó que las semillas de zapote transitan por el tracto digestivo del tapir de cuatro a 23 días, lo que puede facilitar su transporte a grandes distancias.

Si bien existen ventajas para las semillas al ser dispersadas lejos del árbol madre, su éxito de germinación y sobrevivencia está determinado en gran medida por los sitios de deposición. Como se mencionó previamente, los tapires se mueven en el bosque principalmente en busca de agua y alimento (Foerster y Vaughan, 2002). En la región de Calakmul, se encontró que un mayor número de semillas de zapote germinan cuando son depositadas cerca de las aguadas (31%) en lugar de en zonas no inundables (28%), esto probablemente porque estos sitios presentan características (menor cobertura del dosel, mayor humedad del suelo en algunas épocas del año) que facilitan la germinación y la sobrevivencia de las plántulas. Aunque la diferencia entre estos porcentajes no es significativa estadísticamente, es importante reconocer la importancia biológica que estas



Figura 4. Excreta de tapir con semilla de zapote germinando. Fotografía tomada en el ejido

diferencias pudieran tener. Sin embargo, la gran variabilidad del éxito de germinación encontrado en varias aguadas como en varios zapotales podría tener importantes implicaciones para la regeneración del zapote en la región de Calakmul y demuestra la relevancia del estudio de los sitios de deposición en la dispersión de semillas (O'Farrill *et al.*, 2011, 2012).

### EL TAPIR: ÚNICO DISPERSOR DEL ZAPOTE

*Manilkara zapota* ha sido reportada como alimento preferido del temazate rojo (*Mazama pandora*), del temazate café (*Mazama americana*), del venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*; Weber, 2005) y del mono aullador (*Alouatta pigra*; Rivera y Calmé, 2006). Observaciones anecdóticas indican que el mono araña, tepezcuintles, pecaríes, murciélagos y varias especies de aves también consumen los frutos de zapote. El consumo de esta especie por numerosas especies de vertebrados en la zona la hacen un potencial recurso clave (Weber, 2005). Sin embargo, se ha reportado que los venados (Weber, 2005), el pavo ocelado y los roedores grandes, así como los pecaríes (Reyna-Hurtado *et al.*, 2015) depredan las semillas, mientras que la función de otras especies como los monos aulladores es incierta (Anzures-Dada *et al.*, 2011). Dadas estas observaciones, el tapir es la única especie que hasta la fecha se conoce como dispersor y dispersor a gran escala de las semillas del zapote.

### EL TAPIR, EL ZAPOTE Y EL CAMBIO CLIMÁTICO

Los tapires consumen frutos de zapote e ingieren las semillas, de las cuales, más de la mitad pasan intactas y viables a través de su tracto digestivo.

Esto puede indicar que los tapires son importantes dispersores y que facilitan el establecimiento de nuevas poblaciones de zapote. Sin embargo, esta relación única entre el tapir y el zapote puede estar amenazada por el acelerado cambio climático que ocurre actualmente en la región de Calakmul.

La estación meteorológica localizada en Zoh Laguna ha documentado un descenso en la precipitación anual, así como cambios en el patrón de lluvias, lo que sugiere que esta zona está sufriendo una sequía gradual (Martínez y Galindo-Leal, 2002). El cambio climático en la zona puede estar provocando cambios en las épocas de fructificación del zapote y en la cantidad de agua en las aguadas durante la época de secas. Una modificación en estos recursos fundamentales para el tapir puede ocasionar un cambio en los patrones de movimiento. Esto resultaría en un cambio en el consumo de frutos de zapote o en la deposición de semillas en sitios no favorables (como son zonas de agricultura o en el centro de las aguadas secas). Por otro lado, los tapires podrían aumentar el consumo de frutos de zapote (para cubrir sus requerimientos de agua), lo que puede crear agregaciones en grandes densidades en las excretas y por lo tanto un aumento en la competencia entre plántulas, con un subsecuente efecto en la depredación por herbívoros (Chambers y MacMahon, 1994).

Se sabe que si la precipitación disminuye y la estación de secas es más prolongada, la dispersión de semillas por animales se vuelve menos común y la dispersión de semillas por viento aumenta (Mueller-Landau y Hardesty, 2005). Esto podría ser una consecuencia de la desaparición de los mamíferos grandes, a pesar de que se ha sugerido que en los bosques tropicales africanos las aves grandes podrían asumir el mismo papel (Sekercioglu, 2006). Sin embargo, en la región de Calakmul y para semillas grandes como las del zapote, cuya dispersión por el viento es im-

posible debido a su tamaño, parece no haber especies con una función redundante a la del tapir.

Si las poblaciones de zapote disminuyen debido a una reducción en el reclutamiento y la distribución como consecuencia de la limitación de dispersión, una cascada de efectos podría surgir. En primer lugar, la estructura del bosque se vería seriamente afectada (Weterings *et al.*, 2008). En segundo lugar, se podría presentar un efecto en las poblaciones de vertebrados e invertebrados que dependen de los frutos de zapote o de las plántulas como elementos clave de su dieta. Se ha sugerido que en bosques tropicales estacionales como los de la región de Calakmul, sólo unas pocas especies vegetales proveen recursos fundamentales (frutos) para mantener a las especies animales durante la época de secas (Terborgh, 1986); este puede ser el caso del zapote.

Las poblaciones de tapir están disminuyendo debido a la destrucción de su hábitat y a la cacería (Brooks *et al.*, 1997) por lo que es importante reconocer la función del último sobreviviente de la megafauna neotropical del Pleistoceno. En Camerún se ha observado que la extirpación de los elefantes causó un cambio en la composición de los bosques (Maisels *et al.*, 2001); en Australia se ha observado que la distribución limitada de las cicadas puede estar relacionada con la pérdida de sus dispersores (Snow y Walter, 2007). Por ello es necesario identificar las posibles consecuencias ecológicas de la extinción de los tapires o la continua reducción en sus poblaciones.

## CONCLUSIÓN

La deposición de semillas en sitios favorables para su germinación y crecimiento determina la función efectiva de los dispersores, ya que permite el establecimiento de nuevos individuos. Si una semilla viable es transportada a sitios no favorables para su crecimiento y establecimiento,

no se produce un nuevo adulto, por lo que el proceso de la dispersión está inconcluso. Todo parece indicar que los tapires juegan un papel importante en la dinámica de los bosques tropicales a través de la herbivoría y la dispersión de semillas (Naranjo y Bodmer, 2002) y en especial en la dispersión de semillas grandes a extensas distancias, la cual es una función que posiblemente sólo esta especie puede llevar a cabo (O'Farrill *et al.*, 2006, 2011, 2012). En la región de Calakmul, los tapires actúan, al parecer, como importantes y posiblemente únicos dispersores a gran distancia de las semillas de zapote y es posible que tengan la misma función con respecto a otras semillas grandes. Puesto que el tapir centroamericano está catalogado como una especie en peligro de extinción en nuestro país, urge determinar su función en el ecosistema.

México tiene una de las pocas especies de la megafauna sobreviviente del Pleistoceno en el mundo; sería una gran pérdida que esta especie se extinga sin que sepamos su función en el ecosistema y más aún sin conocer los impactos que su extinción pudiera provocar. Estamos aún a tiempo de conservar esta especie en nuestro país y con ello conservar su función como dispersor de semillas grandes, como las del árbol del zapote. El zapote es una especie de gran importancia económica, cultural y biológica en la región, por lo que una disminución en sus poblaciones a consecuencia de la pérdida de su único dispersor podría tener repercusiones negativas en la fauna de la zona (Weterings *et al.*, 2008) y en actividades económicas importantes para los habitantes de esta zona.

### AGRADECIMIENTOS

Estamos agradecidos con las comunidades de Nuevo Becal y Zoh Laguna, en particular a Nicolás Arias y Selvin Hernández por su invaluable ayuda en el campo y a la familia Bacab Chi por su hospitalidad. Miguel Xijun Kantún, Kim Gauthier Schampaert, Ana Soler y Eduardo Carrera fueron

colaboradores invaluableles. Agradecemos a Colin Chapman y Raja Sengupta por la accesoria brindada y en especial a Sophie Calmé por las correcciones del manuscrito y por su ayuda en el campo. El Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), Idea Wild, Tapir Preservation Fund, American Society of Mammalogist, El Colegio de la Frontera Sur, así como el National Science and Engineering Research Council from Canada (NSERC) proporcionaron el financiamiento.

### REFERENCIAS

- Andresen, E. 2000. Ecological roles of mammals: the case of seed dispersal. En: *Priorities for the conservation of mammalian diversity. Has the Panda had its day?* N. Entwistle y N. Dunstone (eds.). Cambridge University Press. Cambridge, pp. 12-25.
- Andresen, E. 2003. Effect of forest fragmentation on dung beetle communities and functional consequences for plant regeneration. *Ecography* 26:87-97.
- Balcomb, S.R. y C.A. Chapman. 2003. Bridging the gap: Influence of seed deposition of seedling recruitment in a primate-tree interaction. *Ecological Monographs* 73:625-642.
- Anzures-Dadda, A., E. Andresen, M.L. Martínez y R.H. Manson. 2011. Absence of howlers (*Alouatta palliata*) influences tree seedling densities in tropical rain forest fragments in Southern Mexico. *International Journal of Primatology* 32:634-651.
- Bodmer, R.E. 1991. Strategies of seed dispersal and seed predation in Amazonian ungulates. *Biotropica* 23:255-261.
- Brooks, D.M., R.E. Bodmer y S. Matola. 1997. Tapires-status survey and conservation action plan. IUCN/SSC Tapir Specialist Group, UCN, Gland y Cambridge.
- Bueno, R.S., R. Guevara, M.C. Ribeiro, L. Culot, F.S. Bufalo, M. Galetti. 2013. Functional redundancy and complementarities of seed dispersal by the last neotropical megafungivores. *PLOS* 8(2):e56252.
- Capece, P.I., E. Aliaga-Rossel y P.A. Jansen. 2013. Viability of small seeds found in feces of the Central American tapir on Barro Colorado Island, Panama. *Integrative Zoology* 8(1):57-62.
- Chambers, J.C. y J.A. MacMahon. 1994. A day in the life of a seed - Movements and fates of seeds and their implications for natural and managed systems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 25:263-292.
- Chapman, L.J., C.A. Chapman y R.W. Wrangham. 1992. *Balanites wilsoniana* - Elephant dependent dispersal. *Journal of Tropical Ecology* 8:275-283.
- Condit, R., P.S. Ashton, P. Baker, S. Bunyavejchewin, S. Gunatilleke, N. Gunatilleke, S.P. Hubbell, R.B. Foster, A. Itoh, J.V. LaFrankie, H.S. Lee, E. Losos, N. Manokaran, R. Su-

- kumar y R. Yamakura. 2000. Spatial patterns in the distribution of tropical tree species. *Science* 288(5470):1414-8.
- Corlett, R.T. 2006. Megafaunal extinctions in tropical Asia. *Tropinet* 17:1-2.
- Cruz, E. 2001. *Hábitos de alimentación e impacto de la actividad humana sobre el tapir (Tapirus bairdii) en la Reserva de la Biosfera La Sepultura, Chiapas, México*. Tesis de maestría. El Colegio de la Frontera Sur, San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México.
- Cruz-Rodríguez, J. y L. Lopez-Mata. 2004. Demography of the seedling bank of *Manilkara zapota* (L.) Royen, in a subtropical rain forest of Mexico. *Plant Ecology* 172:227-235.
- Dinerstein, E. y C.M. Wemmer. 1988. Fruits rhinoceros eat - Dispersal of *Trewia nudiflora* (Euphorbiaceae) in lowland Nepal. *Ecology* 69:1768-1774.
- Foerster, C.R. y C. Vaughan. 2002. Home range, habitat use, and activity of Baird's tapir in Costa Rica. *Biotropica* 34:423-437.
- Fragoso, J.M.V. 1997. Tapir-generated seed shadows: scale-dependent patchiness in the Amazon rain forest. *Journal of Ecology* 85:519-529.
- Fragoso, J.M.V. 2005. The role of trophic interactions in community initiation, maintenance and degradation. En: *Biotic interactions in the Tropics: Their role in the maintenance of species diversity*. D. Burslem, M. Pinard y S. Hartley (eds.). Cambridge University Press, Cambridge, pp. 310-327.
- Fragoso, J.M.V. y J.M. Huffman. 2000. Seed-dispersal and seedling recruitment patterns by the last neotropical megafaunal element in Amazonia, the tapir. *Journal of Tropical Ecology* 16:369-385.
- Fragoso, J.M.V., K.M. Silvius y J.A. Correa. 2003. Long-distance seed dispersal by tapirs increases seed survival and aggregates tropical trees. *Ecology* 84:1998-2006.
- Godoy, J.A. y P. Jordano. 2001. Seed dispersal by animals: exact identification of source trees with endocarp DNA microsatellites. *Molecular Ecology* 10:2275-2283.
- He, T.H., S.L. Krauss, B.B. Lamont, B.P. Miller y N.J. Enright. 2004. Long-distance seed dispersal in a metapopulation of *Banksia hookeriana* inferred from a population allocation analysis of amplified fragment length polymorphism data. *Molecular Ecology* 13:1099-1109.
- Heaton, H.J., R. Whitkus y A. Gómez-Pompa. 1999. Extreme ecological and phenotypic differences in the tropical tree chicozapote (*Manilkara zapota* (L.) P Royen) are not matched by genetic divergence: a random amplified polymorphic DNA (RAPD) analysis. *Molecular Ecology* 8:627-632.
- Hibert, F., D. Sabatier, J. Andrivot, C. Scotti-Sainagne, S. Gonzalez, M.-F. Prévost, P. Grenand, J. Chave, H. Caron y C. Richard-Hansen. 2011. Botany, genetics and ethnobotany: a crossed investigation on the elusive tapir's diet in French Guiana. *PLoS One* 6(10):e25850.
- Janzen, D.H. 1970. Herbivores and the number of tree species in tropical forests. *The American Naturalist* 104:501-528.
- Janzen, D.H. 1981. Digestive seed predation by a Costa Rican Baird's tapir (*Tapirus bairdii*). *Biotropica* 13:59-63.
- Janzen, D.H. 1982a. Seeds in tapir dung in Santa Rosa National Park, Costa Rica. *Brenesia* 19:129-135.
- Janzen, D.H. 1982b. Variation in average seed size and fruit seediness in a fruit crop of a guanacaste tree leguminosae *Enterolobium cyclocarpum*. *American Journal of Botany*. 69:1169-1178.
- Janzen, D.H. 1983. Dispersal of seed by vertebrate guts. En: *Coevolution*. D.J. Futuyma y M. Slatkin (eds.). Sinauer Associates Inc., EUA, pp. 232-262.
- Janzen, D.H. 1986. Mice, big mammals, and seeds; it matters who defecated what where. En: *Frugivores and seed dispersal*. A. Estraday T.H. Fleming (eds.). Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, pp. 251-271.
- Janzen, D.H. y P.S. Martin. 1982. Neotropical anachronisms -the fruits the Gomphotheres ate. *Science* 215:19-27.
- Lira-Torres, I., E. Naranjo, G. Andrade y E. Cruz. 2004. Ecología de *Tapirus bairdii* (Perissodactyla: Tapiridae) en la Reserva de la Biosfera El Triunfo (Polígono I), Chiapas, México. *Acta Zoológica Mexicana* 20:1-21.
- Maisels, F., E. Keming, M. Kemei y C. Toh. 2001. The extirpation of large mammals and implications for montane forest conservation: the case of the Kilum-Ijim Forest, Northwest Province, Cameroon. *Oryx* 35:322-331.
- Martínez, E. y C. Galindo-Leal. 2002. La vegetación de Calakmul, Campeche: clasificación, descripción y distribución. *Boletín de la Sociedad Mexicana de Botánica* 71:7-32.
- Mcconkey, K.R. y G. O'Farrill. 2015. Cryptic function loss in animal populations. *Trends in Ecology and Evolution* 30(4):182-189.
- Mcconkey, K.R. y G. O'Farrill. 2016. Loss of seed dispersal before the loss of seed dispersers. *Biological Conservation* 201:38-49.
- Morton, J.F. 1987. Sapodilla. En: *Fruits of warm climates*. J.F. Morton (ed.). Miami, pp. 393-398.
- Muller-Landau, H.C. y B.D. Hardesty. 2005. Seed dispersal of woody plant in tropical forests: concepts, examples and future directions. En: *Biotic Interactions in the Tropics* D.F.R. Burslem, M.A. Pinard y S.E. Hartley (eds.). Cambridge University Press, Cambridge.
- Naranjo, E. 1995. Hábitos de alimentación del tapir (*Tapirus bairdii*) en un bosque tropical húmedo de Costa Rica. *Vida Silvestre Neotropical* 4:32-37.
- Naranjo, E. y R.E. tBodmer. 2002. Population ecology and conservation of Baird's tapir (*Tapirus bairdii*) in the Lacandon forest, Mexico. *Newsletter of the IUCN/SSC Tapir Specialist Group* 11:25-33.
- Naranjo, E. y E. Cruz. 1998. Ecology of tapirs (*Tapirus bairdii*) in the Sepultura Biosphere Reserve Chiapas, Mexico. *Acta Zoológica Mexicana* 73:111-125.
- Nathan, R. y H.C. Muller-Landau. 2000. Spatial patterns of

- seed dispersal, their determinants and consequences for recruitment. *Trends in Ecology and Evolution* 15:278-285.
- O'Farrill, G. 2010. *The ecological causes and consequences of the movement of the Baird's tapir (Tapirus bairdii)*. Tesis de doctorado. McGill University, Montreal, Quebec, Canada.
- O'Farrill, G., S. Calmé y A. Gonzalez. 2006. *Manilkara zapota*: A new record of a species dispersed by tapirs. *Tapir Conservation* 15:32-35.
- O'Farrill, G., C.A. Chapman, y A. Gonzalez. 2011. Origin and deposition sites influence seed germination and seedling survival of *Manilkara zapota*: implications for long-distance, animal-mediated seed dispersal. *Seed Science Research* 21:305-313.
- O'Farrill, G., S. Calmé, R. Sengupta y A. Gonzalez. 2012. Effective dispersal of large seeds y Baird's tapir: a large-scale field experiment. *Journal of Tropical Ecology* 28:119-122.
- O'Farrill, G., A. Campos-Arceiz y M. Galetti. 2013. Frugivory and seed dispersal by tapirs: an insight on their ecological role. *Journal of Integrative Zoology* 8:4-17.
- Padilla, M. y R.C. Dowler. 1994. *Tapirus terrestris*. Mammalian Species. *American Society of Mammalogists* 481:1-8.
- Pennington, T.D. 1990. *Flora neotropicana*. The New York Botanical Garden, Nueva York.
- Quiroga-Castro, V.D. y A.I. Roldan. 2001. The fate of *Attalea phalerata* (Palmae) seeds dispersed to a tapir latrine. *Biotropica* 33:472-477.
- Reyna-Hurtado, R.A. 2007. *Social ecology of the white-lipped peccary (Tayassu pecari) in the Calakmul forest, Mexico*. Tesis de doctorado, University of Florida, Gainesville, Florida.
- Reyna-Hurtado, R., G. O'Farrill, C. Chávez, J.C. Serio-Silva y G. Castillo-Vela. Large terrestrial mammals. En: *Biodiversity and conservation of the Yucatán Peninsula* G.A. Islebe, S. Calmé, J.L. León-Cortés y B. Schmook (eds). Springer, Cham, pp. 227-235.
- Reyna-Hurtado, R.A., M. Sanvicente-Lopez, J. Pérez-Flores, N. Carrillo-Reyna y S. Calmé. Estimación multianual del ámbito hogareño de un tapir de Baird (*Tapirus bairdii*) en la Selva Maya. 2016. *Therya* 7(2):271-276.
- Rivera, A y S. Calmé. 2006. Forest fragmentation and the changes in the feeding ecology of the Black Howler Monkey (*Alouatta pigra*) in Calakmul region. En: *New perspectives on the distribution, ecology and conservation of Mesoamerican primates*. A. Estrada, A., P. Garber, M. Pavelka y L. Luecke (eds.). Springer, Nueva York, pp. 189-213.
- Rodrigues, M., F. Olmos y M. Galetti. 1993. Seed dispersal by tapir in southeastern Brazil. *Mammalia* 57:460-461.
- Sandoval-Seres, E., R. Reyna-Hurtado, M. Briceño-Méndez y R. de la Cerda-Vega. 2016. Pond use and relative abundance of *Tapirus bairdii* in the Calakmul region, Campeche, Mexico. *Therya* 1(7):39-50.
- Schulze, M.D. y D.F. Whitacre. 1999. A classification and ordination of the tree community of Tikal National Park, Petén, Guatemala. *Bulletin of the Florida Museum of Natural History* 41:169-297.
- Schupp, E.W. 1993. Quantity, quality and the effectiveness of seed dispersal by animals. *Vegetatio* 107/108:223-230.
- Sekercioglu, C.H. 2006. Increasing awareness of avian ecological function. *Trends in Ecology and Evolution* 21:464-471.
- Snow, E.L. y G. Walter. 2007. Large seeds, extinct vectors and contemporary ecology: testing dispersal in a locally distributed cycad, *Macrozamia lucida* (Cycadales). *Australian Journal of Botany* 55:592-600.
- Stoner, K.E., P. Riba-Hernandez, K. Vulinec y J.E. Lambert. 2007. The role of mammals in creating and modifying seed shadows in tropical forests and some possible consequences of their elimination. *Biotropica* 39:316-327.
- Terborgh, J. 1986. Keystone plant resources in the tropical forest. En: *Conservation biology: The science of scarcity and diversity*. M.E. Soule (ed.). Sinauer, Sunderland, pp. 330-344.
- Tobler, M.W. 2002. Habitat use and diet of Baird's tapirs (*Tapirus bairdii*) in a montane cloud forest of the Cordillera de Talamanca, Costa Rica. *Biotropica* 34:468-474.
- Tobler, M.W., J.P. Janovec y F. Cornejo. 2010. Frugivory and seed dispersal by the lowland tapir *Tapirus terrestris* in the Peruvian Amazon. *Biotropica* 42(2):215-222.
- Weber, M. 2005. *Ecology and conservation of sympatric tropical deer populations in the Greater Calakmul Region, Mexico*. Tesis de doctorado, University of Durham, Durham, Reino Unido.
- Westcott, D.A., J. Bentrupperbaumer, M.G. Bradford y A. McKeown. 2005. Incorporating patterns of disperser behaviour into models of seed dispersal and its effects on estimated dispersal curves. *Oecologia* 146:57-67.
- Weterings, M.J.A., S. Weterings-Schonck, H. Vester y S. Calmé. 2008. Senescence of *Manilkara zapota* trees and implications for large frugivorous birds in the Southern Yucatan Peninsula, Mexico. *Forest Ecology and Management* 256:1604-1611.
- Williams, K.D. 1984. *The central american tapir (Tapirus bairdii) in northwestern Costa Rica*. Tesis de doctorado, Michigan State University, East Lansing, Michigan.

## 4. IMPORTANCIA EVOLUTIVA DE LA CONSERVACIÓN DEL TAPIR

Eduardo Mendoza  
Roberto Díaz Sibaja

### RESUMEN

Junto con los caballos, asnos, cebras y rinocerontes, los tapires conforman el orden Perissodactyla, tristemente notorio porque una gran proporción de sus especies está en grave riesgo de desaparecer a consecuencia del impacto humano. El tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*), única especie de este grupo que es nativa de México, se encuentra catalogada en peligro de extinción debido al impacto humano. Un vistazo a la historia evolutiva de los tapires nos permite dimensionar lo que implicaría la desaparición de una especie como *T. bairdii* para la conservación de la biodiversidad en los niveles local y global.

**Palabras clave:** extinciones del Pleistoceno, impacto antropogénico, mega herbívoros, Perissodactyla, registro fósil.

### ABSTRACT

*Tapirs constitute the Perissodactyla order together with horses, asses, zebras and rhinos. This order is sadly characterized by being on the top of the list of mammal groups having a greater proportion of their species threatened with extinction. Baird's tapir (*Tapirus bairdii*), the only representative of this order in the country, is currently threatened due the impact of human activities. An examination of the evolutionary history of tapirs provides the needed context for the comprehension of the severe consequences the loss of this species would have in terms of the conservation of biodiversity at the local and global level.*

**Keywords:** anthropogenic impact, fossil record, megaherbivores, Perissodactyla, Pleistocene extinctions.

## INTRODUCCIÓN

Vivimos una época marcada por el impacto de las actividades humanas sobre la biodiversidad en todos sus niveles: desde el genético hasta el de ecosistemas y paisajes (Dirzo *et al.* 2014). Esta situación es particularmente evidente en el caso de la fauna de mamíferos silvestres. La evaluación más reciente de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN, 2018) indica que 22% de las especies de mamíferos silvestres que existen en el planeta se encuentran en riesgo de extinción, debido a la alteración de sus hábitats naturales y a la sobreexplotación de sus poblaciones. Es probable que esta cifra, de por sí elevada, sea una subestimación, ya que no existe información que permita valorar con certeza el grado de conservación de 14.2% del total de especies de mamíferos. Si dentro de este conjunto de especies existen algunas amenazadas, lo cual es muy probable, el total de especies en riesgo de extinguirse se elevaría a cerca de 25% del total existente.

Resulta interesante resaltar que alrededor de 80% de las especies que no cuentan con información sobre su estado de conservación habitan en el trópico (Baillie *et al.*, 2010). Otro aspecto llamativo que surge del informe de la UICN es que no todos los grupos de mamíferos experimentan el impacto humano con la misma intensidad. Los dos grupos de mamíferos terrestres que presentan la mayor proporción (>60 %) de sus especies en la categoría de amenazada son los monotremas, que incluye animales con características primitivas y cuya distribución se restringe a Australia y zonas aledañas, y los perisodáctilos (Baillie *et al.*, 2010). Este último grupo incluye a los tapires y en particular al tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*), una especie que se estima que en las últimas tres décadas ha experimentado una reducción de 50% en el tamaño de su población global, principalmente a causa de la destrucción de su hábitat, el impacto de la cacería, las muertes accidentales

(p.e. atropellamiento) y probablemente la incidencia de enfermedades provenientes de animales como los caballos, que son, desde el punto de vista evolutivo, parientes cercanos (Castellanos *et al.*, 2008). El impacto de estos factores sobre la especie es de tal magnitud que la han puesto en serio peligro de extinción.

Del panorama recién descrito surge la necesidad de preguntarse: ¿cuáles serían las implicaciones de la extinción de una especie como *T. bairdii*? Hay varias vías que pueden servir para abordar esta interrogante. Una posibilidad es responder desde el punto de vista de las funciones ecológicas que los tapires desempeñan en su hábitat nativo y que se perderían con su desaparición. Los tapires son presas de algunos vertebrados depredadores, por lo que su presencia puede contribuir al mantenimiento de la estructura trófica; sin embargo, por encima de su papel como presa está el impacto que tienen sobre las características de su hábitat a través de sus interacciones con las plantas. Se ha demostrado que los tapires son importantes dispersores de semillas (O'Farrell *et al.*, 2013). Por el tamaño de las semillas que son capaces de tragar y la distancia a la que las transportan, antes de depositarlas en sus excretas, es difícil que haya otras especies que puedan proporcionar un servicio de dispersión similar en el mismo hábitat (Fragoso *et al.*, 2003). Por otra parte, se ha documentado que los tapires consumen el follaje de una amplia variedad de plantas (Naranjo, 2009). Al realizar esta actividad los tapires influyen directamente sobre el desempeño de las plantas (p.e. supervivencia, crecimiento y probablemente reproducción). Además, al alimentarse en un sitio y orinar y defecar en otro, los tapires pueden favorecer la movilidad de nutrientes en el ecosistema. Por otra parte, el uso de fototampas ha permitido determinar que los tapires son consumidores muy importantes de varias especies de frutos que se depositan en el piso del bosque, como *Pouteria sapota* (mamey; Ca-

margo-Sanabria y Mendoza, 2016), la palma *Attalea butyracea* (coyol; Delgado-Martínez, 2017) e incluso especies del género *Quercus* (encinos; Puc-Sánchez, 2017).

Existe evidencia que muestra que la pérdida de mamíferos herbívoros, simulada usando barreras que impiden su acceso (defaunación experimental), produce, al cabo de unos pocos años, cambios en la diversidad de plántulas que crecen en el piso del bosque tropical (Camargo-Sanabria *et al.*, 2015). Estos resultados ponen de manifiesto el potencial de alteración que tiene la extirpación o extinción de la fauna nativa de herbívoros (que incluye a los tapires) sobre el funcionamiento del hábitat que ocupan.

Por otra parte, existe una vía complementaria mediante la cual se pueden poner de manifiesto

las fuertes implicaciones que la pérdida de una especie, como el tapir, tendría en la conservación de la biodiversidad. Esta vía es la que se centra en reconocer el rico legado biológico que representa la historia evolutiva de la especie. En este capítulo examinamos algunos aspectos destacados de esta historia.

## ORIGEN Y EVOLUCIÓN DE LOS TAPIRES

Los tapires (Tapiridae) pertenecen a una de las tres familias de perisodáctilos (orden Perissodactyla) modernos, que incluye caballos (Equidae) y rinocerontes (Rhinocerotidae; figura 1). Estos grupos divergieron durante el Eoceno temprano, entre 55.5 y 54 millones de años (Ma) antes del

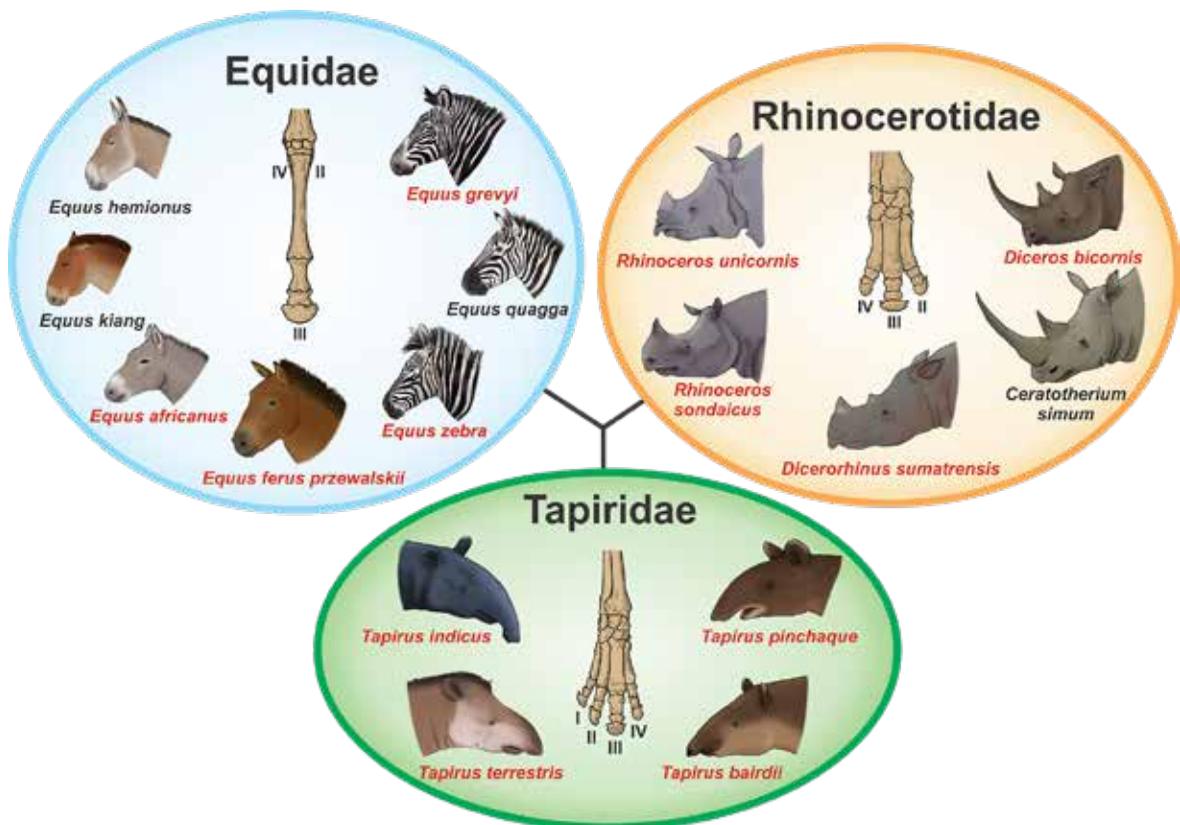


Figura 1. Especies pertenecientes al orden Perissodactyla. Los nombres en color rojo indican que la especie está catalogada como amenazada en la Lista roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, 2018).

presente (Janis *et al.*, 1998; Steiner y Ryder, 2011). Durante esta época se dio la diversificación de los perisodáctilos con el rápido establecimiento de sus linajes (figura 2). Los tapires forman parte del suborden Tapiromorpha, que abarca los extintos Isectolophidae del Eoceno medio (55-39.5 Ma) y que habitaban en América del Norte (Colbert, 2005). A su vez, los tapiromorfos incluyen el infraorden Ceratomorpha, al cual pertenecen los actuales rinocerontes, así como otros grupos ya extintos. En estos grupos se incluye a la familia Hyracodontidae

(McKenna y Bell, 1997), que contiene a los perisodáctilos más grandes de todos, de entre 4.5 y 5 metros de altura a la cruz. Entre los ceratomorfos no rinocerontoides se encuentra la superfamilia Tapiroidea, que comprende las familias Heptodontidae, Helaletidae, Deperetellidae y Tapiridae (figura 2). Entre los heptodontidos destaca el género *Heptodon*, del Eoceno (55-49 Ma), registrado en Estados Unidos, Canadá y China (figura 3). Los miembros de este género eran de talla media, de un metro de longitud aproximadamente, con un cuerpo alarga-

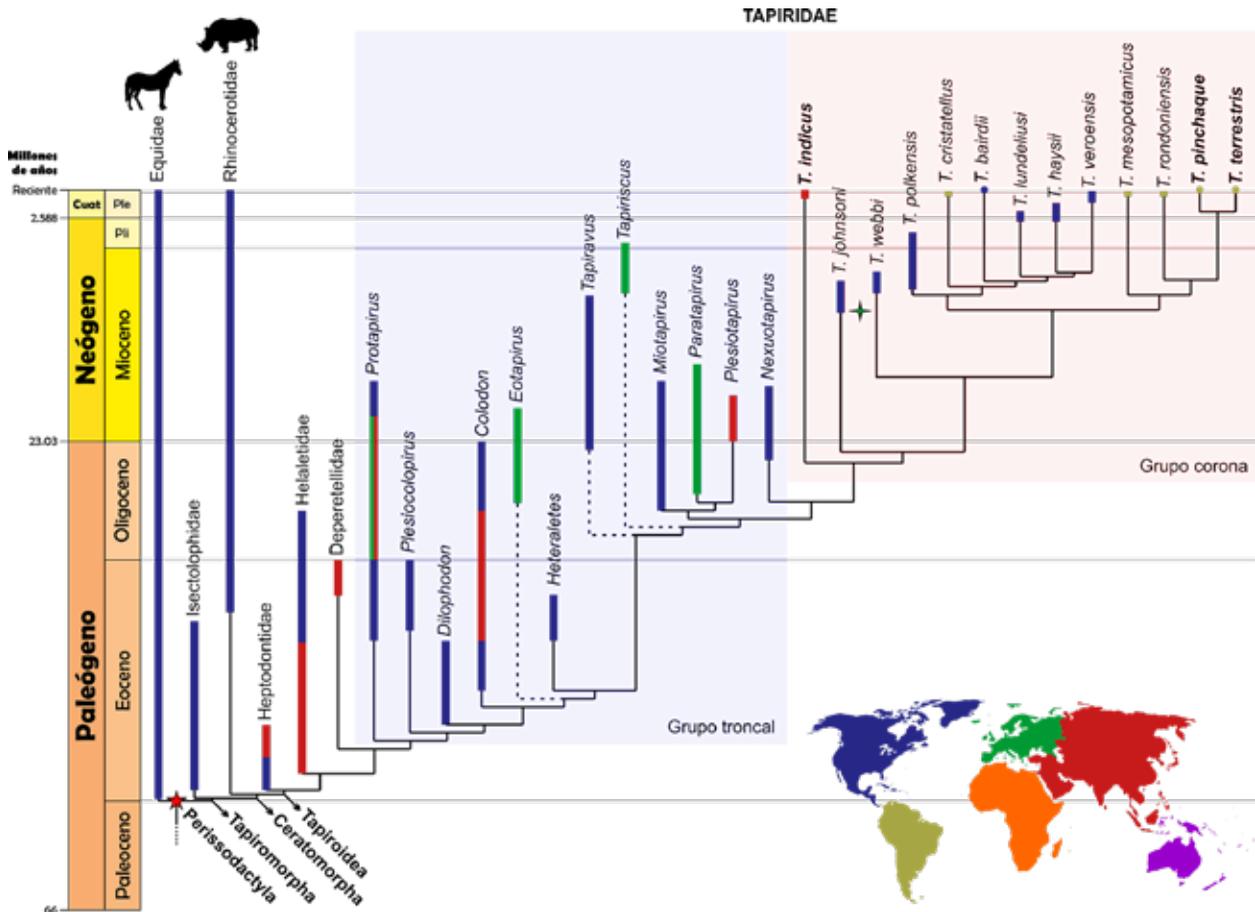


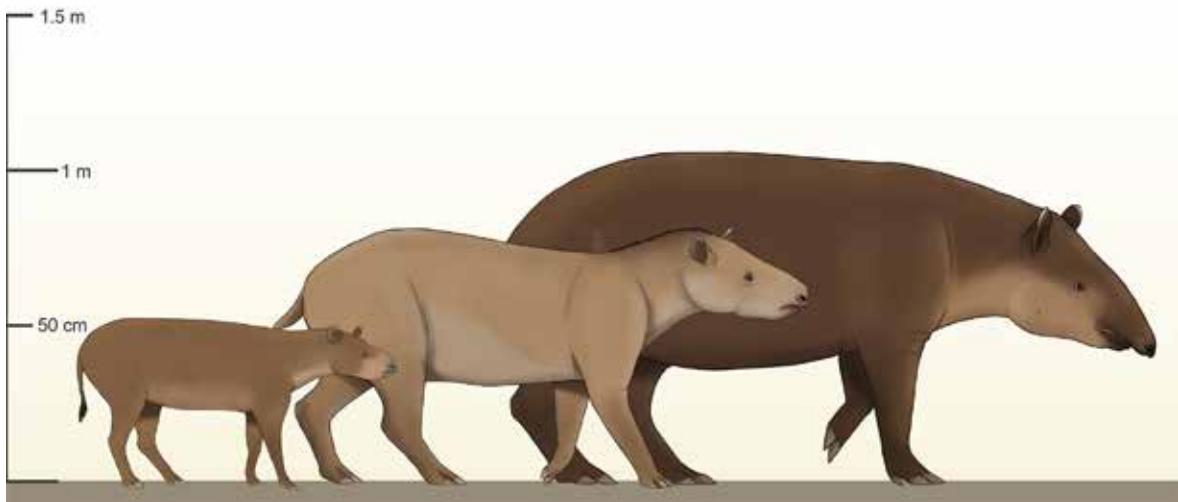
Figura 2. Relaciones filogenéticas, procedencia geográfica y temporalidad de los perisodáctilos tapiromorfos. Las barras de color sólido se corresponden con la distribución de los taxones en los distintos continentes (abajo, derecha). La estrella indica el origen de los perisodáctilos en el Eoceno temprano. Las líneas punteadas denotan relaciones filogenéticas inferidas. La estrella verde indica el punto de origen del primer *Tapirus* de Europa, más reciente que el primer tapir norteamericano (*T. johnsoni*). Sombreado en azul, el grupo troncal de Tapiridae; en rojo, el grupo corona. En negritas, las especies modernas. Los círculos indican que dichas especies no cuentan con registro fósil.

do y una cabeza baja y larga. A diferencia de otros tapiroideos no poseían los nasales retraídos, por lo que es muy probable que tuvieran un rostro similar al de un équido con un gran labio. Por otro lado, los miembros de la familia Heleletidae (53.5-29.4 Ma) eran de talla menor y pesaban aproximadamente 15 kg; presentaban nasales retraídos con una amplia apertura nasoincisiva que albergaba un largo labio muscular, similar al de los actuales rinocerontes (Radinsky, 1963). A su vez, los deperetélidos (37.2-33.9 Ma) evolucionaron teniendo un aspecto más grácil, similar al de los primeros équidos, como *Orohippus* (Bai *et al.*, 2018).

Los tapiroides verdaderos (familia Tapiridae) aparecen en el registro fósil hace 49 Ma; de ellos, *Dilophodon* es el género más antiguo conocido (Janis *et al.*, 1998; Colbert, 2005). Sin embargo, no se trata del miembro más primitivo del grupo, ese lugar lo ocupa el género *Protapirus* (figura 3; Holbrook, 1999). Este taxón apareció durante el Eoceno tardío (41.3 Ma) en América del Norte y persistió hasta el Mioceno temprano (17.5 Ma; Janis *et al.*, 1998). *Protapirus* también se encon-

traba presente en Asia (Bayshashov y Billia, 2011) y Europa (Scherler *et al.*, 2011), del Oligoceno al Mioceno temprano (24-16 Ma). Los miembros del género *Protapirus* se caracterizaban por tener una cabeza baja, con nasales retraídos cercanos a la órbita y bordeados por el maxilar, lo que les permitía tener un labio superior móvil y grande.

Algunos miembros del grupo troncal de tapires surgieron en América del Norte y posteriormente emigraron a Asia, como *Colodon* (Dashzeveg y Hooker, 1997; Janis *et al.*, 1998). Otros géneros permanecieron en América, como *Plesio-colopirus* (incorrectamente identificado en Asia), *Heteralestes* y *Tapiravus* (Janis *et al.*, 1998; Miyata *et al.* 2011). Por otra parte, algunos géneros son exclusivamente europeos, como *Eotapirus*, *Tapiriscus* y *Paratapirus* (Prothero y Schoch, 1989). El grupo más avanzado de tapires troncales lo conforman los géneros *Miotapirus*, *Paratapirus* y *Plesiotapirus* de América del Norte, Europa y Asia, respectivamente (Prothero y Schoch, 1989; Holanda y Ferrero, 2013). Como grupo hermano del género *Tapirus* está el género *Nexuotapirus*



**Figura 3.** Tapires prehistóricos comparados con el tapir centroamericano (derecha). A la izquierda, *Heptodon* sp. un tapiroide del Eoceno temprano que vivió en América del Norte y Asia. En el centro, *Protapirus* sp., considerado el género más basal de tapir (Tapiridae).

del Oligoceno-Mioceno (24.8-18 Ma) de América del Norte (Albright, 1998; Holanda y Ferrero 2013; figura 2).

Debido a que los análisis moleculares (p.e. Ashley *et al.*, 1996; Steiner y Ryder, 2011; Ruiz-García *et al.*, 2016) suelen encontrar a *T. indicus* como el menos derivado de los tapires modernos, se ha sugerido que los tapires pudieron haber surgido en Asia durante el Oligoceno, hace aproximadamente 25 millones de años. Sin embargo, el registro fósil no parece apoyar esto y un origen norteamericano es también probable (Cozzuol *et al.*, 2013; Holanda y Ferrero, 2013). El género *Tapirus* aparece en el registro fósil en América del Norte hasta el Mioceno tardío (11.3 Ma) con la especie *Tapirus johnsoni* y posteriormente con *T. webbi* (Schultz *et al.*, 1975; Hulbert, 2005). Aunque originalmente se había planteado el origen de *Tapirus* hace 22.8 millones de años en Europa (Prothero y Schoch, 1989), la evidencia más reciente indica que la especie más antigua del viejo mundo, *T. priscus*, data de hace apenas 11.1 Ma; Franzen, 2013), lo que la hace 200 mil años posterior a la aparición de *T. johnsoni* en América del Norte (Holanda y Ferrero, 2013). En Asia, los tapires (*T. hezhengensis*) aparecen en el registro fósil hacia el Mioceno tardío, hace aproximadamente 8.2 Ma (Ji *et al.*, 2015). Más allá de estos registros asiáticos y europeos, en este capítulo no abordamos con detalle la evolución de los tapires en el Viejo Mundo.

En América, los tapires radiaron en un grupo de afinidad norteña y otro de afinidad sudamericana (figura 2). El grupo norteamericano apareció durante el Mioceno tardío (9.1 Ma) y está representado por *T. polkensis*, en el este de Estados Unidos (Hulbert *et al.*, 2009). Algunos representantes de este clado emigraron hacia Sudamérica y evolucionaron en *T. cristatellus* del Pleistoceno tardío, en el este de Brasil, esta es la única especie de tapir sudamericano de afinidad norteamericana. Posteriormente, divergió *T. bairdii*, que no cuenta con registro fósil confiable y se

encuentra únicamente en la actualidad. El clado hermano del tapir mesoamericano contiene a los miembros fósiles mejor conocidos de América, como *T. lundeliusi* del Plioceno tardío-Pleistoceno temprano (Hulbert, 2010), *T. haysii* del Plioceno tardío-Pleistoceno medio y *T. veroensis* del Pleistoceno tardío (Holanda y Ferrero, 2013).

Por otra parte, los tapires de afinidad sudamericana divergieron en algún punto del Mioceno tardío, antes del cierre del istmo de Panamá (figura 2). El material fósil de Sudamérica es escaso y está pobremente fechado, por lo que especies válidas, como *T. greslebini*, *T. rioplatensis*, *T. tarijensis* y *T. oliverasi* no se pueden incluir satisfactoriamente en análisis filogenéticos. Lo poco que se sabe de estos tapires es que su registro fósil es exclusivamente pleistocénico (figura 4). *T. mesopotamicus*, del Pleistoceno tardío de la región pampeana de Argentina, es el menos derivado del grupo (y el más austral de todos los tapires americanos), seguido de *T. rondoniensis* del estado de Rondonia, Brasil, también del Pleistoceno tardío (Holanda y Ferrero, 2013). Finalmente, los actuales *T. terrestris* y *T. pinchaque* forman un clado monofilético que se separó hace al menos 2 Ma, durante el Pleistoceno temprano (Steiner y Ryder, 2011; Ruiz-García *et al.*, 2016). Únicamente *T. terrestris* cuenta con registro fósil, correspondiente al Pleistoceno tardío de Colombia, Venezuela, Perú y Brasil (Porta, 1969; Terborgh, 1990; Holanda y Rincón, 2012; Holanda y Ferrero, 2013).

## REGISTRO FÓSIL EN MÉXICO

En México, el registro fósil de tapiroideos incluye únicamente al género *Tapirus* y se encuentra restringido al Pleistoceno medio y tardío (Ferrusquía-Villafranca *et al.*, 2010, 2017). Para el Pleistoceno medio (Irvingtoniano, 1.35 a 0.16 Ma) se reportó la presencia de un tapir indeterminado (*Tapirus* sp.) en el golfo de Santa Clara, Sonora (Lindsay, 1984).

Algo similar ocurre en yacimientos del Pleistoceno tardío (Rancholabreano, 160 000 a 9 500 años), tales como San Clemente de Térapa, en Sonora (Mead *et al.*, 2006), El Cedral (Barrios-Rivera, 1985; Álvarez *et al.*, 2012; Ferrusquía-Villafranca *et al.*, 2017) y Brechas Coloradas, en San Luis Potosí (Freudenberg, 1921; Barrios-Rivera, 1985); Mina, en Nuevo León (Franzen, 1994), Chapala-Zacoalco, en Jalisco (Solorzano, 2002; Lucas, 2008) y Tequixquiác, en el Estado de México (Ferrusquía-Villafranca *et al.*, 2010, 2017), en ellos la identificación a nivel de especie no ha sido posible (figura 4).

Por otro lado, en sitios como Valsequillo, Puebla (Pichardo, 1997), ha sido reportada la pre-

sencia de *T. tarijensis*; sin embargo, este taxón está restringido al sur de Bolivia (Holanda y Ferrero, 2013), por lo que su presencia en Puebla debe ser reevaluada. De forma similar, se ha reportado la presencia de *T. haysii* en sitios como San Josecito (Arroyo-Cabrales y Polaco, 2003) y se ha reasignado subjetivamente material de El Cedral, Mina y Valsequillo a esta especie (Ferrusquía-Villafranca *et al.*, 2010, 2017). Sin embargo, este tapir vivió durante el Pleistoceno medio (Irvingtoniano) y no durante el Pleistoceno tardío (Rancholabreano).

Finalmente, existe material fragmentario, y sin diagnóstico pertinente, que ha sido asignado

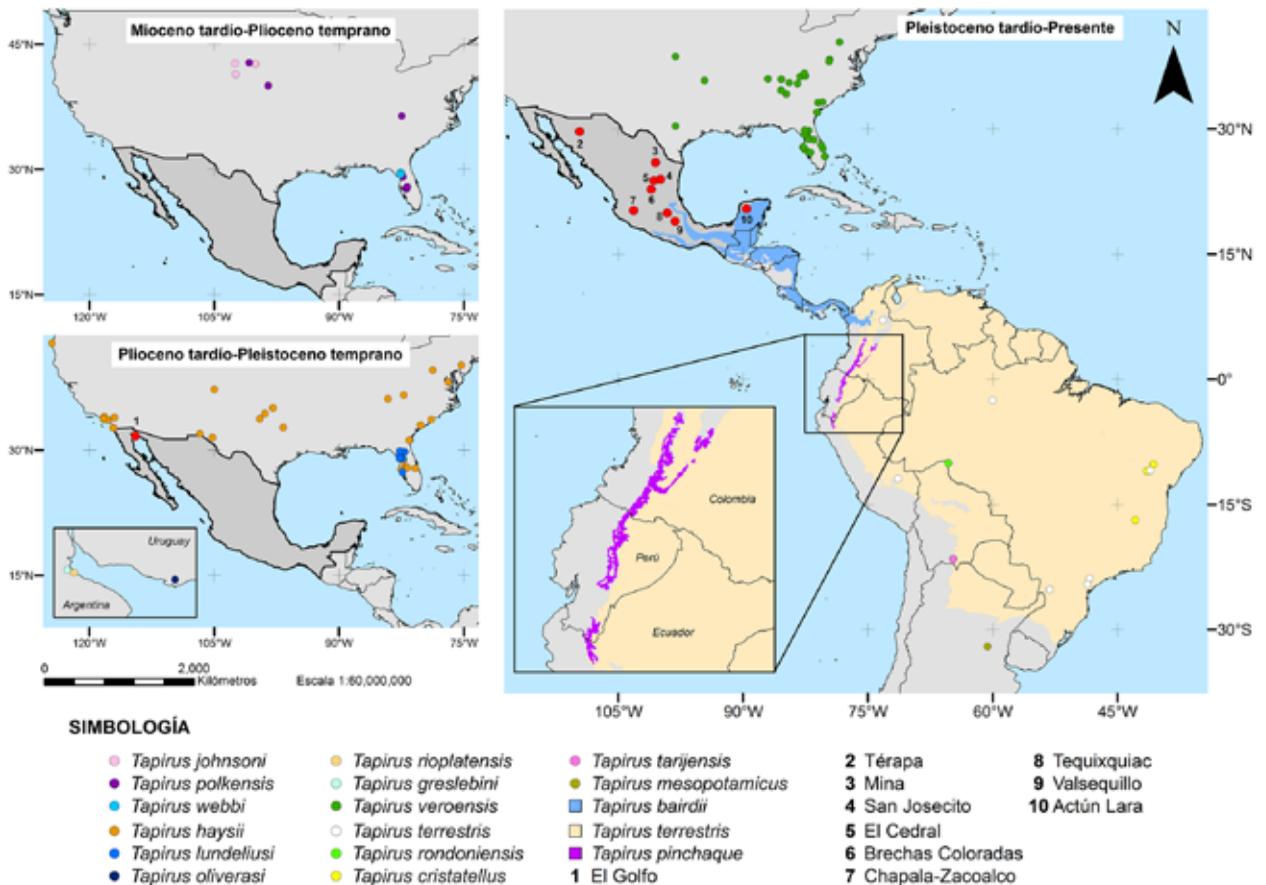


Figura 4. Distribución geográfica y temporal conocida de los miembros americanos del género *Tapirus*. Los círculos representan ubicaciones conocidas de fósiles. Los colores sólidos los ámbitos de distribución actuales (tomados de la IUCN, 2018). Con números, las localidades mexicanas donde se han encontrado tapires fósiles.

subjetivamente a *T. bairdii* en la cueva de Actún Lara, Yucatán (Arroyo-Cabrales y Polaco, 2003), debido a que esta cueva es el único sitio en el país que se ubica en el actual ámbito de distribución del tapir mesoamericano. Es evidente que se necesita una revisión detallada del registro fósil de los tapires del Pleistoceno tardío de México, puesto que su taxonomía es aún poco conocida.

### CONSIDERACIONES TAXONÓMICAS

Es importante notar que, si bien, en virtud de su masa corporal y su aspecto llamativo, se podría pensar que los tapires fueron identificados y clasificados taxonómicamente de manera temprana, este no es el caso. El tapir malayo fue descrito formalmente hasta el año de 1819, el tapir de montaña en 1829 y el tapir centroamericano tuvo que aguardar hasta el año de 1865 para adquirir su nombre científico (Prothero y Schoch, 2002), a pesar de que la gente local conocía e identificaba estas especies con mucha antelación al contacto con los europeos.

El género *Tapirus* fue propuesto en 1762 por Mathurin-Jacques Brisson para incluir al entonces *Hippopotamus terrestris* (Linnaeus, 1758), hoy *T. terrestris*. Posteriormente, el género se amplió para incluir al resto de los tapires modernos; si bien se han creado distintos géneros a lo largo de los años, como *Tapirusa*, *Syspotamus*, *Rhinochoerus*, *Tapyra*, *Tapiralum*, *Elasmognathus*, *Chinchacus*, *Pinchacus*, *Tapirella* y *Acrocodia*, estos han sido considerados inválidos (McKenna y Bell, 1997). En 1954, Philip Hershkovitz propuso la retención de los dos últimos géneros mencionados previamente como subgéneros para *T. bairdii* y *T. indicus* respectivamente, debido a que, aunque los tapires son superficialmente similares, sus cráneos son completamente distintos. Este arreglo de subgéneros fue empleado por diversos autores (p.e. Nowak y Paradiso, 1983). Estudios

moleculares posteriores demostraron que dicho arreglo era natural (Ashley *et al.*, 1996). Asimismo se demostró que los tiempos de divergencia eran muy extensos: 25 Ma en el caso del tapir asiático y 11 Ma en el tapir mesoamericano (Steiner y Ryder, 2011). Eso ha conducido a algunos autores a elevar los subgéneros *Acrocodia* y *Tapirella* a nivel de género (p.e. Padilla *et al.*, 2010; Groves y Grubb, 2011); sin embargo, la aproximación clásica sigue siendo la más empleada.

### IMPLICACIONES DE LA DESAPARICIÓN DEL TAPIR CENTROAMERICANO EN EL CONTEXTO DEL GRAN EVENTO DE EXTINCIÓN DEL PLEISTOCENO

Nuestra apreciación de qué tan afectada está la biodiversidad a causa del impacto humano depende del punto de comparación que usemos como referencia. Por ejemplo, poniéndolo en términos de nuestra vida cotidiana, nuestra impresión de qué tanto ha cambiado el número y variedad de aves que visitan el área donde vivimos depende de qué tanto recordemos de nuestra niñez o juventud. Si nuestros recuerdos se remontan a tan sólo unos pocos años, es probable que nuestra impresión sea que el cambio ha sido mínimo. Sin embargo, si nuestros recuerdos se alejan a un momento temprano de nuestra niñez es probable que nuestra apreciación sea que el cambio ha sido más notable. Esta situación puede volverse aún más acentuada si en lugar de basarnos sólo en nuestros recuerdos recurrimos a los de nuestros padres y abuelos. Este fenómeno se ha denominado el *síndrome del desplazamiento en la línea de base* (Pauly, 1995).

De acuerdo con la información presentada en las secciones previas, la extinción del tapir centroamericano significaría la pérdida de una porción significativa del legado evolutivo de los tapires. Asimismo, la extinción de esta especie agravaría la ya de por sí crítica situación que enfrenta todo

el orden Perissodactyla. Hasta ahora, lo que sabemos de *Tapirus bairdii* es que en décadas recientes el área de su hábitat en Centroamérica, y en particular en México, ha experimentado una drástica reducción y fragmentación, lo que, junto con el impacto de la cacería, hace que la especie enfrente un grave riesgo de extinción en el futuro cercano (Castellanos *et al.*, 2008; Mendoza *et al.* 2013).

Retomando las ideas expuestas al principio de esta sección, resulta interesante examinar en qué medida tomar un tiempo más lejano como nuestro punto de referencia nos permite ampliar nuestra percepción de las implicaciones de la extinción del tapir centroamericano. En los siguientes párrafos abordamos este aspecto.

Si pensamos qué región del mundo se distingue por presentar una fauna notoria de mamíferos de talla grande, lo más seguro es que venga a nuestra mente el continente africano, con sus elefantes, rinocerontes y jirafas. Sin embargo, hasta hace unos cuantos miles de años, la cantidad de especies de mamíferos de gran talla presentes en el continente americano era igual o mayor a la que se encuentra actualmente en África (Martin, 2005). Existe evidencia fósil que demuestra que, durante el Cuaternario tardío, existían por lo menos 10 especies de megaherbívoros (> 10 000 kg) en Norteamérica, entre los que se incluían 3 proboscídeos, 4 perezosos gigantes, 2 armadillos gigantes y 1 camello, entre otros (figura 5). Este número de especies representa el doble de megaherbívoros que habitan actualmente en África. En el caso de Sudamérica esta diversidad de fauna de gran talla era aún más impresionante, ya que se ha registrado evidencia fósil de 25 especies de megaherbívoros (Martin, 2005). Lo anterior muestra que hasta hace unas cuantas decenas de miles de años, es decir, muy poco en la escala geológica, un paisaje “típico” en el continente americano incluía la presencia de una abundante variedad de mamíferos de talla similar o aún mayor que la de los

tapires. Sin embargo, para finales del Pleistoceno, la mayor parte de esta fauna había desaparecido en lo que representa el mayor evento de extinción en el pasado geológico reciente, ya que involucró la desaparición de cerca de 2/3 de la fauna de mamíferos mayores a 44 kg (Barnosky y Lindsey, 2010).

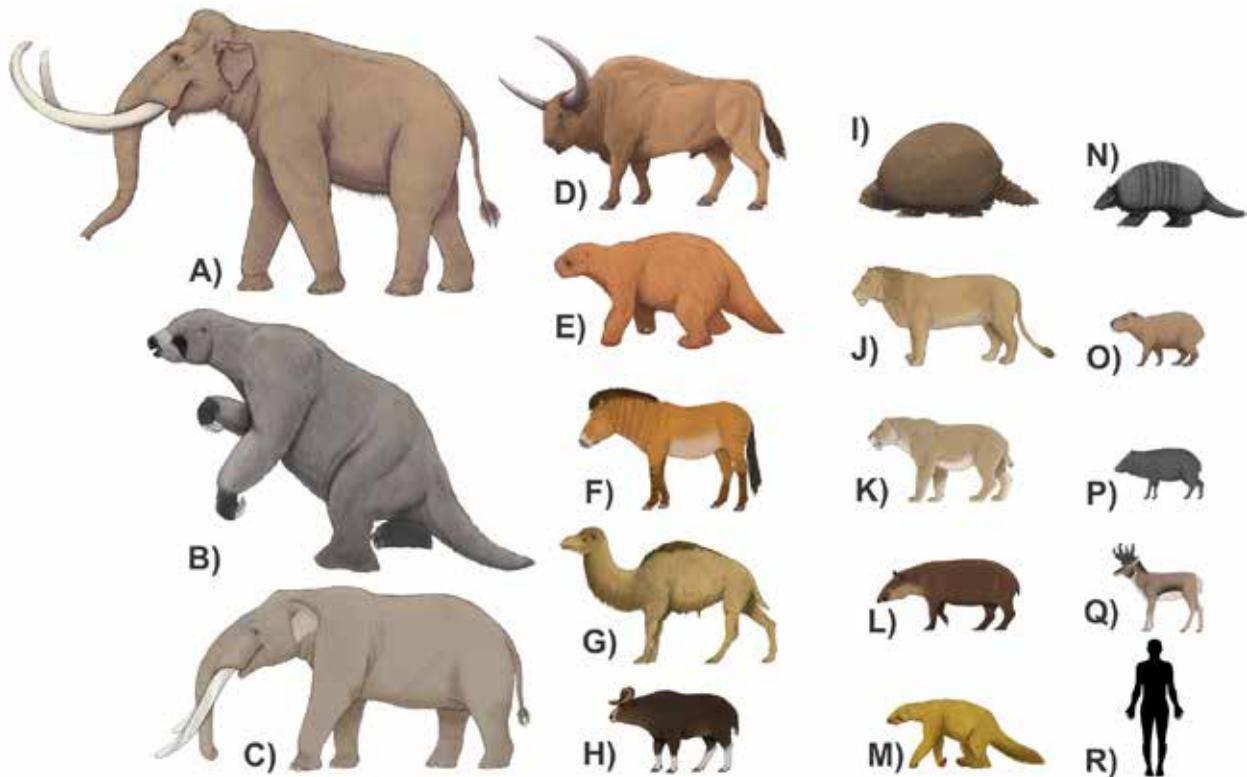
La pregunta es: ¿cuál fue la causa de este impresionante evento de extinción que impactó especialmente a la fauna de vertebrados de talla grande? No existe aún una respuesta definitiva. No obstante, se ha acumulado una considerable evidencia que apunta hacia la posibilidad de que fueron los impactos combinados de los primeros grupos de cazadores humanos y los cambios climáticos y ambientales asociados con el final de las glaciaciones (Koch y Barnosky, 2006; Barnosky y Lindsey, 2010). Al observar de una manera más amplia este contexto temporal se aprecia que, la extinción del tapir, es uno de los últimos eslabones de una larga cadena de eventos que ha conducido al empobrecimiento de los vertebrados de gran talla que una vez habitaron nuestro continente. En este proceso, los humanos parecen estar jugando un papel cada vez más importante. Esta serie de extinciones ha dejado en ciertas especies, como el tapir, una de nuestras últimas posibilidades de experimentar la sensación de convivir con los “gigantes” que poblaron nuestro continente en el pasado. Asimismo, todo parece indicar que la desaparición de un gran número de especies de megaherbívoros dejó una impresión muy profunda en la estructura y funcionamiento de lo que en la actualidad consideramos como hábitats “naturales” (Janzen y Martin, 1982; Dirzo y Miranda, 1991; Zimov *et al.*, 1995).

Con el objetivo de paliar e idealmente revertir los efectos derivados de la desaparición de esa fauna que depredaba y mantenía bajo control a otras especies de animales, que consumía el follaje y los frutos de una gran variedad de especies de plantas y que modificaba de varias formas más,

directa e indirectamente su entorno, se ha planteado la posibilidad de repoblar Norteamérica y otras regiones utilizando especies evolutivamente emparentadas o equivalentes en su papel ecológico a aquellas que se extinguieron (Donian, 2005; Zimov, 2005). Esto con el fin de comenzar a restablecer los procesos ecológicos perdidos. Esta posibilidad ha desatado gran controversia, ya que involucraría acciones como introducir elefantes, los animales actuales más similares a los mamuts a zonas en el continente, con la idea de que poco a poco adoptaran los roles ecológicos que se supone llevaban a cabo estos megaherbívoros, como

consumir follaje y frutos, compactar el suelo y fertilizar el suelo a través de la producción de abono.

Las complicaciones logísticas, legales, sociales e incluso éticas de estas acciones son varias. Asimismo, existen dudas sobre si las condiciones ambientales de Norteamérica hoy día son las adecuadas para que prosperen estas especies. Un asunto relacionado y probablemente más controvertido aún, es la posibilidad de “resucitar” especies extintas. Los avances más recientes en las técnicas moleculares permiten vislumbrar la posibilidad de recuperar material genético de aquellas especies que se extinguieron de manera



**Figura 5.** Fauna de mamíferos de talla grande que habitaron en Norteamérica (y México) previo al evento de extinción ocurrido a finales del Pleistoceno: A) mamut, *Mammuthus columbi*, B) perezoso de Laurillard, *Eremotherium laurillardi*, C) gonfoterio, *Cuvieronius hyodon*, D) bisonte gigante, *Bison latifrons*, E) perezoso de Harlan *Paramylodon harlani*, F) caballo mexicano, *Equus mexicanus*, G) camello occidental, *Camelops hesternus*, H) buey almizclero del desierto, *Euceratherium collinum*, I) gliptodonte, *Glyptotherium cylindricum*, J) león americano, *Panthera atrox*, K) félido dientes de sable, *Smilodon fatalis*, L) tapir centroamericano, *Tapirus bairdii*, M) perezoso de Shasta, *Nothrotheriops shastensis*, N) armadillo gigante de Holmes, *Holmesina septentrionalis*, O) capibara gigante norteamericano, *Neochoeus aesopi*, P) pecarí de cara plana, *Platygonus compressus* y Q) berrendo de Stock, *Stockoceros conklingi*. Silueta humana de referencia.

relativamente reciente (p.e. en los últimos miles de años) para reconstruir sus genomas y producir células germinales. Estas células podrían ser implantadas en especies emparentadas para producir nuevos individuos de la especie extinta. Esta posibilidad ha generado una gran discusión, no sólo por sus implicaciones biológicas, sino también por las éticas y sociales.

Las complejidades y limitaciones involucradas en “resucitar” especies extintas y en restablecer sus funciones ecológicas no hacen más que resaltar lo fundamental que es rescatar las especies que actualmente están al borde de la extinción. Desafortunadamente, como se mencionó al principio de este capítulo, no son pocas las especies de mamíferos que se encuentran fuertemente amenazadas. Esto, en combinación con la escasez de recursos para la conservación, crea la necesidad poco grata de decidir qué especies son prioritarias para su rescate, una situación compleja denominada, en el campo de la conservación biológica, como *el dilema del arca de Noé*.

En un esfuerzo por abordar este dilema, el Instituto de Zoología de Londres presentó la propuesta de un índice enfocado en identificar las especies con prioridad para su conservación (Isaac *et al.*, 2007). Para calcular este índice se incorporan dos criterios fundamentales: en primer lugar considera el aporte que una especie hace a la diversidad filogenética; es decir, qué tanto esta especie representa una línea evolutiva distintiva. En segundo lugar toma en consideración el grado de amenaza al que está sujeta. Este índice fue calculado en 4 mil especies de mamíferos, que son los que cuentan con la información de los dos aspectos recién mencionados. En la posición número 34 de estas 4 mil especies quedó ubicado el tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*), confirmando la importancia que reviste esta especie en términos de su conservación.

## CONCLUSIONES

Hemos visto cómo la historia evolutiva de los tapires se remonta hasta varios millones de años atrás, tiempo durante el cual este grupo ha logrado sortear los impactos de una gran variedad de eventos que incluyeron desde grandes fluctuaciones climáticas hasta el encuentro con los primeros cazadores humanos. El rico legado biológico producto de esos millones de años de evolución se preserva en la actualidad en tan sólo 4 especies, entre las que se encuentra *T. bairdii*.

En el presente los tapires enfrentan de nuevo grandes desafíos que ponen en riesgo la persistencia de sus poblaciones. Si bien algunos de los factores que están ejerciendo esta amenaza coinciden con los del pasado (p.e. cambios ambientales globales y cacería), la magnitud y velocidad con la que están ocurriendo actualmente y su interacción con otras fuentes de perturbación, como la transmisión de enfermedades provenientes del ganado, atropellamientos, incendios inducidos en bosques y contaminación de cuerpos de agua, hacen dudar que en esta ocasión los tapires logren evitar ser empujados a la extinción total. Un importante punto a notar es que, a diferencia del pasado, en el que los cambios globales eran producto de procesos naturales (p.e. cambios en las características de la atmósfera, la órbita de la Tierra, la actividad volcánica), en el presente, la principal fuente de perturbación es la actividad humana. Queda claro que sólo la intervención oportuna y decidida de un grupo amplio de especialistas y el apoyo de la sociedad pueden hacer frente al gran desafío que representa la conservación de una especie como el tapir centroamericano y todo su legado evolutivo.

## AGRADECIMIENTOS

Agradecemos la invitación por parte de los editores de este libro para escribir este capítulo. El Biol. Juan Paulo Carbajal Borges proporcionó

algunas de las referencias citadas en este texto. Eduardo Mendoza tuvo el apoyo del Sistema Nacional de Investigadores durante la realización de este capítulo. Agradecemos al biólogo Joaquín Eng Ponce su apoyo para la realización de las figuras 1, 3 y 5.

## REFERENCIAS

- Albright, L.B. 1998. New genus of tapir (Mammalia: Tapiridae) from the Arikarean (Earliest Miocene) of the Texas coastal plain. *Journal of Vertebrate Paleontology* 18:200-217.
- Álvarez, T., A. Ocaña Marín y J. Arroyo-Cabrales. 2012. Restos de mamíferos. En: *Rancho «La Amapola», Cedral. Un sitio arqueológico-paleontológico pleistocénico-holocénico con restos de actividad humana*. L.E. Mirambell (ed.). Instituto Nacional de Antropología e Historia, México, pp. 147-194.
- Arroyo-Cabrales, J. y O.J. Polaco. 2003. Caves and the Pleistocene vertebrate paleontology of Mexico. En: *Ice age cave faunas of North America*. B.W. Schubert, J.I. Mead, R.W. Graham (eds.). Indiana University Press, Bloomington and Indianapolis, pp. 273-291.
- Ashley, M.V., J.E. Norman y L. Stross. 1996. Phylogenetic analysis of the Perissodactyla Family Tapiridae COII. *Journal of Mammalian Evolution* 3:315-326.
- Bai, B., Y.Q. Wang y J. Meng. 2018. Postcranial morphology of the Middle Eocene deperetellid *Teleolophus* (Perissodactyla, Tapiroidea) from Shara Murun region of the Erlian Basin, Nei Mongol, China. *Vertebrata Palasiatica* 56:1-27.
- Baillie, J.E.M., J. Griffiths, S.T. Turvey, J. Loh, y B. Collen. 2010. *Evolution lost: status and trends of the world's Vertebrates*. Zoological Society of London, Londres.
- Barnosky, A.D. y E.L. Lindsey. 2010. Timing of Quaternary megafaunal extinction in South America in relation to human arrival and climate change. *Quaternary International* 217:10-29.
- Barrios-Rivera, H. 1985. *Estudio analítico del registro paleovertebradológico de México*. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias-UNAM.
- Bayshashov, B.U. y E.M.E. Billia. 2011. Records of Tapiroidea Gray 1825 (Mammalia, Perissodactyla) From Kazakhstan –an Overview. *Acta Paleontologica Romaniaae* 7:1-7.
- Brisson, A.D. 1762. *Regnum animale in classes IX. Distributum, sive, Synopsis methodica*. Theodorum Haak, Leiden.
- Camargo-Sanabria, A.A. y E. Mendoza. 2016. Interactions between terrestrial mammals and the fruits of two neotropical rainforest tree species. *Acta Oecologica* 73:45-52.
- Camargo-Sanabria, A.A., E. Mendoza, R. Guevara, M. Martínez-Ramos y R. Dirzo. 2015. Experimental defaunation of terrestrial mammalian herbivores alters tropical rainforest understorey diversity. *Proc. R. Soc. B.* 282:20142580.
- Castellanos, A., C. Foerester, D.J. Lizcano, E. Naranjo, E. Cruz-Aldan, I. Lira-Torres, R. Samudio, S. Matola, J. Schipper y J. Gonzalez-Maya. 2008. *Tapirus bairdii*. IUCN Red List of Threatened Species. Versión 2011.2. En: <www.iucnredlist.org>, última consulta: 21 de enero de 2012.
- Colbert, M.W. 2005. The facial skeleton of the early Oligocene *Colodon* (Perissodactyla, Tapiroidea). *Palaeontologia Electronica* 8:1-27.
- Cozzuol, M.A., C.L. Clozato, E.C. Holanda, F.H.G. Rodrigues, S. Nienow, B. de Thoisy, R.A.F. Redondo y F.R. Santos. 2013. A new species of tapir from the Amazon. *Journal of Mammalogy* 94:1331-1345.
- Dashzeveg, D. y J.J. Hooker. 1997. New ceratomorph perissodactyls (Mammalia) from the middle and late Eocene of Mongolia: Their implications for phylogeny and dating. *Zoological Journal of the Linnean Society* 120:105-138.
- Delgado-Martínez, C.M. 2017. *Efectos de la Perturbación Antropogénica sobre las Interacciones entre Mamíferos Frugívoros y Palmas en La Selva Lacandona, Chiapas, México*. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias-UNAM.
- Dirzo R. y A. Miranda. 1991. Altered patterns of herbivory and diversity in the forest understory: a case study of the possible consequences of contemporary defaunation. En: *Plant-animal interactions: evolutionary ecology in tropical and temperate regions*. Price, P.W., P.G. Lewinsohn, G.W. Fernandes y W.W. Benson (eds.). Wiley. Nueva York, pp. 273-287.
- Dirzo, R., H.S. Young, M. Galetti, G. Ceballos, N.J. Isaac, y B. Collen. 2014. Defaunation in the Anthropocene. *Science* 345:401-406.
- Donian, J. 2005. Re-wilding North America. *Nature* 436: 913-914.
- Ferrusquía-Villafranca, I., J. Arroyo-Cabrales, E. Johnson, J. Ruiz-González, E. Martínez-Hernández, J. Gama-Castro, P. de Anda-Hurtado y O.J. Polaco. 2017. Quaternary Mammals, People, and Climate Change: A View from Southern North America. En: *Climate change and human responses. A zooarchaeological perspective*. G.G. Monks, (ed.). Springer, Dordrecht, pp. 27-67.
- Ferrusquía-Villafranca, I., J. Arroyo-Cabrales, E. Martínez-Hernández, J. Gama-Castro, J. Ruiz-González, O.J. Polaco y E. Johnson. 2010. Pleistocene mammals of Mexico: A critical review of regional chronofaunas, climate change response and biogeographic provinciality. *Quaternary International* 217:53-104.
- Fragoso, J.M., K.M. Silvius y J.A. Correa. 2003. Long-distance seed dispersal by tapirs increases seed survival and aggregates tropical trees. *Ecology* 84:1998-2006.
- Franzen, J.L. 1994. Eine Rancho-La-Brea-Fauna aus Nordost-Mexiko (Bundesstaat Nuevo León). *Natur und Museum* 124:241-258.
- Franzen, J.L., 2013. The tapirs (Mammalia, Perissodactyla, Tapiridae) from the late Miocene (early Turolian) of Dorn-Dürkheim 1 (Germany, Rheinhessen). *Palaeobiodiversity and Palaeoenvironments* 93:171-189.

- Freudenberg, W. 1921. *Geologie von Mexiko: Dargestellt nach der literatur und nach eigenen forschungen*. Verlag von Gebroder Borntraeger, Berlin.
- Groves, C.P. y P. Grubb. 2011. *Ungulate Taxonomy*. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland.
- Hershkovitz, P. 1954, Mammals of northern Colombia, preliminary report No.7: Tapirs (genus *Tapirus*), with a systematic review of american species. *Proceedings of the United States National Museum* 103:465-496.
- Holanda, E.C. y A.D. Rincón. 2012. Tapirs from the Pleistocene of Venezuela. *Acta Palaeontologica Polonica* 57:463-473.
- Holanda, E.C. y B.S. Ferrero. 2013. Reappraisal of the genus *Tapirus* (Perissodactyla, Tapiridae): Systematics and phylogenetic affinities of the South American tapirs. *Journal of Mammalian Evolution* 20:33-44.
- Holbrook, L.T. 1999. The phylogeny and classification of tapir-morph Perissodactyls (Mammalia). *Cladistics* 15:331-350.
- Hulbert, R.C. 2005. Late Miocene *Tapirus* (Mammalia, Perissodactyla) from Florida, with description of a new species, *Tapirus webbi*. *Bulletin of the Florida Museum of Natural History* 45:465-494.
- Hulbert, R.C. 2010. A new early Pleistocene tapir (Mammalia: Perissodactyla) from Florida, with a review of Blancan tapirs from the state. *Bulletin of the Florida Museum of Natural History* 49:67-126.
- Hulbert, R.C., S.C. Wallace, W.E. Klippel y P.W. Parmalee. 2009. Cranial morphology and systematics of an extraordinary sample of the late Neogene dwarf tapir, *Tapirus polkensis* (Olsen). *Journal of Paleontology* 83:238-262.
- Isaac, N.J., S.T. Turvey, B. Collen, C. Waterman y J.E. Bailie. 2007. Mammals on the EDGE: conservation priorities based on threat and phylogeny. *PLoS One* 2:p.e296.
- IUCN. 2011. *IUCN Red List of Threatened Species. Version 2018.2. International Union for the Conservation of Nature*. En: <<http://www.iucnredlist.org>>, última consulta: 25 noviembre 2018.
- Janis, C.M., K.M. Scott y L.L. Jacobs. 1998. *Evolution of tertiary mammals of North America. Volume 1: Terrestrial carnivores, ungulates, and ungulatelike mammals*. Cambridge University Press, Cambridge, Nueva York.
- Janzen, D. y P.S. Martin. 1982. Neotropical anachronisms: the fruits the Gomphoters ate. *Science* 215:19-27.
- Ji, X.P., N.G. Jablonski, H.W. Tong, D.F. Su, J.O.R. Ebbestad, C.W. Liu y T.S. Yu. 2015. *Tapirus yunnanensis* from Shuitangba, a terminal Miocene hominoid site in Zhaotong, Yunnan province of China. *Vertebrata Palasiatica* 53:177-192.
- Koch, P.L. y A.D. Barnosky. 2006. Late quaternary extinctions: state of the debate. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 37:215-250.
- Lindsay, E.H. 1984. Late Cenozoic mammals from northwestern Mexico. *Journal of Vertebrate Paleontology* 4:208-215.
- Linnaeus, C. 1758. *Systema Naturae per Regna Tria Naturae, Secundum Classes, Ordines, Genera, Species, cum Characteribus, Differentiis, Synonymis, Locis. Editio Decima. Reformata, Laurentii Salvii*.
- Lucas, S.G. 2008. Late Cenozoic fossil mammals from the Chapala rift basin, Jalisco, Mexico. *New Mexico Museum of Natural History and Science Bulletin* 44:39-50.
- Martin, P.S. 2005. *Twilight of the mammoths: Ice age extinctions and the rewilding of America*. University of California, Berkeley.
- McKenna, M.C. y S.K. Bell. 1997. *Classification of mammals above the species level*. Columbia University Press, Nueva York.
- Mead, J.I., A. Baez, S.L. Swift, M.C. Carpenter, M. Hollenshead, N.J. Czaplewski, D.W. Steadman, J. Bright y J. Arroyo-Cabrales. 2006. Tropical marsh and savanna of the late Pleistocene in northeastern Sonora, Mexico. *The Southwestern Naturalist* 51:226-239.
- Mendoza, E., Fuller, T.L., Thomassen, H.A., Buermann, W., Ramírez-Mejía, D. y T.B. Smith. 2013. A preliminary assessment of the effectiveness of the Mesoamerican Biological Corridor for protecting potential Baird's tapir (*Tapirus bairdii*) habitat in southern Mexico. *Integrative Zoology* 8: 35-47.
- Miyata, K., Y. Tomida, K.C. Beard, F.G. Gunnell, H. Ugai y K. Hirose. 2011. Eocene mammals from the Akasaki and Nakakoshiki Formations, western Kyushu. *Vertebrata Palasiatica* 49:53-68.
- Naranjo, E.J. 2009. Ecology and conservation of Baird's tapir in Mexico. *Tropical Conservation Science* 2:140-158.
- Nowak, R.M. y J.L. Paradiso. 1983. *Walker's Mammals of the World*. The Johns Hopkins University Press, Baltimore y Londres.
- O'Farrill, G., M. Galetti y A. Campos-Arceiz. 2013. Frugivory and seed dispersal by tapirs: an insight on their ecological role. *Integrative Zoology* 8:4-17.
- Padilla, M., R.C. Dowler y C.C. Downer. 2010. *Tapirus pinchaque* (Perissodactyla: Tapiridae). *Mammalian Species* 42:166-182.
- Pauly, D. 1995. Anecdotes and the shifting baseline syndrome of fisheries. *Trends in Ecology and Evolution* 10:430.
- Pichardo, M. 1997. Valsequillo biostratigraphy: New evidence for Pre-Clovis date. *Anthropologischer Anzeiger* 55:233-246.
- Porta, J.D. 1969. Les Vertébrés Fossiles de Colombie et les Problèmes posés par l'isolement du Continent Sud-Américain. *Palaeovertebrata* 2:77-94.
- Prothero, D.R. y R.M. Schoch. 1989. Origin and evolution of the Perissodactyla: summary and synthesis. En: *The Evolution of Perissodactyls*. D.R. Prothero y R.M. Schoch, (eds.). Clarendon Press and Oxford University Press, Nueva York, Oxford.
- Puc-Sánchez, J.I. 2017. *Interacciones entre mamíferos terrestres y frutos de dos especies de árboles de distribución restringida al bosque mesófilo*. Tesis de maestría. Instituto de

- Investigaciones sobre los Recursos Naturales-Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, pp. 504-529.
- Radinsky, L. 1963. Origin and early evolution of North American Tapiroidea. *Peabody Museum of Natural History Yale University Bulletin* 17:1-106.
- Ruiz-García, M., A. Castellanos, L.A. Bernal, M. Pinedo-Castro, F. Kaston y J.M. Shostell. 2016. Mitogenomics of the mountain tapir (*Tapirus pinchaque*, Tapiridae, Perissodactyla, Mammalia) in Colombia and Ecuador: Phylogeography and insights into the origin and systematics of the South American tapirs. *Mammalian Biology* 81:163-175.
- Scherler, L., D. Becker y J.P. Berger. 2011. Tapiridae (Perissodactyla, Mammalia) of the Swiss Molasse Basin during the Oligocene-Miocene transition. *Journal of Vertebrate Paleontology* 31:479-496.
- Schultz, C.B., L.D. Martin y R.G. Corner. 1975. Middle and late Cenozoic tapirs from Nebraska. *Bulletin of the University of Nebraska State Museum* 10:1-21.
- Solórzano, F. 2002. *Localidades y fauna fósil registrada para el Estado de Jalisco*. Reporte técnico del Instituto Nacional de Antropología e Historia, Jalisco.
- Steiner, C.C. y O.A. Ryder. 2011. Molecular phylogeny and evolution of the Perissodactyla. *Zoological Journal of the Linnean Society* 163:1289-1303.
- Terborgh, J. 1990. An Overview of Research at Cocha Cashu Biological Station. En: *Four neotropical rainforests*. A.H. Gentry (ed.). Yale University Press, New Haven, Londres, pp. 48-59.
- Zimov, S.A. 2005. Pleistocene park: return of the mammoth's ecosystem. *Science* 308:796-798.
- Zimov, S.A., V.I. Chuprynin, A.P. Oreshko, F.S. Chapin, J.F. Reynolds y M.C. Chapin. 1995. Steppe-tundra transition: a herbivore-driven biome shift at the end of the Pleistocene. *American Naturalist* 146:765-794.

PARTE II  
**CONSERVACIÓN**



Foto: Jesús Pacheco

## 5. TAMAÑO POBLACIONAL Y ÁREAS PRIORITARIAS PARA SU CONSERVACIÓN

Ana Laura Nolasco  
Laura Mendoza  
Gerardo Ceballos

### RESUMEN

El tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*) es una especie que se encuentra catalogada como en peligro de extinción, debido a que sus poblaciones se han visto notablemente reducidas, principalmente por la caza ilegal, la destrucción y la fragmentación de su hábitat, confinándolo a aquellas áreas que cuentan con alguna categoría de protección especial o lejos de los asentamientos humanos. En este capítulo se estimó el número de individuos en cada una de las regiones donde ha sido verificada la presencia de la especie y se obtuvo un valor a nivel nacional del número de tapires, a partir de lo cual se establecieron áreas prioritarias para su conservación en México. Se obtuvieron cuatro regiones con alta prioridad de conservación, que corresponden a la selva Zoque, la selva Lacandona, Calakmul y áreas adyacentes, y Sian Ka'an y áreas adyacentes, debido a que albergan las poblaciones más grandes de tapir centroamericano en el país. Se estimó que existen entre 1 717 y 4 907 tapires en México.

**Palabras clave:** áreas prioritarias, conservación, densidades, tamaño poblacional, tapir centroamericano

### ABSTRACT

*Although the Baird's tapir (*Tapirus bairdii*) is listed as an endangered species, its populations have been significantly reduced mainly as a consequence of poaching, destruction and habitat fragmentation, which confine the tapir to areas that have some special protection or are located away from human settlements. For this reason, in this study we determined the population size in each region where the presence of the species has been verified, and obtained an estimate of the total number of individuals in the country. These population estimates allowed us to establish priority areas for Baird's tapir conservation*

in Mexico. We obtained 4 regions with high conservation priority: Selva Zoque, Selva Lacandona, Calakmul and adjacent areas and Sian Ka'an and adjacent areas, as they are home to large populations of Baird's tapir in the country. We estimated between 1,717 and 4,907 tapirs in Mexico.

**Keywords:** Baird's tapir, conservation, density, population size, priority areas

## INTRODUCCIÓN

El crecimiento acelerado de la población humana ha provocado devastadoras consecuencias, principalmente por la explotación inadecuada y descontrolada de los recursos naturales, lo que ha propiciado la extinción de varias especies y ha puesto en riesgo a muchas más (Ceballos *et al.*, 2002; Ceballos y Eccardi, 2003; Cardillo *et al.*, 2005). En México, entre los ecosistemas más amenazados se encuentran las selvas tropicales, en especial la selva alta perennifolia, seguida por las selvas bajas, los manglares y los bosques mesófilos de montaña (Ceballos *et al.*, 2002), que constituyen el hábitat del único representante del orden Perissodactyla en México: el tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*).

Por esta razón, y con base en los sitios obtenidos a partir del modelado del nicho ecológico del tapir, se determinó el número de individuos en todos los sitios donde ha sido verificada su presencia en México, con el fin de determinar áreas prioritarias para su conservación y obtener de manera general un panorama del estado actual de conservación de sus poblaciones en el país.

## MÉTODOS

Con base en los mapas de distribución actual obtenidos en el capítulo 4 del presente libro, se determinó el área actual de distribución del ta-

pir que cuenta con protección especial y se estimó el número de individuos por cada región con presencia verificada. Lo anterior se basa en las densidades de tapir propuestas por Lira *et al.* (2004) para la Reserva de la Biosfera El Triunfo y por Naranjo (2001b) para la selva Lacandona (Montes Azules), tomando en cuenta únicamente la superficie en buen estado de conservación, que corresponde a las zonas núcleo de las reservas, en los casos donde se sabe que su distribución se encuentra restringida. Se presenta también una estimación de la población actual a nivel nacional a partir de todos los sitios donde ha sido verificada la presencia del tapir y se priorizaron áreas para su conservación en México. La selección de los sitios se basó en la clasificación de las áreas prioritarias y se dividió en tres categorías:

- a) Prioridad I. Regiones en las que actualmente se mantienen poblaciones viables de la especie con no menos de 100 individuos.
- b) Prioridad II. Regiones en las que actualmente se mantienen poblaciones de la especie que cuentan con menos de 100 individuos y registros aislados donde no se tienen extensiones considerables de vegetación natural que permitan mantener una población a largo plazo.
- c) Prioridad III. Regiones que presentan extensiones considerables de hábitat adecuado para la especie, aunque no se haya confirmado su presencia en forma sistemática.

## RESULTADOS

En cada uno de los sitios donde se cuenta con presencia actual y verificada del tapir se obtuvo el número de individuos de las poblaciones (cuadro 1); los datos muestran 17 regiones en el país con alguna categoría de prioridad para la conservación de la especie:

Cuadro 1. Abundancia relativa de tapir centroamericano en sitios con presencia verificada

Fuente: con base en las estimaciones de densidad realizadas por Lira et al. (2004) y Naranjo (2001b)

Localidad	Municipios	Superficie (ha)	Tipo de vegetación	Abundancia relativa basada en estimaciones de densidad		Conectividad	Prioridad para la conservación
				Dc	db		
CAMPECHE							
Reserva de la Biosfera Los Petenes (282,858 ha)	Calkini, Hecelchakan Tenabo y Campeche	64 282	Manglar, matorral, selva alta perennifolia, selva baja caducifolia	128.6	44.99	Río Celestún	Prioridad II
Reserva Estatal Balam Kin	Calakmul	110 990	Selva mediana subcaducifolia	221.9	77.69	Reserva Estatal Balam Ku y Calakmul	Prioridad I
Reserva Estatal Balam Ku	Calakmul	409 200	Selva mediana subcaducifolia	818.4	286.44	Reserva Estatal Balam Kin y Calakmul	Prioridad I
Reserva de la Biosfera Calakmul (723 185 ha)	Calakmul y Hopelchen	Zona Núcleo I (147 915) y Zona Núcleo II (100 345) TOTAL 248 260	Selva alta, mediana y baja subperennifolia vegetación hidrófila	1446.57	506.29	Reservas Balam Kin, Balam Ku, Balam Ka'ax y Petenes Guatemaltecos	Prioridad I
CHIAPAS							
Reserva de la Biosfera Montes Azules (331 200 ha)	Ocosingo y Las Margaritas	Zona de Protección (22 288) y de Uso Restringido (234 146) TOTAL 256 434	Selva alta perennifolia y mediana subcaducifolia, bosque de pino-encino, bosque de galería, jimbales y pastizal	512.9	179.50	Bonampak, Lacan-Tun, Yaxhilán, Chan-Kin, Metzabok, Naha, Petenes Guatemaltecos	Prioridad I
MN Bonampak	Ocosingo	4 357	Selva alta perennifolia	8.71	3.05	Lacan-Tun, Montes Azules, Yaxchilán	Prioridad I
MN Yaxchilán	Ocosingo	2 621	Selva alta perennifolia	5.24	1.84	Lacan-Tun, Montes Azules, Bonampak, Chan-Kin	Prioridad I
Lacantún	Ocosingo	61 874	Selva Alta Prennifolia	123.8	43.31	Montes Azules, Bonampak, Chan Kin, Yaxchilán	Prioridad I
Reserva de la Biosfera El Triunfo (119 177 ha)	Acacoyagua, Angel Albino Corzo, La Concordia, Mapastepec, Villa Corzo, Pijijiapan y Siltepec	Zonas núcleo: El Triunfo (11 595), Ovando (2 143), Custepec (1 193), El Venado (4 056), La Angostura (6 776) TOTAL 25 763	Bosque mesófilo de montaña, bosque de coníferas, selva alta perennifolia	51.53	18.03	La Encrucijada. Pico El Loro-Paxtal	Prioridad II

Cuadro 1. [termina]

Localidad	Municipios	Superficie (ha)	Tipo de vegetación	Abundancia relativa basada en estimaciones de densidad		Conectividad	Prioridad para la conservación
				Dc	db		
Reserva de la Biosfera La Sepultura (167 310 ha)	Villacorzo, Villaflores, Jiquipilas, Cintalapa, Arriaga y Tonalá	Zona núcleo La Palmita (1 938) y Tres Picos (7 268) TOTAL 9 206	Bosque mesófilo de montaña, selva baja caducifolia y chaparral de niebla	18.41	6.44	Selva Zoque, Huitepec-Los Alcanfores	Prioridad II
Reserva de la Biosfera Selva El Ocote (101 288 ha)	Ocozacoautla de Espinosa, Cintalapa de Figueroa, Tecpatán de Mezcalapa y Jiquipilas.	Zona Núcleo (40 431)	Selva alta perennifolia, selva mediana subperennifolia, selva baja caducifolia y bosque de pino-encino	80.86	28.30	Los Chimalapas, La Pera	Prioridad I
OAXACA							
Tuza de Monroy	Santiago Jamiltepec	957	Selva mediana subcaducifolia y subperennifolia, manglar	1.91	.67	Sierra Sur y Costa de Oaxaca	Prioridad II
Los Chimalapas	Santa María y San Miguel Chimalapa	462 900	Selva mediana subperennifolia o perennifolia	925.8	324.03	Uxpanapa y El Ocote	Prioridad I
Sierras del Norte de Oaxaca-Mixe	Santiago Jocotepec y Camotlán, Ixtlán de Juárez, Totontepec Villa de Morelos	29 000	Selva alta perennifolia, selva mediana subperennifolia, bosque mesófilo de montaña	58	20.3	Valle de Tehuacán-Cuicatlán, Sierra Sur	Prioridad II
QUINTANA ROO							
APFF Yum Balam (154 052 ha)	Lázaro Cárdenas e Isla Mujeres.	Superficie terrestre (60 000)	Selva mediana y baja inundable, manglar	120	42	Ría Lagartos	Prioridad II
la Biosfera Sian Ka'an (528 147 ha), APFF Uaymil PN Xcalakl (17 949 ha)	Cozumel, Felipe Carrillo Puerto y Othon P. Blanco	SK: Zona Núcleo Muyil (33 418), Cayo Culebras (6 105), y Uaimil (240 180); Uaymil (89 118); Xcalak: superficie terrestre (4 543) TOTAL 667 394	Selva baja inundable y mediana caducifolia y subperennifolia, manglar, tintal, petenes	745.9	261.07	Zonas Forestales de Quintana Roo	Prioridad I

**Áreas de prioridad I.** Se determinaron cuatro regiones de alta prioridad para la conservación del tapir, que corresponden a la selva Zoque, con registros en Los Chimalapas (Oaxaca) y El Ocote (Chiapas); la selva Lacandona en Chiapas; la Reserva de la Biosfera Calakmul junto con los parques nacionales (PN) Balam Kin y Balam Ku, en Campeche, y el Área de Protección de Flora y Fauna Balam Ka'ax en Quintana Roo; y, por último, el sureste del estado de Quintana Roo (reservas Sian Ka'an, Uaymil y Xcalak).

**Áreas de prioridad II.** En esta categoría se encuentran las Sierras del Norte de Oaxaca-Mixe y las reservas de la biosfera El Triunfo y La Sepultura, ambas en Chiapas. Además, también se encuentran las localidades Tuza de Monroy, en Oaxaca, la reserva Yum Balam en Quintana Roo y la Reserva de la Biosfera Los Petenes, en Campeche, ya que se consideran registros aislados para la especie.

**Áreas de prioridad III.** Se proponen 6 regiones de baja prioridad: la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla en Tabasco; la Reserva de la Biosfera Laguna de Términos en Campeche; el volcán Tacaná, el cual no posee un área extensa de vegetación natural dentro del país, pero posee una conexión directa con los petenes guatemaltecos al este; Los Tuxtlas en Veracruz; La Encrucijada en Chiapas y la región de Tenosique en Tabasco. En todos estos sitios ya ha sido extirpado el tapir centroamericano.

Finalmente, se obtuvo una estimación de abundancia a nivel nacional a partir de todos los sitios en los que ha sido verificada la presencia del tapir, de la que se obtuvo que en México pueden encontrarse entre 1717 y 4907 tapires, aproximadamente.

## DISCUSIÓN

### ÁREAS DE PRIORIDAD I

Las cuatro regiones determinadas con alta prioridad de conservación para el tapir centroamericano pueden mantener poblaciones de más de 100 individuos y constituyen las poblaciones más numerosas del país. Aunque estas regiones tengan una estimación baja de abundancia pueden mantener poblaciones de más de 100 individuos. Es posible que debido a la gran extensión de su área, la conectividad y el alto grado de conservación que presenta, la península de Yucatán albergue las poblaciones de tapir con mayor densidad del país. Con base en nuestras estimaciones, la región comprendida dentro de las áreas naturales protegidas (ANP) de Campeche y Quintana Roo puede mantener entre 1218 y 3481 individuos y permitirles el flujo dentro de áreas extensas de vegetación, lo que establece a toda la región como un área con alta prioridad de conservación.

Otra región considerada con alta prioridad de conservación es la selva Lacandona, donde el número de individuos es alto, ya que la especie se encuentra reportada en prácticamente toda la región. Esta zona se encuentra conformada por numerosas ANP que mantienen una conexión directa entre ellas, lo que favorece el flujo de individuos, aunque presenta una de las principales amenazas para la especie: la cacería ilegal, la cual ha impactado de manera notable en las poblaciones de tapir de algunas comunidades (Naranjo, 2001b).

La región de Los Chimalapas es considerada también con alta prioridad de conservación, debido a que mantiene una de las poblaciones más grandes de tapir centroamericano del país, aunque no cuenta con alguna categoría de protección especial todavía, por lo que es importante plantear estrategias de conservación que aseguren la permanencia de la especie en dicha región.

### ÁREAS DE PRIORIDAD II

Estas áreas incluyen sitios donde las poblaciones no alcanzan los 100 individuos. En algunas de estas regiones el estudio ha sido considerable y detallado, pero la elevada fragmentación del hábitat ha disminuido su potencial de priorización por la falta de hábitat disponible para la permanencia de la especie, tales son los casos de las reservas de la biosfera El Triunfo y La Sepultura.

Dentro de esta categoría se encuentra también la Sierra Norte de Oaxaca, en la que se encuentra una población pequeña, pero no se han establecido estrategias de conservación y no cuenta con ninguna categoría de protección especial.

De igual manera, en esta categoría se incluyen sitios en los que se han obtenido registros aislados de la especie y donde es necesario realizar trabajo de campo para corroborar la presencia de poblaciones de tapir.

En años recientes se obtuvieron tres registros de huella en Yum Balam, cerca del río Chiquilá, por lo que sería importante verificar la presencia de poblaciones dentro esta reserva. Por otro lado, en los petenes, Campeche, se obtuvo un solo registro histórico, aunque posteriormente se reportó otro individuo en la comunidad de San Antonio Cum-pich; sin embargo, se desconoce la procedencia del animal capturado en esta localidad.

### ÁREAS DE PRIORIDAD III

Se propusieron seis áreas de prioridad III que corresponden a los sitios potenciales para la presencia de la especie. Tal es el caso de las reservas Pantanos de Centla y Laguna de Términos, que representan hoy día los humedales mejor conservados del país. Los pobladores han mencionado del avistamiento de anteburro en la región (Gerardo Carreón, com. pers.), pero no se ha confirmado su presencia de manera sistemática. Finalmente, el volcán Tacaná también ha sido considerado como un sitio prioritario, porque es posible encontrar tapir en las faldas del volcán, hacia el lado de la

Sierra Madre en Chiapas (Epigmenio Cruz, com. pers.), aunque la superficie de área no permitiría la presencia de una población grande.

Todos estos sitios se presentan como sitios prioritarios, ya que mantienen extensiones considerables de vegetación natural en buen estado de conservación para que el tapir se pueda distribuir, de manera que es importante realizar trabajo de campo exhaustivo con el fin de corroborar la presencia o ausencia de la especie en cada una de estas regiones.

Las poblaciones de tapir disminuyen drásticamente debido a la deforestación y fragmentación del hábitat, lo cual reduce el área que puede ocupar, tornando la situación de la especie preocupante si no se detiene el avance de la frontera agropecuaria. Al necesitar grandes extensiones de vegetación, los sitios que pueden sostener poblaciones de tapir a largo plazo son principalmente ANP extensas que mantengan conexión con áreas adyacentes y que permitan el flujo genético de las poblaciones, por lo que la conservación del área boscosa dentro de dichas zonas es fundamental para asegurar la permanencia de las poblaciones de tapir dentro del territorio nacional y en toda su área de distribución.

Es importante destacar que aunque el tapir se encuentra en ANP, no significa que esté protegido, ya que dentro de estas zonas también habitan comunidades cuyos pobladores llegan a cazarlo, ya sea para subsistencia o por daño a los cultivos. Es importante promover medidas de protección en áreas que mantienen grandes extensiones de bosque, que albergan una gran diversidad de flora y fauna y que no cuentan con ninguna categoría de protección especial, como es el caso de Los Chimalapas y las Sierras del Norte de Oaxaca-Mixe.

## CONCLUSIONES

El tapir centroamericano es una especie en peligro de extinción cuyas poblaciones están dismi-

nuyendo constantemente. Las estimaciones del tamaño poblacional del tapir indican que existen sitios donde la permanencia de la especie a largo plazo es improbable por lo que secuencialmente desaparecerá de estas zonas en el futuro; sin embargo, aún hay sitios donde es posible conservar dichas poblaciones con el establecimiento de medidas de protección para la especie y el hábitat. Regiones como la selva Lacandona y la península de Yucatán son importantes, ya que presentan las superficies más extensas dentro del área de distribución general del tapir centroamericano.

### AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a Iván Lira por la revisión de este manuscrito así como por los comentarios pertinentes que enriquecieron el trabajo.

### REFERENCIAS

- Álvarez del Toro, M. 1993. *Chiapas y su biodiversidad*. Gobierno del Estado de Chiapas, México.
- Cardillo, M., G.M. Mace, K.E. Jones, J. Bielby, O.R.P. Bininda-Emonds, E. Sechrest, C.
- D.L. Orme y A. Purvis. 2005. Multiple causes of high extinction risk in large mammal species. *Science* 309:1239-1241.
- Ceballos, G. y F. Eccardi. 2003. *Animales de México en peligro de extinción*. Fundación Ingeniero Alejo Peralta y Díaz Ceballos, IBP, México.
- Ceballos, G. y G. Oliva. 2005. Los mamíferos silvestres de México. CONABIO/Fondo de Cultura Económica, Ciudad de México.
- Ceballos, G., J. Arroyo-Cabrales y R.A. Medellín. 2002. Mamíferos de México. En: *Diversidad y conservación de los mamíferos*. G. Ceballos y J. A. Simonetti (eds.).
- CITES. Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora. 2007. *UNEP-WCMC Species Database: CITES-Listed Species*. En: <<http://www.unep-wcmc.org/isdb/CITES/Taxonomy/tax-species-result.cfm?displaylanguage=eng&Genus=Tapirus&Species=bairdii&source=animals&Country=MX&tablename=legal>>.
- IUCN. International Union for Conservation of Nature. 2008. *Red List of Threatened Species*. En: <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)>, última visita: 26 de junio del 2008.
- Leopold, A.S. 1965. *Fauna silvestre de México: Aves y mamíferos de caza*. Instituto Mexicano de Recursos Naturales Renovables, México.
- Lira, I., E. Naranjo Piñera, D.M. Güiris Andrade y E. Cruz Aldán. 2004. Ecología de *Tapirus bairdii* (Perissodactyla: Tapiridae) en la Reserva de la Biosfera El Triunfo (Polígono 1), Chiapas, México. *Acta Zoológica Mexicana* (n.s.) 20(1):1-21.
- March, I.J. 1994. Situación actual del tapir en México. *Centro de Investigaciones Ecológicas del Sureste serie Monográfica* 1:1-37.
- Naranjo, E.J. 2001a. El tapir en México. *Biodiversitas* 36:9-11.
- Naranjo, E.J. 2001b. Informe final del proyecto R080: Ecología poblacional y conservación del tapir en la Selva Lacandona, Chiapas. CONABIO.
- SEMARNAP-INEGI-UNAM. Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática-Universidad Nacional Autónoma de México (comp.). 2000. *Inventario Forestal Nacional 2000-2001. Escala 1:250 000*. SEMARNAP/INEGI/UNAM, Ciudad de México.
- Villa R.B. y F.A. Cervantes. 2003. *Los mamíferos de México*. UNAM/Grupo Editorial Iberoamérica, México.



## 6. ALTERNATIVAS PARA LA CONSERVACIÓN

*Eduardo J. Naranjo*

### RESUMEN

La difícil situación de conservación que enfrenta el tapir en México originó la conformación del Subcomité Consultivo Nacional para la Protección y Recuperación del Tapir, promovido inicialmente por la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) en 2001. Este subcomité desarrolló durante varios años un trabajo que se cristalizó en 2009 con la publicación del Programa de Acción para la Conservación (PACE) de esta especie. El presente capítulo sintetiza las principales líneas de acción para la conservación del tapir y su hábitat en México contenidas en el PACE, entre las que destacan propuestas de manejo de poblaciones silvestres y cautivas de tapir, medidas para la protección y mejoramiento de su hábitat, alternativas de participación social e institucional, y necesidades de investigación, comunicación y formación de recursos humanos.

**Palabras clave:** conservación, manejo, México, PACE, *Tapirus bairdii*

### ABSTRACT

*The difficult conservation situation that is facing the tapir in Mexico originate the formation of the National Advisory Subcommittee for the Protection and Recovery of the Tapir, initially promoted by the Ministry of Environment and Natural Resources (SEMARNAT) in 2001. This Subcommittee developed for several years a work that crystallized with the publication of the Conservation Action Program (PACE) of this species in 2009. This chapter, summarizes the main lines of action for the conservation of the tapir and its habitat in Mexico contained in the PACE, among which proposals for managing wild and captive populations of tapirs, measures for the protection and improvement of their habitat, alternatives for social and institutional participation, and needs for research, communication and training of human resources stand out.*

**Keywords:** *conservation, management, México, PACE, Tapirus bairdii*

## INTRODUCCIÓN

Distintos factores amenazan la persistencia de las poblaciones de tapir en México. Entre ellos destacan la pérdida y fragmentación de su hábitat, la cacería incontrolada, la competencia con especies domésticas y los efectos del cambio climático sobre su hábitat (Naranjo, 2009, 2018; véanse otros capítulos de esta misma obra). La presencia de estas amenazas sobre las poblaciones de tapir genera la necesidad de aplicar una serie de medidas inmediatas sobre las poblaciones mismas y su hábitat para evitar la extinción local. Estas medidas requieren de la participación de los habitantes de las comunidades cercanas al hábitat de este mamífero, de manera que se conviertan en aliados en el proceso de conservación. Ante la magnitud del reto que representa la conservación del tapir en México, y a solicitud de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), en 2001 se formó un grupo de trabajo integrado fundamentalmente por investigadores y manejadores de la especie denominado Subcomité Consultivo Nacional para la Protección y Recuperación del Tapir, el cual formuló un Programa de Acción para la Conservación (PACE) de esta especie en México (Cruz-Aldán *et al.*, 2009; Naranjo *et al.*, 2005). En el presente capítulo se sintetizan las propuestas más relevantes de este programa en lo referente a medidas concretas para la protección, recuperación y uso sustentable del tapir en nuestro país.

## MANTENIMIENTO DE ÁREAS PROTEGIDAS Y CORREDORES BIOLÓGICOS

El mantenimiento de las áreas naturales protegidas donde existen poblaciones de tapir es indudablemente una de las estrategias más eficientes para asegurar un mínimo de disponibilidad de hábitat para esta especie en México (Cruz-Aldán *et al.*, 2009). Otra de las estrategias importantes es la protección de fragmentos grandes de bosque tropical y subtropical en terrenos públicos, comunales o privados fuera de las reservas legalmente establecidas (Naranjo, 2009, 2018). Estas áreas sin protección pueden constituir hábitat utilizable por los tapires o, al menos, corredores que faciliten sus movimientos entre áreas protegidas de mayor tamaño, reduciendo así los efectos potenciales del aislamiento reproductivo (p.e. endogamia) en las poblaciones pequeñas (De la Torre *et al.*, 2018). En particular, una estrategia relativamente sencilla de manejo del hábitat del tapir, que puede contribuir a reducir los efectos de aislamiento de las poblaciones, consiste en promover la creación y mantenimiento de franjas de vegetación natural a lo largo de los cauces de arroyos y ríos, así como alrededor de lagunas, potreros y cultivos adyacentes a las áreas forestales extensas (Cruz-Aldán *et al.*, 2009). Los programas comunitarios de capacitación y educación ambiental serán componentes esenciales para la puesta en marcha de esta estrategia (Naranjo *et al.*, 2015).

dablemente una de las estrategias más eficientes para asegurar un mínimo de disponibilidad de hábitat para esta especie en México (Cruz-Aldán *et al.*, 2009). Otra de las estrategias importantes es la protección de fragmentos grandes de bosque tropical y subtropical en terrenos públicos, comunales o privados fuera de las reservas legalmente establecidas (Naranjo, 2009, 2018). Estas áreas sin protección pueden constituir hábitat utilizable por los tapires o, al menos, corredores que faciliten sus movimientos entre áreas protegidas de mayor tamaño, reduciendo así los efectos potenciales del aislamiento reproductivo (p.e. endogamia) en las poblaciones pequeñas (De la Torre *et al.*, 2018). En particular, una estrategia relativamente sencilla de manejo del hábitat del tapir, que puede contribuir a reducir los efectos de aislamiento de las poblaciones, consiste en promover la creación y mantenimiento de franjas de vegetación natural a lo largo de los cauces de arroyos y ríos, así como alrededor de lagunas, potreros y cultivos adyacentes a las áreas forestales extensas (Cruz-Aldán *et al.*, 2009). Los programas comunitarios de capacitación y educación ambiental serán componentes esenciales para la puesta en marcha de esta estrategia (Naranjo *et al.*, 2015).

## PLANIFICACIÓN DEL USO DEL SUELO

En las áreas de distribución actual y potencial del tapir es necesario planificar el uso del suelo mediante procesos de ordenamiento territorial, para mantener el hábitat disponible y su conectividad (Mendoza *et al.*, 2013). Este ordenamiento territorial puede promoverse a nivel comunitario o municipal, delimitando áreas para actividades agrícolas y ganaderas, así como zonas que mantengan la cobertura forestal nativa y que funcionen como refugios para las poblaciones de tapir y a la vez como áreas de extracción

forestal sustentable. Este esquema parece estar funcionando con relativo éxito en algunos municipios y ejidos del centro y sur de Quintana Roo y en el sur de Campeche (Cruz-Aldán *et al.*, 2009; Naranjo 2009).

### **TRANSFORMACIÓN DE SISTEMAS AGROPECUARIOS**

Para que las áreas agropecuarias sean más compatibles con la conservación del hábitat del tapir se requiere su transformación, con el propósito de hacerlas más productivas y diversificadas. Estos cambios podrían mejorar el rendimiento y la rentabilidad de dichos sistemas y además evitar su expansión hacia las áreas silvestres que albergan poblaciones de tapir (Cruz-Aldán *et al.*, 2009). La diversificación puede impulsarse promoviendo el uso de técnicas de cultivo orgánicas, las prácticas agroforestales, la rotación de cultivos y potreros, la creación y el mantenimiento de cercos vivos, y el aprovechamiento de productos forestales no maderables, entre otras actividades económicas potenciales (Naranjo *et al.*, 2015). Los programas de capacitación dirigidos a los agricultores, ganaderos y sociedades productivas en las comunidades aledañas a las áreas protegidas con presencia de tapires, pueden ser un instrumento fundamental en este proceso (Naranjo, 2009).

### **CONTROL DE LA CACERÍA DE SUBSISTENCIA**

El tapir definitivamente no es un buen candidato para ser sujeto de cacería sustentable, especialmente bajo las actuales condiciones socioeconómicas de los habitantes del medio rural del sur de México (Naranjo y Bodmer, 2002). Sin embargo, se podría promover el uso sustentable de otros vertebrados con mayor potencial produc-

tivo (p.e. armadillos, pecaríes, venados, iguanas y pavos) para satisfacer parte de las necesidades nutricionales y económicas de las comunidades rurales bajo un sistema de manejo participativo (Bodmer y Puertas, 2000). En particular, dentro de áreas naturales protegidas, como Balam-kin, Balamkú, Calakmul, El Triunfo, Lacantún, lagunas de Chacahua, La Sepultura, Montes Azules, selva El Ocote y Sian Ka'an, es necesario evitar la cacería de tapires mejorando la vigilancia dentro de las mismas y en sus alrededores (Carbal-Borges *et al.* 2014; Carrillo *et al.* 2015). Para ello pueden aprovecharse los comités de vigilancia ya existentes en la mayoría de los ejidos y poblados rurales del sur de México (Cruz-Aldán *et al.*, 2009). En este proceso será indispensable la capacitación de los pobladores locales por medio de talleres y cursos para el uso sustentable en comunidades donde existen poblaciones de tapires, particularmente en las regiones de las Cañadas de la selva Lacandona, ejidos forestales de Campeche y Quintana Roo, Los Chimalapas, Marqués de Comillas y sierra Mixe (Botello *et al.*, 2017; Naranjo, 2009).

### **ALTERNATIVAS ECONÓMICAS Y PARTICIPACIÓN SOCIAL**

En la medida en la que los residentes de las áreas con presencia de tapires logren tener más y mejores fuentes de ingresos económicos, probablemente adquieran una mejor actitud hacia los programas y proyectos relacionados con el uso sustentable y la conservación de la fauna silvestre de sus localidades (Naranjo, 2009). Para ello, algunos habitantes de las comunidades pueden ser capacitados y contratados como vigilantes en las áreas protegidas establecidas, en vez de movilizar gente desde las ciudades. Los residentes pueden también iniciar sus propios proyectos agroforestales o ecoturísticos en las inmediaciones de las

áreas protegidas con el apoyo de los gobiernos municipales, estatales y federal. Los residentes también pueden ser entrenados para trabajar como asistentes de campo en proyectos de investigación y monitoreo, o bien, como educadores ambientales dentro de sus propias comunidades, generando así ingresos para sus familias y a la vez contribuyendo a la conservación del tapir y su hábitat (Cruz-Aldán *et al.*, 2009).

Cabe resaltar el potencial que pueden tener los tapires como un atractivo ecoturístico en las áreas silvestres. En países como Brasil, Costa Rica y Perú, esta alternativa ya está siendo aprovechada por algunas comunidades y compañías privadas, las cuales ofrecen a los visitantes la posibilidad de observar tapires (o sus rastros) y otros grandes mamíferos en recorridos relativamente cortos (Álvarez-Loaiza *et al.*, 2017). Con la planeación y el manejo apropiados, esta actividad puede constituir una buena alternativa de uso no consuntivo de una especie sensible a la presencia humana como lo es el tapir. De la misma manera, en algunas localidades será posible establecer criaderos rústicos experimentales de este ungulado con fines ecoturísticos, de subsistencia y de eventual repoblación en áreas con hábitat apropiado (Cruz-Aldán *et al.*, 2009). En México, estos criaderos tendrán que establecerse dentro de unidades de manejo para la conservación de la vida silvestre (UMA) y deberán atender los lineamientos de manejo en cautiverio elaborados por el Grupo de Especialistas en Tapires de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN; SSC-Tapir Specialist Group; <[www.tapirspecialistgroup.org](http://www.tapirspecialistgroup.org)>).

## INVESTIGACIÓN Y MONITOREO

En México, el estado de las poblaciones de tapir y su hábitat es aún poco conocido en la mayor parte de su área de distribución (Naranjo, 2009, 2018). Las acciones de investigación y monitoreo

más importantes para generar información estratégica para la conservación de esta especie son las siguientes:

1. **Distribución.** Es necesario recabar los registros históricos y recientes de presencia de tapires para actualizar los mapas de distribución real y potencial. A partir de esos registros se requerirá la verificación en campo de las áreas de distribución actual mediante recorridos en áreas silvestres extensas, fuera de áreas naturales protegidas, en los estados de Campeche (norte y suroeste), Chiapas (cañadas de la selva Lacandona, selva Zoque, Sierra Madre y montañas del norte), Oaxaca (Chimalapas, costa occidental, Sierra Madre del Sur y sierra Mixe), Quintana Roo (ejidos forestales del centro y sur, zona norte y río Hondo), Tabasco (pantanos de Centla, región Sierra y zona fronteriza con Guatemala), Veracruz (sierra de Santa Marta y Uxpanapa) y Yucatán (extremo sur).
2. **Abundancia, estructura y dinámica poblacional.** Entre los estudios prioritarios se encuentran aquellos enfocados en las estimaciones y comparaciones espaciales y temporales de la abundancia relativa, densidad y tamaño de las poblaciones remanentes de tapir en el país. También es importante la realización de estudios sobre la estructura de edades y proporción de sexos de las poblaciones, así como las estimaciones de los patrones de movimiento estacional y anual, y los ámbitos hogareños individuales y grupales, particularmente en poblaciones pequeñas y aisladas.
3. **Genética de poblaciones.** La realización de estudios genéticos es de vital importancia para evaluar el grado de consanguinidad y viabilidad de los individuos en poblaciones aisladas silvestres y cautivas. También será necesario inferir la posible existencia

de metapoblaciones. El uso de técnicas no invasivas, tales como la colecta manual de excretas y pelo, es altamente recomendado para lograr los objetivos citados, considerando la dificultad y los altos costos que implica la captura de tapires. Finalmente, la realización de un análisis de viabilidad poblacional y del hábitat (PHVA) para el tapir en México permitirá generar escenarios de acción sobre los factores de amenaza más importantes para esta especie (Cruz-Aldán *et al.*, 2009).

**4. Disponibilidad y cambios en el hábitat.** Otra prioridad de investigación es la evaluación y monitoreo del uso, la disponibilidad y la transformación del hábitat del tapir en México. En esta tarea será necesario apoyarse en sistemas de información geográfica (SIG) y bases cartográficas disponibles en instituciones como la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR), el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), y la Secretaría de Medio Ambiente e Historia Natural de Chiapas (SEMAHN). La verificación en campo de las condiciones del hábitat (extensión, calidad, conectividad, amenazas, disponibilidad de agua) de la especie será una tarea igualmente importante.

**5. Hábitos de alimentación y nutrición.** La evaluación de interacciones tapir-planta y tapir-otros herbívoros (depredación, competencia, folivoría, frugivoría y dispersión de semillas, entre otras), así como el estudio de los hábitos alimentarios de esta especie y sus efectos sobre la vegetación, será útil para apoyar estrategias de conservación de hábitats críticos para este mamífero.

**6. Impacto de la actividad humana.** Es prioritario el estudio del impacto de la cacería, los incendios forestales, la pérdida y fragmentación del hábitat, y la introducción

de fauna doméstica y exótica en las áreas donde se distribuye el tapir en México. A partir de esta información podrán hacerse recomendaciones relacionadas con, por ejemplo, la permanencia de la especie en las futuras versiones de la Norma Oficial Mexicana (NOM-059).

**7. Medicina de la conservación.** Serán esenciales las evaluaciones del estado de salud de las poblaciones mediante la contención y colecta de muestras en animales silvestres y cautivos. Al realizar estas evaluaciones se deberán considerar los protocolos recomendados por el Grupo de Especialistas en Tapires de la UICN (SSC-Tapir Specialist Group; <[www.tapirspecialistgroup.org](http://www.tapirspecialistgroup.org)>).

## FORMACIÓN DE RECURSOS HUMANOS

Una tarea fundamental para lograr los objetivos del Programa de Acción para la Conservación del Tapir en México (PACE) será la formación de recursos humanos a distintos niveles para el estudio y monitoreo de las poblaciones de este ungulado. Estos recursos humanos pueden incluir estudiantes y tesis de nivel licenciatura, maestría y doctorado, prestadores de servicio social, voluntarios, personal técnico que labora en áreas naturales protegidas, y personas de comunidades rurales que colaboran en proyectos de investigación y conservación de la especie.

## MANEJO EN CAUTIVERIO

Aunque solamente seis zoológicos mexicanos (Chapultepec, Africam Safari, Guadalajara, León, Tuxtla Gutiérrez y Xcaret) mantienen tapires centroamericanos en cautiverio, existe interés de otras instituciones públicas y privadas para exhibir a este mamífero. Sin embargo, antes de

otorgar permisos a estas instituciones, las autoridades deben verificar que existan planes de manejo, instalaciones y personal apropiado para el manejo de los tapires en cautiverio, así como propuestas concretas para el estudio y conservación de la especie en el medio silvestre. Las condiciones e instalaciones recomendadas para el manejo de tapires en cautiverio se encuentran disponibles en el sitio de internet del Grupo de Especialistas en Tapires de la UICN (<[www.tapir-specialistgroup.org](http://www.tapir-specialistgroup.org)>).

## EDUCACIÓN Y COMUNICACIÓN AMBIENTAL

La educación y la comunicación ambientales serán pilares fundamentales para lograr la conservación del tapir y su hábitat en nuestro país (Cruz-Aldán *et al.*, 2009; Mendoza y Carbajal-Borges, 2011). Este tipo de actividades pueden desarrollarse dentro de los planes educativos oficiales en comunidades rurales y urbanas, cercanas al hábitat de la especie, así como a través de programas especiales. Estos últimos podrían ser promovidos por las administraciones de áreas naturales protegidas, enfocándose en localidades críticas donde existan evidencias de presión de cacería o destrucción del hábitat del tapir. En estas tareas pueden ser de gran utilidad los materiales educativos y de difusión que han generado miembros del Grupo de Especialistas en Tapires. Finalmente, sería altamente recomendable la creación de un sitio de internet propio del subcomité consultivo nacional que mantenga y actualice la información disponible sobre el tapir en México. El acceso a dicha información podría potenciarse notablemente creando ligas entre el sitio propuesto a nivel nacional y el sitio internacional del Grupo de Especialistas de la UICN.

## AGRADECIMIENTOS

El autor agradece a Epigmenio Cruz, Iván Lira, Alfredo Cuarón, Edmundo Sánchez, Darío Güiris, Héctor Rojas, Marco Benítez, Rafael Reyna, Jorge Bolaños, Georgina O'Farrill y a los demás integrantes del Subcomité Consultivo Nacional para la Protección y Recuperación del Tapir y el Pecarí de Labios Blancos, sus aportes y sugerencias para la estructuración de la estrategia de conservación que aquí se sintetiza.

## REFERENCIAS

- Álvarez-Loaiza, P.J., P.A. Abrigo, F.M. Vite, D.A. Trelles, A.C. Espinoza y P. Yáñez. 2017. El tapir de montaña (*Tapirus pinchaque*), como especie bandera en los Andes del sur del Ecuador. *Innova Reserarch Journal* 2:86-103.
- Bodmer, R.E. y P. Puertas. 2000. Community-based co-management of wildlife in the Peruvian Amazon. En: *Hunting for sustainability in tropical forests*. J.G. Robinson y E.L. Bennett (eds.). Columbia University Press, Nueva York, pp. 395-412.
- Botello, F., A.G. Romero-Calderón, J. Sánchez-Hernández, O. Hernández, G. López-Villegas y V. Sánchez-Cordero. 2017. Population density of Central American tapir (*Tapirella bairdii*) in cloud forest in Totontepec Villa de Morelos, Oaxaca, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 88:918-923.
- Carrillo, N., R. Reyna y B. Schmook. 2015. Relative abundance and habitat selection of *Tapirus bairdii* in the Calakmul and Balam Kú reserves, Campeche, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 86:202-207.
- Cruz-Aldán, E., E.J. Naranjo, D.M. Güiris, P. Oropeza, E. Rendón y L. Araujo. 2009. *Programa de acción para la conservación de la especie (PACE): tapir centroamericano (Tapirus bairdii)*. SEMARNAT, Ciudad de México.
- De la Torre, J.A., M. Rivero, G. Camacho y L.A. Álvarez-Márquez. 2018. Assessing occupancy and habitat connectivity for Baird's tapir to establish conservation priorities in the Sierra Madre de Chiapas, Mexico. *Journal for Nature Conservation* 41:16-25.
- Mendoza, E. y J.P. Carbajal-Borges. 2011. Avances y perspectivas para la conservación del tapir centroamericano en México. *Biodiversitas* 99:2-16.
- Mendoza, E., T.L. Fuller, H.A. Thomassen, W. Buermann, D. Ramírez-Mejía y T.B. Smith. 2013. A preliminary assessment of the effectiveness of the Mesoamerican Biological Corridor of protecting potential Baird's tapir (*Tapirus bairdii*) habitat in southern Mexico. *Integrative Zoology* 8:35-47.
- Naranjo, E.J. 2009. Ecology and conservation of Baird's tapir in Mexico. *Tropical Conservation Science* 2:140-158.

- Naranjo, E.J. 2018. Baird's tapir ecology and conservation in Mexico revisited. *Tropical Conservation Science* 11:1-4.
- Naranjo, E.J., S.A. Amador-Alcalá, F.A. Falconi-Briones y R.A. Reyna. 2015. Distribución, abundancia y amenazas a las poblaciones de tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*) y pecarí de labios blancos (*Tayassu pecari*) en México. *Therya* 6:227-249.
- Naranjo, E.J. y R.E. Bodmer. 2002. Population ecology and conservation of Baird's tapir (*Tapirus bairdii*) in the Lacandon forest, Mexico. *Tapir Conservation* 11:25-33.
- Naranjo, E.J., E. Cruz y A.D. Cuarón. 2005. *Proyecto para la conservación y recuperación del tapir (*Tapirus bairdii*) y el pecarí de labios blancos (*Tayassu pecari*) en México*. Subcomité Consultivo Nacional para la Protección y Recuperación del Tapir y el Pecarí de Labios Blancos. SEMARNAT, Ciudad de México.



## 7. UNIDADES DE CONSERVACIÓN Y REGIONES PRIORITARIAS EN CENTROAMÉRICA

*José F. González-Maya  
Diego A. Zárrate-Charry  
Angela P. Hurtado-Moreno  
Andrés Arias-Alzate*

### RESUMEN

El tapir centroamericano, *Tapirus bairdii*, es el mamífero ungulado más grande del Neotrópico. Es considerado como un elemento fundamental de la dinámica de los ecosistemas tropicales. La especie es altamente susceptible a los cambios en su hábitat natural y a presiones como la cacería. A pesar de estar presente en varios países, hasta la fecha pocos estudios han evaluado la distribución potencial de la especie, la cual es fundamental para comprender su estado y para planificar su conservación a largo plazo. Se evaluó la distribución del tapir por medio de un modelo de nicho ecológico sobre registros confirmados de ocurrencia y determinantes ambientales para todo su rango en el Neotrópico. A partir de su rango de distribución, se identificó su proporción en áreas protegidas y se definieron 37 unidades de conservación divididas en dos parches fuente conservados, siete parches núcleo conservados, cuatro parches viables conservados y 24 parches viables no conservados. El tapir presenta una distribución potencial de 675 168 km<sup>2</sup>, de los cuales, sólo 56% se mantiene en coberturas naturales y 22% se encuentra protegido. Las principales unidades de conservación se ubican en Mesoamérica, especialmente al sur de México, Belice, Honduras, Nicaragua, Costa Rica y Panamá, hasta las selvas del Darién; además se encontraron algunas unidades en Colombia, Ecuador y el suroccidente mexicano. Se resalta el bajo nivel de protección en el intervalo de distribución de la especie y la necesidad de asegurar el hábitat, ya sea por medio de la creación de nuevas áreas naturales protegidas o la expansión de las existentes, la confirmación y validación del modelo, en especial para las zonas marginales, y el aseguramiento de las áreas núcleo, dentro y fuera de las áreas protegidas y la conectividad entre estas.

**Palabras clave:** áreas protegidas, Centroamérica, danta, Mesoamérica, nicho

## ABSTRACT

The Central American Tapir *Tapirus bairdii* is the largest ungulate mammal in the Neotropics. Considered a key element in tropical ecosystem dynamics it is highly susceptible to changes in habitat and pressures such as hunting. Despite the species occurs in several countries, to date there are few assessments of its potential distribution, which is essential to assess the species' status and for long-term conservation planning. We evaluated Tapir distribution using an ecological niche model approach based on confirmed occurrence records and environmental determinants for its entire range in the Neotropics. With the resulting distribution range, we assessed the proportion currently covered by protected areas and defined four Main Tapir Conservation Units and seven Marginal Tapir Conservation Units. The Tapir has a potential range of 675,168 km<sup>2</sup>, of which only 16% is protected. The main conservation units are located in Mesoamerica, especially South of Mexico, Belize, Honduras, Nicaragua, Costa Rica and Panamá down to Darién, finding some units in Colombia, Ecuador and Southwestern of Mexico. We highlight the low level of protection of the species' distribution and the need to ensure the habitat either through new or the expansion of existing protected areas, the confirmation and validation of our distribution model, especially for the marginal areas, and the securing of the core areas, both in and out protected areas and connectivity between them.

**Keywords:** Central America, Mesoamerica, niche, protected areas, tapir

## INTRODUCCIÓN

El tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*) es una especie de perisodáctilo (Perissodactyla: Tapiridae); está considerado entre los más primitivos, ya que desde hace 35 millones de años (Ma) presenta muy pocos cambios (Hershkovitz, 1954;

Janis, 1984). Evidencia molecular indica que *T. bairdii* divergió hace 20 a 30 millones de años de su ancestro común, el tapir índico (*T. indicus*), y migró hacia Norteamérica (Ashley *et al.*, 1996). Dadas sus características de historia de vida, bajas tasas reproductivas y una prolongada gestación y duración generacional (Bodmer *et al.*, 1997; Eisenberg y Redford, 1999; Medici, 2005), además de sus amplios requerimientos de área, los tapires no alcanzan altas abundancias locales y son particularmente susceptibles a la pérdida y fragmentación del hábitat (Matola *et al.*, 1997; Lizcano M y Cavalier, 2000; Lizcano *et al.*, 2002; Arias-Alzate *et al.*, 2009). Sumado a esto, la cacería representa un factor de amenaza adicional que multiplica los efectos de la fragmentación, aumentando significativamente la probabilidad de extinción de sus poblaciones aisladas (Bodmer *et al.*, 1997; Foerster y Vaughan, 2002). Actualmente, la especie se encuentra listada amenazada (EN, A2abcd+3bce) según la Lista Roja de especies amenazadas de la UICN (García *et al.*, 2016).

*T. bairdii* es la especie de tapir de mayor tamaño en el Neotrópico (Hershkovitz, 1954); es la única que se distribuye en Mesoamérica y parte de Sudamérica y, en comparación con las otras especies, es la única que se encuentra en altas y bajas elevaciones a lo largo de su rango de distribución (Naranjo y Vaughan, 2000). Históricamente se ha planteado que la especie se distribuía a lo largo de México, Centroamérica y la porción norte de Sudamérica (Matola *et al.*, 1997), donde habitaba en una amplia variedad de hábitats: desde bosques montanos, tropicales y subtropicales hasta bosques secos tropicales deciduos (Eisenberg, 1989; Matola *et al.*, 1997; González-Maya *et al.*, 2009). A pesar de que su rango de distribución es amplio, la presión de la cacería, la pérdida de hábitat y sus amplios requerimientos del mismo, han ocasionado una significativa reducción en su distribución, por lo que en la actualidad existen pocos remanentes de

hábitat natural suficientes para el mantenimiento de sus poblaciones.

Si bien en años recientes la investigación sobre la especie ha tenido avances significativos, la mayoría de los estudios se han enfocado en evaluaciones ecológicas en paisajes definidos, por lo cual existen pocas estimaciones de su distribución global (Schank *et al.*, 2017). Adicionalmente, dada la extensiva destrucción de su hábitat y los pocos remanentes que se conservan para la especie, es necesario evaluar su distribución actual y las áreas que potencialmente albergan poblaciones de la especie. Especialmente, es imprescindible la definición de los principales bloques de hábitat existentes, el estado de conservación y nivel de protección de los mismos y la definición de áreas prioritarias críticas para la conservación a escala neotropical (Emmons y Feer, 1999; Matola *et al.*, 1997).

Este capítulo presenta un análisis de la distribución potencial del tapir centroamericano a lo largo del Neotrópico basado en la evaluación de registros recientes de la especie y modelos de nicho ecológico, con el fin de definir las áreas prioritarias de conservación, el nivel de protección de las mismas y los principales retos de conservación para la especie a largo plazo.

## MÉTODO

Basados en la amplia serie de registros de presencia ( $G_p$ , *sensu* Peterson *et al.*, 2011) disponibles en la literatura científica y datos de colecciones científicas, se analizó la distribución potencial del tapir centroamericano por medio de un modelo de nicho ecológico y se generó una estimación de los hábitats disponibles y su grado de protección en el Neotrópico.

Para la compilación de los registros se realizó una revisión de la literatura científica y se exploró la información asociada con especímenes presen-

tes en bases de datos de colecciones científicas en algunos museos de historia natural [p.e. American Museum of Natural History (AMNH), Field Museum of Natural History (FMNH), National Museum of Natural History Smithsonian Institution (NMNH)]; y en colecciones de los países neotropicales [p.e. Instituto Alexander von Humboldt (IAvH), colección de mamíferos del Instituto de Ciencias Naturales-Universidad Nacional de Colombia (ICN)]. Estos registros se complementaron con otras fuentes de información [p.e. Mammal Networked Information System (MANIS) y Global Biodiversity Information Facility (GBIF)].

Para cada uno de los registros se establecieron los datos de localidad exacta y coordenadas geográficas (en grados decimales). La base de datos resultante fue depurada eliminando los registros imprecisos y sólo se mantuvieron los registros confiables (p.e. precisión de la localidad o referencia geográfica, identificación verificada, baja incertidumbre).

Utilizando estos registros se realizó un modelo de nicho ecológico para estimar el área potencial de distribución del tapir centroamericano ( $G_p$ , *sensu* Peterson *et al.*, 2011), basado en una aproximación bayesiana y bajo el principio de máxima entropía (MaxEnt v. 3.3.3K software), cuyo propósito es estimar distribuciones de probabilidad con base en registros de presencia de la especie ( $G_p$ ) y sujeto a restricciones dadas por la información ambiental (E) y otras variables (Phillips *et al.*, 2006; Phillips *et al.*, 2008). El modelo probabilístico generado por MaxEnt representa una distribución de probabilidad de Gibbs, la cual indica los grados de idoneidad de condiciones para la presencia de la especie en cuestión (Elith *et al.*, 2011; Kelt *et al.*, 2007). Por ello, las predicciones realizadas representan hipótesis sobre condiciones similares a aquellas donde la especie ha sido observada, y estas posiblemente se encuentran entre el nicho fundamental existente ( $E_A$ ) y el nicho ocupado ( $E_O$ ) de la especie [p.e.

nicho biótico reducido ( $E_p$ ) correspondiente al área potencial de distribución ( $G_p$ ); Peterson *et al.*, 2011)].

Para la generación del modelo se emplearon 19 variables bioclimáticas disponibles a través de WorldClim (<http://www.worldclim.org>). Asimismo, se emplearon tres variables topográficas: modelo de elevación digital, pendiente y aspecto. Todas las variables se trabajaron con una resolución de 0.008333 grados, aproximadamente 1 km<sup>2</sup>. Para la generación del modelo se dividió el número total de registros en 100 réplicas aleatorias (bootstrap; Thomas *et al.*, 2010) con grupos de datos de calibración (selección aleatoria de 75% de los datos como datos de entrenamiento) y un grupo de datos de evaluación (25%). Por medio de la curva ROC (receiver operating characteristic/características operativas del receptor) y el valor  $AUC_{TEST}$  (area under the curve for evaluation/área bajo la curva ROC para evaluación) se observó el ajuste del modelo y si era mejor que los modelos obtenidos por azar (Phillips *et al.*, 2006). Es importante anotar que aunque algunos estudios han indicado las limitaciones de la utilización de las  $AUC$  como una medida de desempeño de los modelos (Lobo *et al.*, 2008; Lobo *et al.*, 2010), el uso del  $AUC_{TEST}$  aún es útil como una medida independiente de umbral simple y como una medida altamente efectiva del desempeño de los modelos de calificación ordinal (Marino *et al.*, 2011; Elith *et al.*, 2011; Marino *et al.*, 2011; Santika, 2011; Muscarela, 2014). Con el modelo final se generó un polígono binario de distribución potencial (presencia/ausencia potencial) basado en el umbral logístico, que minimizara el error de omisión para valores de entrenamiento y evaluación (<5%), y en la fracción del área predicha para prevenir el sobreajuste y la sobrepredicción (Anderson y Martínez-Meyer, 2004; Peterson *et al.*, 2011).

Posteriormente, se caracterizó esta distribución potencial de acuerdo con la presencia de co-

berturas de hábitats naturales remanentes consideradas hábitat para la especie, y dentro de estas se seleccionaron aquellas con un área superior a 250 km<sup>2</sup>, estimadas a partir de una población mínima de 100 individuos según los análisis de poblaciones mínimas viables de la especie (Medici *et al.* 2006). Una vez identificados dichos parches se estimó la cobertura de estos dentro de áreas protegidas utilizando la World Database on Protected Areas (UNEP-WCMC y IUCN, 2019). Al finalizar la estimación de dicha cobertura se definieron tres tipos de unidades de planificación:

1. Parches viables no conservados (PVNC): parches de más de 250 km<sup>2</sup> con cobertura de áreas protegidas menor a 250 km<sup>2</sup>.
2. Parches viables conservados (PVC): parches de más de 250 km<sup>2</sup> con cobertura de áreas protegidas igual o superior a 250 km<sup>2</sup> y menor de 500 km<sup>2</sup>.
3. Parches núcleo conservados (PNC): parches de más de 250 km<sup>2</sup> con cobertura de áreas protegidas mayor a 500 km<sup>2</sup>.
4. Parches fuente conservados (PFC): parches de más de 250 km<sup>2</sup> con cobertura de áreas protegidas mayor a 25 000 km<sup>2</sup>, lo cual asegura más de 100 poblaciones mínimas viables.

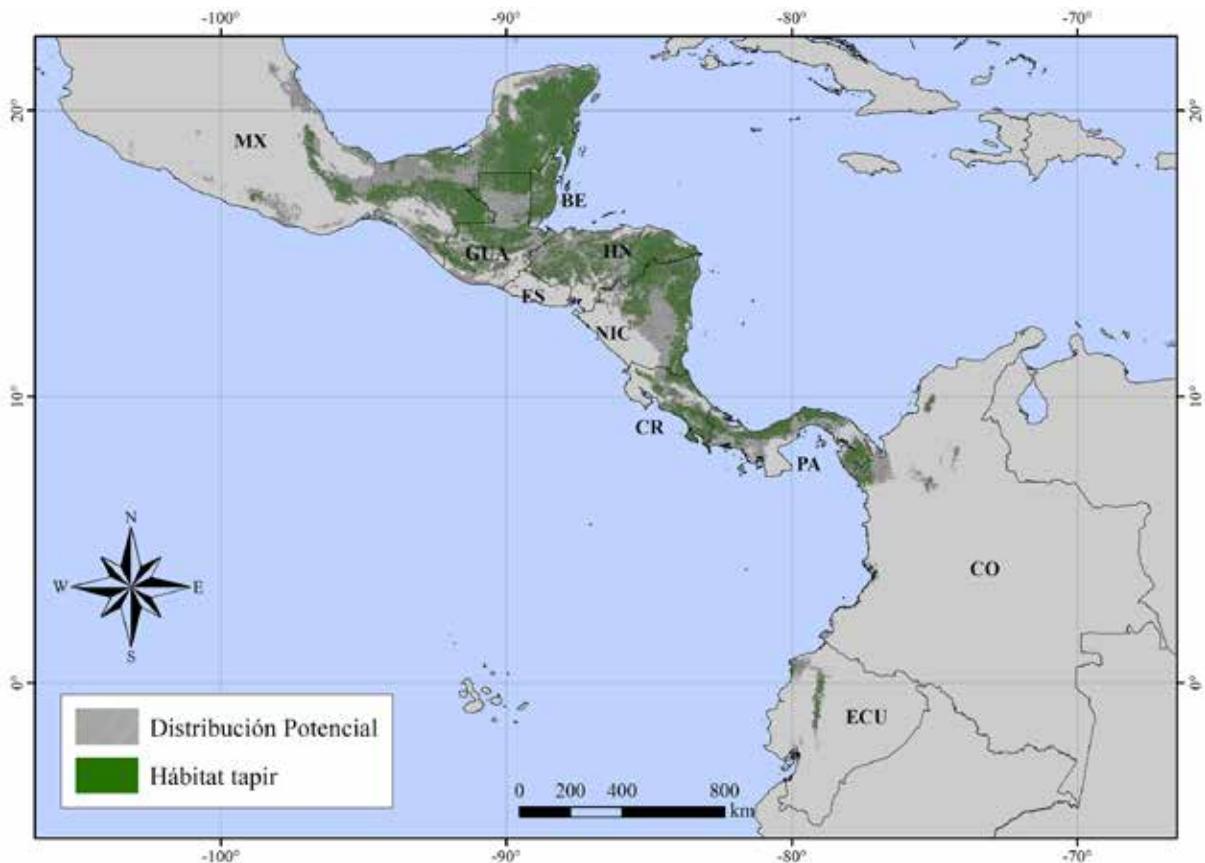
Esta clasificación busca priorizar aquellas áreas poco protegidas y que requieren acciones activas y urgentes de conservación, áreas con protección de al menos una población mínima viable que precisan acciones de conservación y los bloques núcleo como aquellos con más de una población mínima viable y que representan los principales núcleos de conservación para la especie. Todos los análisis fueron realizados en un sistema de información geográfica usando el software ArcGIS 10.2.1 (ESRI, 2013).

## RESULTADOS

A lo largo del Neotrópico se obtuvo un total de 126 registros confirmados de tapir centroamericano. De estos registros, 56 corresponden a México, 9 a Belice, 6 a Guatemala y Honduras, 10 a Nicaragua, 18 a Costa Rica, 16 de Panamá y finalmente 5 a Colombia. El modelo de distribución potencial generado por Maxent produjo un valor  $AUC_{TEST}$  de  $0.92 \pm 0.019$ , lo que indica un buen desempeño y ajuste del modelo.

De acuerdo con este modelo, el rango de distribución geográfica potencial del tapir centroamericano cubre aproximadamente 675 168 km<sup>2</sup>, de los cuales, 381 460.3 km<sup>2</sup> (56.4%) cuentan

con coberturas naturales en la actualidad (figura 1). La distribución abarca desde el sur de México a través de Belice y Guatemala, seguida de una distribución más fragmentada en Honduras y el Salvador (figura 1). Continúa en Nicaragua, con una distribución más constante a través de Costa Rica y Panamá (con el canal de Panamá como una barrera importante para la dispersión de la especie) hasta el noroeste de Colombia, en el área de Darién (al norte del Chocó biogeográfico), y con potencial de presencia (sin confirmar pero con registros históricos; Hershkovitz, 1954) en la zona de Paramillo y Alto Sinú, Montes de María y Serranía de San Lucas, en el Caribe de Colombia; estas últimas son zonas donde posiblemente po-



**Figura 1.** Distribución potencial y hábitat disponible del tapir centroamericano (*T. bairdii*) en el Neotrópico. MX: México, GUA: Guatemala, BE: Belice, HN: Honduras, ES: El Salvador, NIC: Nicaragua, CR: Costa Rica, PA: Panamá, CO: Colombia y ECU: Ecuador.

dría encontrarse en simpatria con *Tapirus terrestris*, debido a que no hay una barrera geográfica explícita que le impida su dispersión. Del mismo modo, *T. bairdi* se consideraría potencialmente ausente o localmente extinta en la mayoría del Chocó biogeográfico (sin registros confirmados en los últimos 15 años), con posible presencia en algunas zonas de las llanuras costeras del Pacífico, al sur de Colombia, incluyendo la depresión del Patía, y algunos parches de potencial distribución hacia Ecuador, aunque, igualmente sin registros actuales confirmados en ese país (figura 1).

Con relación a los hábitats disponibles, la especie se encuentra presente en ocho tipos de hábitats principales. Aproximadamente 92% de su distribución se encuentra en bosques de hoja ancha, de cerrados a abiertos, siempreverdes y semidecíduos, seguidos por 6.5% de mosaicos de bosque y matorral/pastizal. Los demás hábitats presentes dentro de la distribución potencial de la especie (i.e. bosques cerrados y abiertos deciduos de hoja ancha, cerrados siempreverdes de coníferas, mixtos de coníferas y hoja ancha y matorrales cerrados a abiertos) representan menos de 1.4% de la distribución. Con relación al nivel de conservación de las áreas protegidas, actualmente sólo se encuentra protegida un área discontinua de 84 054 km<sup>2</sup>. Esto representa aproximadamente 22% de la distribución total, quedando fuera de protección 77.9% de la distribución de la especie (297 405.8 km<sup>2</sup>).

Finalmente, se identificaron 37 unidades de importancia para la especie, clasificadas en 24 unidades de parches viables no conservados, cuatro parches viables conservados, siete parches núcleo conservados y dos parches fuente conservados (cuadro 1). En total, los PVNC suman 16 693 km<sup>2</sup>, de los cuales, sólo 5% se encuentran bajo alguna figura de conservación, mientras los PFC cubren un área de 287 255 km<sup>2</sup>, de los cuales, 22% se encuentra bajo figuras de conservación (cuadro 1; figura 2).

## DISCUSIÓN

El tapir centroamericano es el principal y más grande ungulado de Mesoamérica y norte de Sudamérica; y es fundamental en múltiples procesos ecológicos (Medici y Foerster, 2002). Dada su amplia distribución en la región central del continente, esta especie resulta de especial interés para su conservación, tanto por su importancia ecológica como por su papel en la conservación (Matola *et al.*, 1997).

Su representatividad en la mayoría de los biomas de la región y en la generalidad de los países, así como la susceptibilidad a la intervención de su hábitat (McCann *et al.*, 2012), hacen necesaria una urgente evaluación de las poblaciones y de su estado de conservación a escala del Neotrópico (Schank *et al.*, 2017), con el fin de evaluar tanto su riesgo de extinción como las medidas que aseguren no sólo la permanencia de la especie, sino su hábitat y las especies asociadas (Dirzo, 2011). Dentro de esta lógica, la evaluación de la distribución resulta un aspecto básico en la definición del estado de conservación de una especie (Anderson y Martínez-Meyer, 2004; Gaston, 2009) y configura un insumo fundamental para la planificación de su conservación (Balaguera-Reina *et al.*, 2009; Burneo *et al.*, 2009).

Las principales unidades descritas por esta aproximación identifican las porciones más importantes para la conservación de la especie en cuatro regiones a lo largo de Mesoamérica; dentro de ellas es significativo el papel de la Selva Maya y su continuo con los bosques del istmo de Tehuantepec y la costa del golfo de México, la cual ya ha sido identificada como prioritaria para otras especies de grandes mamíferos (Ceballos *et al.*, 2011; Chávez y Zarza, 2009). Adicionalmente, las unidades desde Honduras hasta Panamá son fundamentales, y además son probablemente las de mayor amenaza dadas las fuertes restricciones de área y las amenazas por el desarrollo humano

Cuadro 1. Descripción de las unidades de conservación según nivel de protección y categoría para el tapir centroamericano (*T. bairdii*) en el Neotrópico. PVNC: parches viables no conservados; PVC: parches viables conservados; PNC: parches núcleo conservados y PFC: parches fuente conservados

Unidad de conservación de tapir	Área (km <sup>2</sup> )	Área en áreas protegidas (km <sup>2</sup> )	Categoría	País
1	1,691.68	7.01	PVNC	México
2	592.77	552.41	PNC	México
3	544.09	265.95	PVC	México
4	257.60	0.00	PVNC	México
5	695.43	0.00	PVNC	México
6	6,669.69	3,488.17	PNC	México
7	904.02	138.30	PVNC	México
8	9,909.83	284.51	PVC	México
9	237.69	0.00	PVNC	México
10	685.76	439.84	PVC	Guatemala
11	752.34	292.95	PVC	Honduras
12	370.02	43.92	PVNC	Guatemala
13	585.24	0.00	PVNC	México-Guatemala
14	250.21	91.25	PVNC	Guatemala-Honduras
15	178,885.00	37,007.50	PFC	México-Guatemala
16	1,420.82	3.45	PVNC	Guatemala
17	528.76	0.00	PVNC	Honduras
18	12,148.40	1,780.78	PNC	México-Guatemala
19	293.17	0.00	PVNC	Honduras-Nicaragua
20	440.94	0.00	PVNC	Honduras
21	592.40	66.90	PVNC	Honduras-Nicaragua
22	242.60	26.83	PVNC	Nicaragua
23	244.02	0.00	PVNC	Nicaragua
24	443.76	225.66	PVNC	Costa Rica
25	108,370.00	26,612.42	PFC	Guatemala-Honduras-El Salvador-Nicaragua-Costa Rica
26	2,890.90	902.18	PNC	Costa Rica
27	246.28	181.19	PVNC	Costa Rica
28	1,284.11	63.91	PVNC	Colombia
29	5,603.08	1,432.08	PNC	Panamá
30	379.72	0.00	PVNC	Panamá
31	25,324.20	5,766.93	PNC	Costa Rica-Panamá
32	317.82	0.00	PVNC	Colombia
33	12,391.00	4,380.28	PNC	Panamá-Colombia
34	742.08	0.00	PVNC	Colombia
35	861.20	0.00	PVNC	Ecuador
36	1,574.99	0.00	PVNC	Ecuador
37	2,088.66	0.00	PVNC	Ecuador

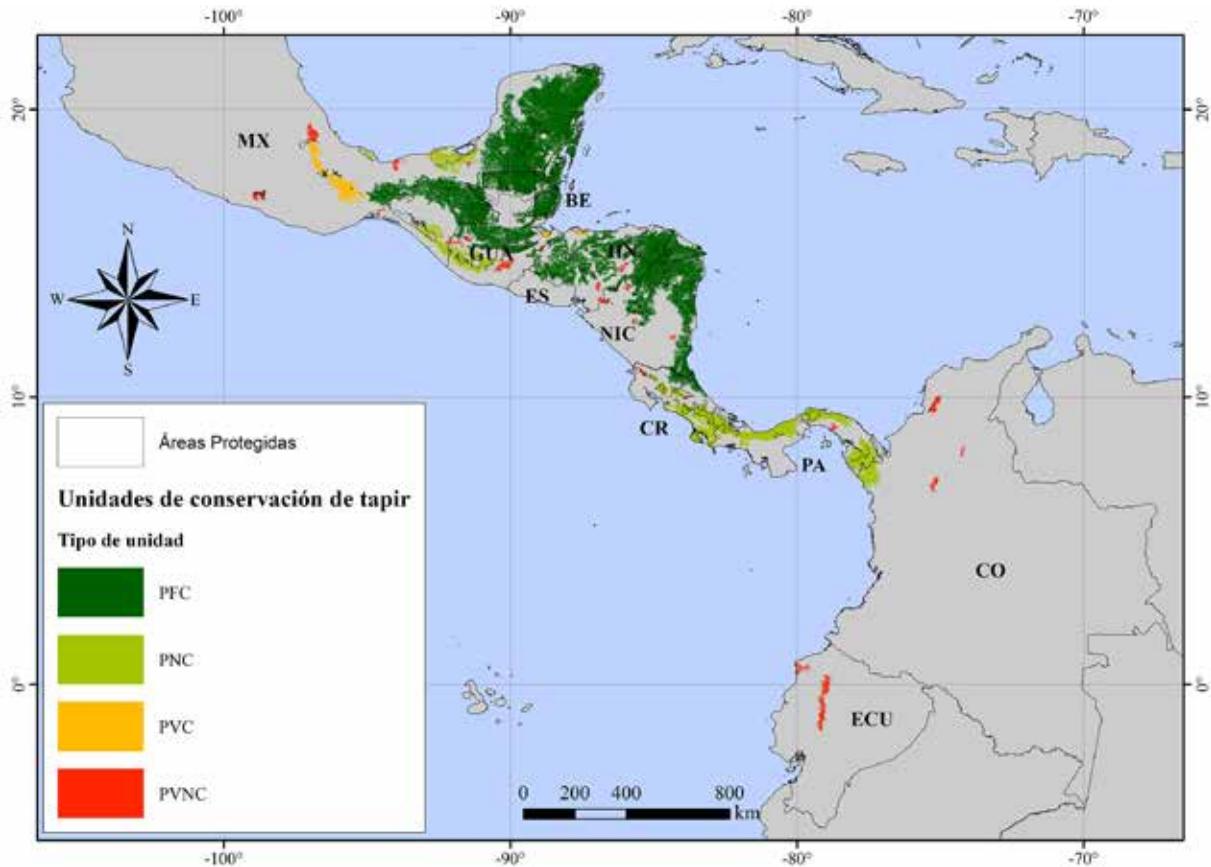


Figura 2. Unidades de conservación del tapir centroamericano (*T. bairdii*) clasificadas según el tipo de unidad. PVNC: Parches viables no conservados, PVC: Parches viables conservados, PNC: Parches núcleo conservados y PFC: Parches fuente conservados. MX: México, GUA: Guatemala, BE: Belice, HN: Honduras, ES: El Salvador, NIC: Nicaragua, CR: Costa Rica, PA: Panamá, CO: Colombia y ECU: Ecuador.

(Gonzalez-Maya *et al.*, 2012; González-Maya *et al.*, 2012). A pesar de que, en términos de extensión, la distribución potencial es amplia, su real ocupación sería mucho más baja, debido a que la idoneidad de hábitat a lo largo del rango de distribución es baja; esto acorde con lo previamente planteado por Schank *et al.* (2015) para la especie.

Esta distribución está primordialmente circunscrita a Mesoamérica, la cual por su naturaleza hace que las amenazas principales de la especie, incluyendo la necesidad de grandes extensiones de hábitat, la pérdida de éste y la cacería (Medici *et al.*, 2005), se magnifiquen por la escasez de territorios dedicados a la conservación y por las necesidades y condiciones socioeconómicas propias de los paí-

ses de la región, que generan presiones serias sobre la vida silvestre (Chassot *et al.*, 2008; Harvey *et al.*, 2008). De esta forma se ilustra la vulnerabilidad en la que actualmente se encuentra la especie, ya que muestra un rango irregular en la distribución de las condiciones favorables para su persistencia a largo plazo. El panorama es aún peor si

reconocemos el hecho de que estas áreas, que son adecuadas en la dimensión climática, topográfica y de hábitats, también contienen importantes porciones de zonas agrícolas, bosques altamente fragmentados o degradados que ya no son probablemente hábitats adecuados para el tapir, por lo que su distribución con el tiempo podría fragmentarse todavía más.

Según el análisis de viabilidad poblacional (PVA) realizado en Centroamérica para las poblaciones de tapir (Medici *et al.*, 2006), la especie es principalmente sensible a amenazas que afectan directamente el éxito reproductivo de los individuos adultos; además, otras características, tales como la alta mortalidad de los juveniles y la baja tasa reproductiva, los coloca en una situación de más vulnerabilidad en comparación con otros grandes ungulados de los bosques neotropicales (Bodmer *et al.*, 1997; Brooks y Eisenberg, 1999; Eisenberg y Redford, 1999), lo que resalta el impacto negativo de la pérdida de hábitat y la cacería en la supervivencia a largo plazo de la especie.

El modelo de distribución potencial presentado en este trabajo destaca dos aspectos: la amplia distribución potencial del tapir centroamericano en la mayoría de los ecosistemas y biomas de la región mesoamericana y el bajo porcentaje de la distribución de la especie que se encuentra protegido hoy día (22% de la distribución). Por ejemplo, Schank *et al.* (2015) plantean que sólo 27.2% de los hábitats idóneos para su conservación se encuentran dentro de áreas protegidas. En este sentido, a pesar de que, en términos de la naturaleza del modelo utilizado y la aproximación implementada, la presencia u ocupación de la especie tiene un cierto nivel de diferenciación comparado con otros estudios (Schank *et al.* 2015), este resulta un acercamiento adecuado a la distribución potencial más aproximada posible, ya que no sólo se tienen en cuenta sus hábitats adecuados, sino que también dentro de este rango existen otras áreas intervenidas por las actividades humanas que plantean retos importantes en términos de movilidad y dispersión.

Aunque el tapir centroamericano presenta una distribución amplia, todavía es necesario priorizar acciones para asegurar su hábitat natural remanente y reducir las amenazas para sus poblaciones. Asimismo, a diferencia de otras aproximaciones, dentro de esta distribución se

presentan áreas donde la especie históricamente ha sido reportada (hace más de 65 años) y que actualmente podría seguir presente (Alto Sinú, Colombia; Hershkovitz, 1954) y zonas donde posiblemente podría estar en simpatria con *Tapirus terrestris* (Paramillo-Serranía de San Lucas, Colombia; Racero-Casarrubia y Hernández, 2010), una especie que ha sido confirmada en la cuenca hidrográfica del río Manso, en el Parque Nacional Natural Paramillo, a 34 km de distancia del alto valle del río Sinú (Racero-Casarrubia y Arias-Alzate 2015), luego de más de 60 años sin reportes. Esto señala la posible existencia del tapir centroamericano en estas zonas poco representadas en áreas protegidas.

Los tapires cumplen un papel crítico en la estructuración y mantenimiento de las funciones de los ecosistemas donde habitan (Fragoso, 1997; Jones *et al.*, 1994; Jones *et al.*, 1997; Painter, 1998). Por ello, la extinción local o la disminución drástica de sus poblaciones podría provocar un colapso o disminución de muchos procesos ecológicos esenciales, los cuales pueden poner en peligro la integridad del ecosistema a largo plazo (Medici y Foerster, 2002). En este sentido, la extinción de los grandes mamíferos herbívoros en los bosques neotropicales, como los tapires, puede dar lugar a cambios reales y significativos de los procesos ecológicos y, a su vez, cambios en la diversidad de especies de una región determinada (Dirzo y Miranda, 1991; Wright *et al.*, 2000), ya que estos a través de la herbivoría afectan e influyen en la regeneración de las coberturas vegetales por medio de la depredación y dispersión de semillas y plántulas (Álvarez-Aquino *et al.*, 2004; Terborgh y Wright, 1994). Por ello, las diferentes presiones y amenazas (p.e. cacería, fragmentación y pérdida de hábitat) sobre el tapir centroamericano en aquellas áreas que se encuentran fuera de protección, podrían ocasionar cada vez más el fraccionamiento de las poblaciones, quedando cada vez más aisladas y con mayores probabilidades de extinción local.

Esta aproximación identifica las principales unidades donde se deberían enfocar los esfuerzos de conservación, tanto para ampliar la cobertura de áreas protegidas como para enfocar acciones de conservación de los hábitats remanentes, reduciendo amenazas relacionadas con la cacería y pérdida de hábitat. A su vez, se requiere de un esfuerzo significativo para validar la distribución potencial, principalmente en las unidades marginales, en las cuales todavía existe una fuerte incertidumbre acerca de la prevalencia de la especie en estas zonas del Neotrópico.

### AGRADECIMIENTOS

A Gerardo Ceballos y Ana Laura Nolasco por la invitación a participar en este volumen y Laura Mendoza por la asistencia editorial. A Sergio Solari, Luís R. Viquez-R, Diego J. Lizcano y Sebastián Botero-Cañola por las discusiones en las primeras aproximaciones de este trabajo. Cody Schank facilitó sus análisis para la actualización de este manuscrito. Este trabajo fue parcialmente financiado por The Sierra to Sea Institute, Pro-CAT Colombia/Internacional, el Instituto de Biología-UNAM, el Instituto de Ecología-UNAM y The Mikelberg Family Foundation.

### REFERENCIAS

- ESRI. 2009. Environmental Systems Research Institute. *ArcGIS 10.2*. Redlands, California, EUA.
- Álvarez-Aquino, C., G. Williams-Linera y A.C. Newton. 2004. Experimental native tree seedling establishment for the restoration of a mexican cloud forest. *Restoration Ecology* 12(3):412-418.
- Anderson, R. y E. Martínez-Meyer. 2004. Modeling species' geographic distributions for preliminary conservation assessments: an implementation with the spiny pocket mice (*Heteromys*) of Ecuador. *Biological Conservation* 116(2):167-179.
- Arias Alzate, A., J.A. Palacio Vieira y J. Muñoz-Durán. 2009. Nuevos registros de distribución y oferta de hábitat de la danta Colombiana *Tapirus terrestris colombianus* en las tierras bajas del norte de la Cordillera Central Colombia. *Mastozoología Neotropical* 16(1):19-25.
- Ashley, M.V., J.E. Norman y L. Stross. 1996. Phylogenetic analysis of the Perissodactylan family Tapiridae using mitochondrial cytochrome oxidase (COII) sequences. *Journal of Mammalian Evolution* 3(4):315-326.
- Balaguera-Reina, S.A., A. Cepeda, D.A. Zárrate-Charry y J.F. González-Maya. 2009. The state of knowledge of western mountain coati *Nasuella olivacea* in Colombia and extent of occurrence in the northern Andes. *Small Carnivore Conservation* 41:35-40.
- Bodmer, R.E., J.F. Eisenberg y K.H. Redford. 1997. Hunting and the likelihood of extinction of amazonian mammals. *Conservation Biology* 11(2):460-466.
- Brooks, D.M. y J.F. Eisenberg. Estado y biología de los tapires neotropicales: perspectiva general. En: *Manejo y conservación de la fauna silvestre en América Latina*. T.G. Fang, O.L. Montenegro y R. Bodmer (eds). Instituto de Ecología, Universidad Mayor de San Andrés, La Paz, Bolivia, pp. 409-414.
- Burneo, S.F., J.F. González-Maya y D.G. Tirira. 2009. Distribution and habitat modelling for Colombian Weasel *Mustela felipei* in the Northern Andes. *Small Carnivore Conservation* 41:41-45.
- Ceballos, G., C. Chávez, R. List, H. Zarza y R.A. Medellín. 2011. Jaguar conservation and management in Mexico: Case studies and perspectives. Alianza WWF-Telcel/Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México.
- Chassot, O., G. Monge-Arias y V. Jiménez. 2008. Evaluación del hábitat potencial para la danta centroamericana (*Tapirus bairdii*) en el Corredor Biológico San Juan-La Selva, Costa Rica. *Revista Geográfica de América Central* 42:97-112.
- Chávez, C. y H. Zarza. 2009. Distribución potencial del hábitat del jaguar y áreas de conflicto humano-jaguar en la península de Yucatán. *Revista Mexicana de Mastozoología* 13:46-62.
- Dirzo, R. y A. Miranda. 1991. The northern limit of the tropical rainforest in the american continent –contraction of the forest and solution to a controversy. *Interciencia* 16(5):240-247.
- Dirzo, R. 2011. Jaguars, tapirs, and lessons in conservation ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9:470-471.
- Eisenberg, J.F. 1989. *Mammals of the Neotropics. The Northern Neotropics*. The University of Chicago Press, Chicago.
- Eisenberg, J.F. y K.H. Redford. 1999. *Mammals of the Neotropics. The Central Neotropics, Ecuador, Peru, Bolivia, Brazil*. The University of Chicago Press, Chicago.
- Elith, J., S.J. Phillips, T. Hastie, M. Dudík, Y.E. Chee y C.J. Yates. 2011. A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions* 17(1):43-57.
- Emmons, L.H. y F. Feer. 1999. *Neotropical rainforest mammals: A field guide*. The University of Chicago Press, Chicago, Estados Unidos de América.
- Foerster, C.R. y C. Vaughan. 2002. Home range, habitat use, and activity of Baird's Tapir in Costa Rica. *Biotropica* 34(3):423-437.

- Fragoso, J.M.V. 1997. Tapir-generated seed shadows: scale-dependent patchiness in the amazon rain forest. *The Journal of Ecology* 85(4):519-519.
- García, M., C. Jordan, G. O'Farril, C. Poot, N. Meyer, N. Estrada, R. Leonardo, E. Naranjo, Á. Simons, A. Herrera, C. Urgilés, C. Schank, L. Boshoff y Ruiz-Galeano. 2016. *Tapirus bairdii*. IUCN Red List of Threatened Species. En: <www.iucnredlist.org>, última consulta: 10 de febrero de 2019.
- Gaston, K.J. 2009. Geographic range limits: achieving synthesis. *Proceedings Biological sciences/The Royal Society* 276(1661):1395-406.
- Gonzalez-Maya, J.F., J. Schipper, B. Polidoro, A. Hoepker, D. Zarrate-Charry y J.L. Belant. 2012. Baird's Tapir density in high elevation forests of the Talamanca region of Costa Rica. *Integrative Zoology* 7(4):381-8.
- González-Maya, J.F., J. Schipper y K. Rojas-Jiménez. 2009. Elevational Distribution and Abundance of Baird's Tapir (*Tapirus bairdii*) at different Protection Areas in Talamanca Region of Costa Rica. *Tapir Conservation* 18(1):29-35.
- González-Maya, J.F., J. Schipper y B. Finegan. 2012. *Ecología y conservación del jaguar en Talamanca, Costa Rica: herramientas de planificación a escala regional*. Editorial Académica Española, Saarbrücken, Germany.
- Harvey, C.A., O. Komar, y R. Chazdon *et al.* 2008. Integrating agricultural landscapes with biodiversity conservation in the Mesoamerican hotspot. *Conservation Biology: The Journal of the Society for Conservation Biology* 22(1):8-15.
- Hershkovitz, P. 1954. Mammals of northern Colombia, preliminary report No. 7: Tapirs (genus *Tapirus*), with a systematic review of American species. *Proceedings of the United States National Museum* 103:465-496.
- Janis, C. 1984. Tapirs as living fossils. En: *Organisms as Ecosystem Engineers*. N. Eldrege y S.M. Stanley (eds.). Nueva York, Springer-Verlag, pp. 80-86.
- Jones, C.G., J.H. Lawton y M. Shachak. 1994. *Oikos* 69(3): 373-386.
- Jones, C.G., J.H. Lawton y M. Shachak. 1997. Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers. *Ecology* 78(7):1946-1957.
- Kelt, D.A., E.P. Lessa, J. Salazar-Bravo *et al.* 2007. *The quintessential naturalist: Honoring the life and legacy of Oliver P. Pearson*. University of California Press, Berkeley, Estados Unidos de América.
- Lizcano, D.J., V. Pizarro, J. Cavellier *et al.* 2002. Geographic distribution and population size of the mountain tapir (*Tapirus pinchaque*) in Colombia. *Journal of Biogeography* 29(1):7-15.
- Lizcano, D.J. y J. Cavalier. 2000. Densidad poblacional y disponibilidad de hábitat de la danta de montaña (*Tapirus pinchaque*) en los Andes Centrales de Colombia. *Biotropica* 32(1):165-173.
- Lobo, J.M., A. Jiménez-Valverde y R. Real. 2008. AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models. *Global Ecology and Biogeography* 17(2):145-151.
- Lobo, J.M., A. Jiménez-Valverde y J. Hortal. 2010. The uncertain nature of absences and their importance in species distribution modelling. *Ecography* 33:103-114.
- Marino J., M. Bennett, D. Cossios *et al.* 2011. Bioclimatic constraints to Andean cat distribution: a modelling application for rare species. *Diversity and Distributions* 17:311-322.
- Bodmer, R.E. y S. Matola. 1997. *Status and action plan of baird's Tapir (Tapirus bairdii)*. IUCN, Gland y Cambridge.
- McCann, N.P., P.M. Wheeler, T. Coles *et al.* 2012. Rapid ongoing decline of Baird's tapir in Cusuco National Park, Honduras. *Integrative Zoology* 7:420-428.
- Medici, E.P. 2005. *Assessing the viability of lowland tapir populations in a fragmented landscape*. Tesis de doctorado. Durrell Institute of Conservation and Ecology, University of Kent Canterbury, Reino Unido.
- Medici, E.P., L. Carrillo, O.L. Montenegro *et al.* 2006. Baird's Tapir (*Tapirus bairdii*) Conservation workshop, population and habitat viability assessment (PHVA). IUCN/SSC Tapir Specialist Group (TSG) y IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group (CBSG9), Apple Valley, MN, EUA.
- Medici, P.E. y C. Foerster. 2002. The influence of large herbivores on neotropical forests. *Tapir Conservation* 11:9-10.
- Muscarella, R., P.J. Galante, M. Soley-Guardia *et al.* 2014. ENMeval: an R package for conducting spatially independent evaluations and estimating optimal model complexity for Maxent ecological niche models. *Methods in Ecology and Evolution* 5(11):1198-1205.
- Naranjo, E.J. y C. Vaughan. 2000. Ampliación del ámbito altitudinal del tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*). *Revista de Biología Tropical* 48:724-724.
- Painter, R.L.E. 1998. Gardeners of the forest: Plant-animal interactions in a Neotropical forest ungulate community. Tesis de doctorado. University of Liverpool, Liverpool, Reino Unido.
- Peterson, A.T., J. Soberón, R.G. Pearson *et al.* 2011. *Ecological niches and geographic distributions*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, Estados Unidos de América.
- Phillips, S.J., R.P. Anderson y R.E. Schapire. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190(3-4):231-259.
- Phillips, S.J. y M. Dudík. 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography* 31:161-175.
- Racero-Casarrubia, J. y A. Arias-Alzate. 2015. Presencia y primeras fotografías del tapir de Tierras Bajas (*Tapirus terrestris*) en el Parque Nacional Natural Paramillo, Córdoba, Colombia. *Tapir Conservation* 24(33):4-6.
- Racero-Casarrubia, J. y P. Hernández. 2010. Notas acerca del estado de conservación y distribución de la danta *Tapirus terrestris* en el Parque Nacional Natural Paramillo. *Tapir Conservation* 19(2):27.
- Santika, T. 2011. Assessing the effect of prevalence on the predictive performance of species distribution models

- using simulated data. *Global Ecology and Biogeography* 20:181-192.
- Shank, C., E. Mendoza, J. Manolo *et al.* 2015. Integrating current range-wide occurrence data with species distribution models to map the potential distribution of Baird's Tapir. *Tapir Conservation* 24(33):15-25.
- Schank, C.J., M.V. Cove, M.J. Kelly *et al.* 2017. Using a novel model approach to assess the distribution and conservation status of the endangered Baird's Tapir. *Diversity and Distributions* 23(12):1459-1471.
- Terborgh, J. y S.J. Wright. 1994. Effects of mammalian herbivores on plant recruitment in two neotropical forests. *Ecology* 75(6):1829-1829.
- Thomas, L., S.T. Buckland, E.A. Rexstad, *et al.* 2010. Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *The Journal of Applied Ecology* 47(1):5-14.
- Tirira, D.G. 2008. *Mamíferos de los bosques húmedos del noroccidente de Ecuador*. Editorial Murciélago Blanco, Quito, Ecuador.
- UNEP-WCMC y IUCN. 2019. UN Environment Programme World Conservation Monitoring Centre-International Union for Conservation of Nature. *Protected Planet: The World Database on Protected Areas /The Global Database on Protected Areas Management Effectiveness*. En: <www.protectedplanet.net>.
- Wright, S.J., H. Zeballos, I. Domínguez *et al.* 2000. Poachers alter mammal abundance, seed dispersal, and seed predation in a neotropical forest. *Conservation Biology* 14(1):227-239.

## 8. ECOLOGÍA Y CONSERVACIÓN EN LA SELVA LACANDONA, CHIAPAS

Eduardo J. Naranjo

### RESUMEN

Entre 1998 y 2006 se realizaron conteos de tapires (*Tapirus bairdii*) y sus rastros en transectos lineales, dentro y fuera de la Reserva de la Biosfera Montes Azules (REBIMA). También se efectuaron análisis de las preferencias de hábitat y hábitos alimentarios de la especie, entrevistas con cazadores locales y talleres de discusión con residentes de nueve comunidades. Se observaron 22 tapires y 520 rastros, la gran mayoría (80%) en sitios con baja intensidad de cacería dentro de la REBIMA. La densidad estimada en áreas con cacería ligera ( $0.24 \pm 0.09$  tapires/km<sup>2</sup>) fue mayor a la de áreas con caza persistente ( $0.05 \pm 0.04$  tapires/km<sup>2</sup>). Los tapires del área de estudio prefieren sitios con alta producción de frutos y abundantes cuerpos de agua localizados lejos de los centros de población humana. Con base en el análisis de excretas, la dieta estuvo compuesta por 96% de hojas y tallos, y 4% de frutos de más de 39 especies vegetales. La cacería regional y local de tapires se encuentra fuera de los límites de sustentabilidad, y la población en áreas con caza persistente está reducida a 21% de la capacidad de carga. Para la conservación de las poblaciones de tapir en la selva Lacandona es recomendable: 1) proteger el hábitat remanente dentro y fuera de las reservas establecidas; 2) propiciar la autorregulación de la cacería de subsistencia por las comunidades locales; 3) buscar fuentes alternas de ingreso económico para los residentes del área y 4) establecer programas de educación ambiental e investigación sobre fauna silvestre en los alrededores de la REBIMA.

**Palabras clave:** cacería, danta, México, Reserva de la Biosfera Montes Azules, *Tapirus bairdii*

### ABSTRACT

*Baird's tapirs (Tapirus bairdii) and their signs were counted along line transects in Montes Azules Biosphere Reserve (MABR) and its surroundings in Chi-*

*apas, Mexico. Tapir habitat preferences, feeding habits evaluations, and interviews and workshops with local hunters were conducted between 1998 and 2006 in the study area. Twenty-two tapirs and 520 tracks were primarily observed (80%) in slightly hunted sites within MABR. Density was higher in slightly hunted sites ( $0.24 \pm 0.09$  tapirs/km<sup>2</sup>) than in persistently hunted sites ( $0.05 \pm 0.04$  tapirs/km<sup>2</sup>). Tapirs in the study area preferred habitats with high fruit productivity and abundant water bodies far from human settlements. The tapir diet included 96% of leaves and stems, and 2% of fruit. Both regional and local tapir hunting is unsustainable in the study area, and its populations are at only 21% of their carrying capacity in persistently hunted areas. Tapir conservation in the Lacandon Forest would benefit from: 1) protecting remaining tapir habitat within existing reserves and their surroundings; 2) encouraging regulation of subsistence hunting by local communities; 3) looking for alternative sources of income for local people; and 4) establishing environmental education and wildlife research programs around MABR.*

**Keywords:** Baird's tapir, hunting, Mexico, Montes Azules Biosphere Reserve, *Tapirus bairdii*.

## INTRODUCCIÓN

El tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*) es el mamífero terrestre nativo más grande del trópico mexicano; se encuentra en áreas silvestres extensas de los estados de Campeche, Chiapas, Oaxaca, Quintana Roo y Veracruz, donde ocupa una diversidad de ambientes, cuya altitud varía entre 0 y 2 500 m (March y Naranjo, 2005; Naranjo 2009, 2018). Este mamífero se encuentra en peligro de extinción debido a la pérdida de su hábitat y a la cacería indiscriminada, por lo que la mayoría de sus poblaciones se encuentran en un proceso de aislamiento geográfico y reproductivo cada vez mayor (Naranjo, 2001, 2009; Naranjo y Cruz, 1998; Naranjo *et al.*, 2015).

Varios aspectos ecológicos de los tapires han sido estudiados en diversas partes del Neotrópico. En particular, la información disponible sobre el tapir centroamericano se ha generado principalmente en Belice (Fragoso, 1990, 1991), Costa Rica (Foerster, 1998; Janzen, 1983; Naranjo, 1995a, 1995b; Williams, 1984), México (Botello *et al.*, 2017; Carbajal-Borges *et al.*, 2014; Carrillo *et al.*, 2015; Contreras-Moreno *et al.*, 2014; De la Torre *et al.* 2018; Lira *et al.*, 2004, 2006, 2014; March y Naranjo, 2005; Mendoza *et al.*, 2013; Naranjo 2009, 2018; Naranjo y Bodmer, 2002; Naranjo y Cruz, 1998; O'Farrill *et al.*, 2006, 2010, 2012; Pérez-Cortez *et al.* 2012; Reyna *et al.*, 2016), Nicaragua (Jordan y Urquhart, 2013) y Panamá (Glanz, 1982; Terwilliger, 1978). En México, las poblaciones de tapires mejor conocidas son posiblemente las de las reservas de la biosfera Calakmul (Carrillo *et al.*, 2015; Pérez-Cortez *et al.* 2012; Reyna *et al.*, 2016), La Sepultura (Cruz, 2001; Naranjo y Cruz, 1998), El Triunfo (Carbajal-Borges *et al.*, 2014; Lira, 2002; Lira *et al.*, 2004; Mendoza *et al.*, 2013) y Montes Azules (Naranjo, 2002; Naranjo y Bodmer, 2002), donde se han realizado investigaciones sobre la abundancia poblacional, distribución, movimientos, preferencias de hábitat, hábitos de alimentación, impacto de la cacería, amenazas y necesidades de conservación.

Este capítulo constituye una síntesis del conocimiento generado sobre el tapir en la selva Lacandona, con énfasis particular en la Reserva de la Biosfera Montes Azules (REBIMA), Chiapas, México. Se espera que la información aquí presentada sea de utilidad para la toma de decisiones en el área de estudio, en cuanto a la conservación de este ungulado.

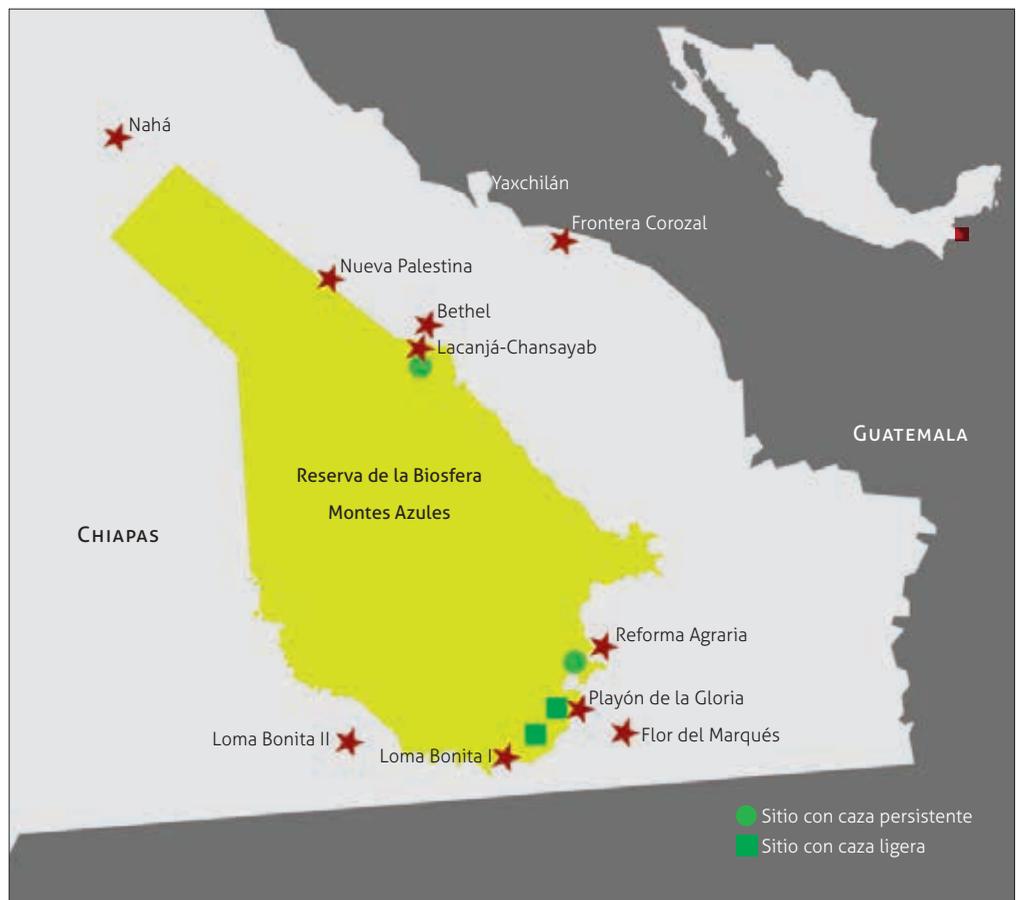
## ÁREA DE ESTUDIO

La selva Lacandona abarca varios municipios de la región nororiental de Chiapas; ocupa una su-

perficie aproximada de 10 000 km<sup>2</sup> (figura 1). Su relieve es heterogéneo; incluye lomeríos, planicies inundables asociadas con los ríos principales (Lacantún, Lacanjá, Tzendales, San Pedro), y serranías de hasta 1 200 m de altitud con numerosas cañadas (García y Lugo, 1992). El clima predominante es cálido húmedo con abundantes lluvias en verano. La precipitación media anual es superior a 2 500 mm, con una estación seca corta de febrero a mayo; la temperatura media anual es generalmente superior a 24°C (Herrera y Medellín, 1997). La vegetación del área corresponde a selva alta perennifolia en diversos estadios sucesionales, además de pastizales inducidos y cultivos. Algunas especies comunes en la selva de la región son: *Astrocarium mexicanum*,

*Bactris balanoidea*, *Brosimum alicastrum*, *Ceiba pentandra*, *Dialium guianense*, *Ficus insipida*, *Licania platypus*, *Pouteria sapota*, *Scheelea liebmanii*, *Spondias mombin*, *Swietenia macrophylla*, *Terminalia amazonia* y *Vatairea lundelli* (Castillo y Narave, 1992). La fauna de la región aún no ha sido completamente inventariada; sin embargo, existen registros de al menos 112 especies de peces, 23 de anfibios, 54 de reptiles, 341 de aves y 116 de mamíferos (INE, 2000, Medellín, 1994). Entre las especies amenazadas o en peligro de extinción que se encuentran en la selva Lacandona están, además del tapir, el jaguar (*Panthera onca*), el ocelote (*Leopardus pardalis*), el mono araña (*Ateles geoffroyi*), el águila arpía (*Harpia harpyja*), el hocofaisán (*Crax rubra*), el zopilote rey (*Sarco-*

**Figura 1.** Ubicación de los sitios y comunidades de estudio en la Selva Lacandona, Chiapas (1998-2006).



*ramphus papa*), el cocodrilo de pantano (*Crocodylus moreletii*) y la tortuga blanca (*Dermatemys mawi*; March *et al.*, 1996).

La región presenta en general bajas densidades de población humana y engloba varias áreas protegidas que, en conjunto, suman aproximadamente 4 500 km<sup>2</sup>; entre ellas están: la Reserva de la Biosfera Montes Azules (REBIMA), la Reserva de la Biosfera Lacantún, las reservas comunales Chankín, Metzabok y Nahá, y los monumentos naturales Yaxchilán y Bonampak. Por su tamaño y biodiversidad, la REBIMA (3 312 km<sup>2</sup>) es la más importante de estas áreas protegidas. Los pobladores de la región son en su mayoría campesinos de origen indígena (principalmente chol, lacandón, tojolabal y tzeltal) y mestizo, muchos de ellos provenientes de distintas regiones de Chiapas y de otros estados de la república mexicana (De Vos, 2000). Las actividades económicas más importantes de los residentes son la agricultura (maíz, frijol, chile, cacao y plátano), la cría de ganado bovino y la prestación de servicios (comercio, construcción, transporte y turismo).

## MÉTODOS

El trabajo de campo se realizó de manera continua entre mayo de 1998 y mayo de 2001, y posteriormente de forma intermitente entre 2002 y 2006. Para estimar la abundancia poblacional se establecieron 18 transectos lineales de entre 1 y 5 km de longitud en sitios con y sin cacería persistente, dentro y fuera de la REBIMA (figura 1). Los transectos se recorrieron entre 12 y 36 veces cada uno, sumando una distancia total aproximada de 2 500 km. Los transectos se recorrieron lentamente (1.5 km/h) durante las primeras y las últimas horas del día. En cada recorrido se registró el número de tapires observados, su distancia perpendicular respecto a la línea central del transecto, el número de rastros (grupos de huellas o

heces) y la longitud total del transecto (Southwell, 1996). Las densidades (número de individuos/km<sup>2</sup>) se estimaron mediante el método de Buckland *et al.* (1993), empleando el programa de cómputo DISTANCE 5.0 (Thomas *et al.*, 2005). Los conteos de rastros de tapir (huellas y excretas) se agruparon para calcular índices de abundancia por cada 100 km recorridos en cada localidad, temporada y año de muestreo (Conroy, 1996; Naranjo, 2000).

Para la evaluación del uso de hábitat se utilizaron siete variables (densidades de árboles, palmas y lianas, altura y cobertura del dosel, visibilidad y presencia de sitios inundables), las cuales se registraron a intervalos de 200 m a lo largo de 12 transectos dentro y fuera de la REBIMA (Muench, 2001; Naranjo y Bodmer, 2002). Las frecuencias esperadas y observadas de rastros de tapir en cada tipo de hábitat fueron comparadas mediante análisis de bondad de ajuste de chi-cuadrada con intervalos de Bonferroni (Byers *et al.*, 1984; Neu *et al.*, 1974). La relevancia de cada una de las siete variables consideradas en relación con la frecuencia de uso del hábitat por los tapires fue estimada mediante análisis discriminantes (Ludwig y Reynolds, 1988).

La estructura de edades y la proporción de sexos de la población de tapires se estimó a partir de las observaciones directas de individuos realizadas durante el estudio. Las categorías de edad consideradas fueron: cría (<3 meses), juvenil (3-12 meses) y adulto (>12 meses; Kunz, *et al.* 1996; Naranjo y Bodmer, 2002). Además, se examinó la dentadura de los individuos capturados o cazados en las localidades de estudio para estimar la categoría de edad mediante la técnica de desgaste y reposición dentaria (Dimmick y Pelton, 1994). Todos los cráneos donados por cazadores locales y aquellos encontrados en el área de estudio fueron examinados y posteriormente depositados en la colección mastozoológica de El

Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR) en San Cristóbal de Las Casas, Chiapas.

El análisis de la dieta del tapir se realizó a partir de colectas de muestras de excrementos y plantas con señales de ramoneo asociadas con huellas de esta especie (Naranjo, 1995b) y encontradas en el área de estudio. Las frecuencias de hojas, tallos, y frutos y semillas ingeridas fueron estimadas analizando las muestras de heces colectadas con ayuda de un marco de 10 puntos (Chamrad y Box, 1969; Naranjo, 1995b; Naranjo y Cruz, 1998). Las plantas colectadas y las semillas presentes en las heces fueron identificadas con apoyo del personal del herbario de ECOSUR en San Cristóbal de las Casas.

El impacto y la sustentabilidad de la cacería sobre los tapires fueron evaluadas con base en información generada a partir de observaciones directas y entrevistas con pobladores de 10 comunidades (Bethel, Flor del Marqués, Frontera Corozal, Lakanjá-Chansayab, Loma Bonita I, Loma Bonita II, Nahá, Nueva Palestina, Reforma Agraria y Playón de la Gloria; figura 1). En las entrevistas se obtuvo información sobre las especies utilizadas, los propósitos, métodos, instrumentos, temporadas y sitios de cacería de tapires dentro de cada comunidad. Las tasas anuales de extracción (número de individuos cazados/km<sup>2</sup>) se estimaron con base en la información generada a partir de las entrevistas citadas y las áreas de captura (radios de cacería alrededor de los poblados) registradas en cada una de ellas (Naranjo *et al.*, 2004b).

Se aplicó el modelo unificado de cosecha (Bodmer y Robinson, 2004) para evaluar la sustentabilidad de la cacería de tapires en el área de estudio. Para ello se emplearon datos reales de las tasas anuales de extracción arriba citadas, y las tasas de producción (P; número de individuos producidos/km<sup>2</sup>) calculadas a partir de la densidad poblacional obtenida en el área de estudio, así como de las tasas anuales de fecundidad (número promedio de hembras producidas/hembra) estimadas por Bodmer y Robinson (2004; ecuación 1).

Ecuación 1

$$P = (Y \times G) 0.5 D$$

donde:

P: tasa de producción (número de individuos producidos/km<sup>2</sup>/año)

Y: número de crías nacidas por hembra por año

G: número de gestaciones por año

D: densidad poblacional en sitios con caza persistente (número de individuos/km<sup>2</sup>)

Las tasas de producción se compararon con las tasas de cosecha utilizando los criterios de sustentabilidad de Robinson y Redford (1991), asumiendo que la cacería no es sustentable si la extracción de tapires excede 20% de su producción anual. Este modelo además incorpora un indicador numérico de la condición de una población para el uso sustentable, comparando la diferencia entre el tamaño real de las poblaciones cazadas (n) y su respectiva capacidad de carga local (K; McCullough, 1987; Bodmer y Robinson, 2004). En este análisis se asumió que: 1) la capacidad de carga (K) estaba representada por la densidad poblacional estimada en sitios sin cacería (o con niveles muy bajos de esta); y 2) el punto de rendimiento máximo sostenible (RMS) se encontraba a 80% de K para el tapir (Bodmer y Robinson 1999; Naranjo, *et al.* 2004a).

## RESULTADOS

### ABUNDANCIA Y DENSIDAD POBLACIONAL

Se obtuvieron en total 22 observaciones directas de tapir y 520 registros de rastros (406 huellas y 114 excrementos). El 80% (434) de los registros de la especie se presentó en sitios con baja intensidad de cacería dentro de la REBIMA (cuadro 1). No se observó directamente ningún tapir fuera del área protegida, aunque se encontraron seis rastros (1.2%) en fragmentos de bosque localiza-

Cuadro 1. Índices de abundancia y densidades de tapires en la Reserva de la Biosfera Montes Azules, Chiapas y sus inmediaciones (1998-2006)

	<i>Distancia recorrida (km)</i>	<i>Tapires observados (n)</i>	<i>Tapires /100 km</i>	<i>Rastros observados (n)</i>	<i>Rastros /100 km</i>	<i>Densidad (ind/km<sup>2</sup>) ± EE*</i>
Área de estudio	2 500	22	0.88	520	20.8	0.22 ± 0.12
Áreas con caza ligera	1 698	18	1.06	411	24.2	0.24 ± 0.09
Áreas con caza persistente	802	4	0.50	109	13.6	0.05 ± 0.04
Sitios dentro de REBIMA	2 140	22	1.03	514	24.0	0.22 ± 0.12
Sitios fuera de REBIMA	360	0	0	6	1.7	0.00

\* EE: Error estandar.

dos a distancias de entre 1 y 4 km de la misma. A partir de todas las observaciones directas acumuladas durante el estudio, las tasas de encuentro de tapires se estimaron en 0.88 individuos y 20.8 rastros por 100 kilómetros recorridos, y la densidad poblacional en  $0.22 \pm 0.12$  ind/km<sup>2</sup>. La densidad obtenida en áreas con cacería persistente ( $0.08 \pm 0.05$  ind/km<sup>2</sup>) fue inferior ( $P > 0.05$ ) a la de sitios sin cacería ( $0.27 \pm 0.11$  ind/km<sup>2</sup>; cuadro 1). No se detectaron variaciones importantes en la frecuencia de rastros entre años ni temporadas de seca y lluvia ( $P > 0.05$ ).

### USO DEL HÁBITAT

A partir del análisis de las siete variables de hábitat evaluadas, se definieron cuatro tipos de hábitat presentes en el área de estudio: selva alta perennifolia, bosque ripario abierto, acahual-bosque de lianas y zona inundable (Muench, 2001; Naranjo y Bodmer, 2002). No se encontraron diferencias significativas entre el uso esperado y el observado de los cuatro tipos de hábitat descritos, lo que indica que estos fueron utilizados por los tapires de acuerdo con su disponibilidad ( $\chi^2 = 4.57$ ; g.l. = 3;  $P = 0.126$ ; cuadro 2). En cuanto al efecto de las variables del hábitat sobre la frecuencia de uso de los sitios por los tapires, se observó que la disponibilidad de cuerpos de agua ( $F = 6.95$ ;  $P = 0.009$ ) y la densidad de lianas ( $F = 7.96$ ;  $P < 0.001$ ) son las

de mayor importancia. Los análisis discriminantes aplicados también indicaron que las mayores frecuencias de rastros de tapir se presentaron en los sitios más alejados de centros de población humana ( $F = 23.7$ ;  $P < 0.001$ ) y con mayor producción de frutos ( $F = 7.94$ ;  $P = .005$ ). No se encontró ninguna relación entre los índices de abundancia de depredadores naturales (jaguar y puma) y la frecuencia de rastros del tapir.

### ESTRUCTURA DE EDADES Y SEXOS

En 15 de las 22 observaciones directas de tapir fue posible determinar el sexo de los individuos. Se encontraron 10 hembras (45.4%), 8 machos (36.4%) y 4 individuos de sexo no identificado (18.2%). A partir de registros de cacería obtenidos mediante entrevistas con pobladores locales, se estimó una proporción entre hembras y machos de 4:3 (57% vs. 43%;  $n = 7$ ). En ambos casos la proporción de sexos no difirió de lo esperado (1:1).

En cuanto a la estructura de edades se observó 77.3% de adultos ( $n = 17$ ), 13.6% de juveniles ( $n = 3$ ) y 9.1% de crías ( $n = 2$ ). Debido a la baja frecuencia de cacería de tapires en el área de estudio, la colecta de cráneos fue muy reducida (4 ejemplares). De estos cráneos, tres (75%) correspondieron a individuos mayores de dos años de edad (adultos) y uno a un individuo juvenil

(<2 años). La proporción estimada de adultos mediante registros de cacería fue aún mayor que en el caso anterior: seis adultos (85.7%) contra sólo un juvenil (14.3%; cuadro 3).

### HÁBITOS ALIMENTARIOS

A partir del análisis de 98 de las 114 muestras de excretas de tapir colectadas durante el estudio se encontró una frecuencia de 96% de hojas y tallos, y sólo 4% de frutos y semillas. No se detectaron variaciones significativas estacionales en estas proporciones. Al combinar la información proveniente de plantas colectadas que presentaron signos de herbivoría por tapires y las semillas encontradas en los excrementos, se elaboró una lista de 39 especies de plantas consumidas por los tapires dentro de la REBIMA. Las familias mejor representadas en la dieta de la especie fueron Asteraceae, Fabaceae, Moraceae, Rubiaceae y Solanaceae (cuadro 4).

### IMPACTO DE LA CACERÍA

A partir de las entrevistas realizadas a pobladores de comunidades vecinas a la REBIMA, se estimó que 14.2% de los residentes del área de estudio consumieron carne de tapir al menos una vez durante los últimos 10 años. Sin embargo, solamente 1.8% de los entrevistados participaron en la cacería de esta especie durante el último año, particularmente en las comunidades de Nueva Palestina y Lacanjá-Chansayab, donde los pobladores locales cazaron siete tapires durante el periodo de estudio. Cuatro de los cráneos de estos animales fueron donados por los mismos cazadores para ser depositados en la colección mastozoológica de ECOSUR en San Cristóbal de Las Casas.

El análisis general de sustentabilidad de la cacería del tapir a través del modelo unificado de cosecha (Bodmer y Robinson, 2004) sugiere una extracción no sustentable de tapires en áreas con cacería persistente, ya que 48% de la producción

Cuadro 2. Uso de hábitat del tapir en la Reserva de la Biosfera Montes Azules, Chiapas (1999-2000; Muench, 2001; Naranjo y Bodmer, 2002)

Hábitat	Rastros	Número de sitios	$pi$ sitios <sup>a</sup>	$Ras_e^b$	$pi Ras_o^c$	Intervalo de confianza <sup>d</sup>
Zona inundable	24	15	0.188	23.63	0.190	0.112 - 0.269
Bosque ripario-abierto	27	22	0.275	34.65	0.214	0.132 - 0.296
Selva alta perennifolia	45	29	0.362	45.67	0.358	0.261 - 0.453
Acahual-bosque de lianas	30	14	0.175	22.05	0.238	0.153 - 0.323
Total	126	80	1.000	126.00	1.000	

<sup>a</sup>Proporción de sitios ocupada por tipo de hábitat; <sup>b</sup>número de rastros esperados por hábitat; <sup>c</sup>proporción observada de uso; <sup>d</sup>intervalos de confianza de Bonferroni.

Cuadro 3. Proporciones de edades y sexos de la población de tapires estimadas mediante distintos métodos en la selva Lacandona, Chiapas (1998-2006)

Método	♀ : ♂	Sin datos	Crías y juveniles n (%)	Adultos n (%)	Total
Observación directa	10 : 8	4	5 (22.7)	17 (77.3)	22
Cráneos colectados	?	4	1 (25.0)	3 (75.0)	4
Entrevistas	4 : 3	0	1 (20.0)	4 (80.0)	5

Cuadro 4. Especies de plantas y sus partes consumidas por el tapir en la Reserva de la Biosfera Montes Azules, Chiapas (1998-2006). Fuentes: 1=Rivadeneira (2007), 2=Naranjo (2009)

Familia	Especie	Partes consumidas	Fuente
Acanthaceae	<i>Lagochilium schiedeanum</i>	Tallos, hojas	1
Amaranthaceae	<i>Iresine celosia</i>	Tallos, hojas	1
Anacardiaceae	<i>Spondias mombin</i>	Frutos	1, 2
Annonaceae	<i>Annona diversifolia</i>	Frutos	2
Araliaceae	<i>Dendropanax arboreus</i>	Corteza	1
Arecaceae	<i>Attalea butyracea</i>	Frutos	1, 2
Arecaceae	<i>Bactris balanoidea</i>	Frutos	3, 4
Asteraceae	<i>Clibadium arboreum</i>	Tallos, hojas	1
Asteraceae	<i>Clibadium surinamense</i>	Tallos, hojas	1
Asteraceae	<i>Melanthera nivea</i>	Tallos, hojas	1
Asteraceae	<i>Perymenium grande</i>	Tallos, hojas	1
Bombacaceae	<i>Pachira aquatica</i>	Brotes, frutos	1, 2
Chrysobalanaceae	<i>Licania platypus</i>	Frutos	1
Euphorbiaceae	<i>Acalypha diversifolia</i>	Tallos, hojas	1
Euphorbiaceae	<i>Croton</i> sp.	Corteza	1, 2
Fabaceae	<i>Acacia</i> sp.	Frutos	1, 2
Fabaceae	<i>Dialium guianense</i>	Frutos	1, 2
Fabaceae	<i>Vatairea lundellii</i>	Corteza	1, 2
Malvaceae	<i>Malvaviscus arboreus</i>	Tallos, hojas	1
Moraceae	<i>Brosimum alicastrum</i>	Frutos, hojas	1, 2
Moraceae	<i>Cecropia obtusifolia</i>	Tallos, hojas	2
Moraceae	<i>Ficus insipida</i>	Frutos	2
Moraceae	<i>Ficus</i> sp.	Frutos	1
Phytolaccaceae	<i>Phytolacca rivinoides</i>	Tallos, hojas	1
Piperaceae	<i>Piper auritum</i>	Tallos, hojas	1, 2
Rubiaceae	<i>Hamelia patens</i>	Tallos, hojas	1
Rubiaceae	<i>Psychotria limonensis</i>	Corteza	1
Rubiaceae	<i>Psychotria marginata</i>	Corteza	1
Rubiaceae	<i>Psychotria tenuifolia</i>	Tallos, hojas	1
Sapindaceae	<i>Cardiospermum grandiflorum</i>	Tallos, hojas	1
Sapotaceae	<i>Manilkara zapota</i>	Frutos	1, 2
Sapotaceae	<i>Pouteria sapota</i>	Frutos	2
Solanaceae	<i>Cestrum nocturnum</i>	Tallos, hojas	1
Solanaceae	<i>Solanum houstonii</i>	Tallos, hojas	1
Solanaceae	<i>Solanum nigrum</i>	Tallos, hojas	1
Sterculiaceae	<i>Byttneria aculeata</i>	Tallos, hojas	1
Tiliaceae	<i>Heliocarpus appendiculatus</i>	Tallos, hojas	1
Ulmaceae	<i>Celtis iguanaea</i>	Tallos, hojas	1
Urticaceae	<i>Boehmeria ulmifolia</i>	Tallos, hojas	1

anual estimada fue cosechada durante el estudio (Naranjo *et al.*, 2004a; figura 2). No obstante, el análisis de la cacería a nivel local reveló que la sobreexplotación de este ungulado se concentra en la comunidad de Nueva Palestina, donde 100% de la producción de tapires es utilizada. En contraste, sólo 14.8% de dicha producción es cazada por los lacandones de Lacanjá-Chansayab y Bethel (Naranjo *et al.*, 2004a). El modelo de sustentabilidad aplicado también reveló que la población de tapires en áreas con caza persistente se encuentra reducida a solamente 21% de la capacidad de carga (K) estimada para la región (Naranjo y Bodmer, 2007; figura 2).

## DISCUSIÓN

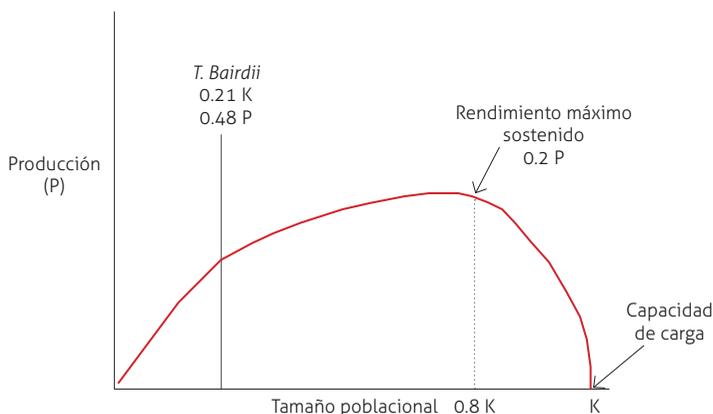
### ABUNDANCIA Y DENSIDAD POBLACIONAL

Las estimaciones de densidad y abundancia relativa obtenidas en este estudio son semejantes a las observadas en la Reserva La Sepultura, Chiapas (Cruz, 2001; Naranjo y Cruz, 1998). Sin embargo, las cifras son algo inferiores a las estimadas por Botello *et al.* (2017) en la Sierra Mixe, Oaxaca, y por Naranjo (1995a) y Foerster (1998) en el Parque Nacional Corcovado, Costa Rica, pero a su vez son superiores a las encontradas en Honduras y Belice por Flesher (1999) y Fragoso (1991), respectivamente. No obstante, estas com-

paraciones deben considerarse con precaución debido a las diferencias en las características de clima y vegetación entre las áreas de estudio citadas. La densidad de tapires estimada dentro de la REBIMA sugiere que la población se encuentra en buen estado en localidades con baja intensidad de cacería, aunque la situación es notablemente distinta en sitios con cacería intensa, especialmente fuera del área protegida. Indudablemente, en estos sitios, la transformación y fragmentación del hábitat del tapir con fines agropecuarios y la cacería de subsistencia han provocado la disminución de la población de tapires. En particular, es evidente que estos factores han sido negativos para la especie en la comunidad de Nueva Palestina y en los ejidos de la subregión Marqués de Comillas, en muchos de los cuales el tapir ha desaparecido o está próximo a desaparecer (Naranjo 2009, 2018).

### USO DEL HÁBITAT

Los tapires al parecer utilizan distintos tipos de hábitat de acuerdo con su disponibilidad dentro de la REBIMA. La abundancia de rastros se encontró asociada con la presencia de cuerpos de agua permanentes, la productividad de frutos y la distancia a centros de población humana. Este resultado coincide parcialmente con lo observado en otros estudios (Carrillo *et al.*, 2015; Naranjo, 1995a; Naranjo y Cruz, 1998), en los que la es-



**Figura 2.** Evaluación de sustentabilidad de la cacería de tapires mediante el método unificado de cosecha (Bodmer y Robinson, 2004) en la Selva Lacandona, Chiapas (para una explicación detallada véase Naranjo y Bodmer, 2007).

pecie mostró preferencia por los tipos de hábitat con mayor disponibilidad de alimento y agua. En los sitios en los que se llevó a cabo este estudio, la gran heterogeneidad de la vegetación, el relieve predominantemente plano y la alta precipitación pluvial (>2500 mm anuales) posiblemente favorecieron una amplia disponibilidad de dichos recursos para el tapir, lo que explicaría la ausencia de preferencia por algún tipo de hábitat en particular.

### ESTRUCTURA DE EDADES Y SEXOS

La proporción de sexos y la estructura de edades de la población de tapir encontradas en este estudio no difieren de las estimadas en estudios previos. Montenegro (1999) observó una proporción de 47 hembras por 24 machos (n=85) para *Tapirus terrestris* y 66% de adultos en el Parque Nacional Manú, Perú. Naranjo (1995a) estimó una presencia de hembras (n=13) ligeramente superior a la de machos (n=11) para *T. bairdii* y 80% de adultos en el Parque Nacional Corcovado, Costa Rica (n=26). A pesar del menor tamaño de muestra obtenido en el presente trabajo (n=22), se detectaron sesgos similares hacia las hembras y adultos (77%) en la REBIMA (Cuadro 3). En concordancia con la apreciación de Montenegro (1999), en la selva Lacandona es sumamente difícil obtener una estimación confiable de estos atributos en poblaciones silvestres de tapires.

### HÁBITOS ALIMENTARIOS

En la selva Lacandona, las familias vegetales representadas en la dieta del tapir coinciden en gran parte con las reportadas en trabajos previos. Entre las proporciones de los tres componentes vegetales considerados en el análisis de excrementos (hojas, tallos y frutos), la diferencia más notable entre los resultados de este trabajo y estudios previos radica en los frutos. Foerster (1998) encontró un promedio de 18.6% de frutos, mientras que Naranjo (1995b) reportó 9.4%,

y Naranjo y Cruz (1998) estimaron 7.1%. En el presente estudio se encontró un promedio de solamente 4% de frutos en las muestras de heces. Es posible que estas diferencias no se deban tanto a las variaciones en los hábitos de alimentación de las distintas poblaciones de tapires, sino a las diferencias en los distintos tamaños de muestra logrados en dichos trabajos, o bien a la disponibilidad de frutos en cada sitio de estudio.

Dentro de la REBIMA se observó una gran cantidad de árboles y lianas cuya corteza presentaba evidencias de consumo por tapires. Las especies más frecuentemente observadas fueron el árbol “amargoso” (*Vatairea lundelli*) y una especie de liana (*Croton* spp). El consumo de frutos, a pesar de no haber estado bien representado en los excrementos, parece ser importante para el tapir en el área de estudio, pues en varias ocasiones se avistaron individuos revisando el suelo en busca de frutos maduros de corozo (*Attalea butyracea*), jaguacté (*Bactris baculifera*), sonzapote (*Licania platypus*) y mamey (*Pouteria sapota*).

### IMPACTO DE LA CACERÍA

El análisis de las entrevistas con pobladores del área de estudio reveló que la presión de la cacería sobre el tapir a nivel regional ha sido relativamente baja durante la última década. Esta especie no figura entre las 10 presas más frecuentemente capturadas por los cazadores (Naranjo *et al.*, 2004b). Sin embargo, a nivel local la situación de este mamífero no parece ser alentadora, pues en la mayoría de las comunidades visitadas la especie se ha vuelto extremadamente rara, o bien, ha desaparecido durante los últimos años (Naranjo, 2018; Naranjo *et al.*, 2004a). Un ejemplo de ello se encontró en Nueva Palestina, donde una población humana relativamente grande (ca. 20 000) parece ejercer una presión de caza muy baja sobre la especie (4 individuos en un año). No obstante, estos cuatro tapires no fueron localizados por los cazadores cerca del poblado,

sino a distancias mayores de 10 km del mismo; es decir, dentro de los límites de la REBIMA. Lo anterior sugiere que el tapir ha sido eliminado de las inmediaciones de la comunidad, por lo que los cazadores tienen que desplazarse grandes distancias para conseguir esta y otras presas que se refugian al interior del área protegida. El modelo unificado de cosecha indicó que la cacería regional y local de tapires en general se encuentra fuera de los límites de sustentabilidad y en niveles muy por debajo de su capacidad de carga (0.2 K) con excepción de las comunidades lacandonas de Lacanjá-Chansayab y Bethel (Naranjo y Bodmer, 2007). Estos resultados constituyen evidencias de la necesidad de regular la cacería de subsistencia en la selva Lacandona.

### **PROBLEMÁTICA Y NECESIDADES DE CONSERVACIÓN**

Es muy probable que, dentro de su notable biodiversidad, la selva Lacandona y, en particular la REBIMA, alberguen, junto con las reservas de la biosfera de Calakmul, Sian Ka'an y la región de Los Chimalapas, las mayores poblaciones de tapires en el país (March y Naranjo, 2005; Naranjo, 2009, 2018; Naranjo *et al.*, 2015).

Los factores que amenazan la supervivencia del tapir y su hábitat en la selva Lacandona son variados y complejos. Puesto que la mayoría de ellos tienen su origen en la presencia y actividad humana, las alternativas para su conservación necesariamente deben involucrar a las comunidades humanas locales. Las propuestas que se describen a continuación consideran tanto la información recabada en este estudio como las opiniones y necesidades expresadas durante los talleres participativos por los habitantes de las comunidades visitadas.

En cuanto a la protección del hábitat, es esencial el mantenimiento de las principales áreas protegidas de la región (Montes Azules, Lacantún, Chankín, Yaxchilán y Bonampak) para

asegurar la supervivencia de la población de tapires a largo plazo. La conectividad entre estas reservas es también un factor de gran relevancia para permitir el flujo genético entre las poblaciones locales de esta especie. En este sentido, es muy importante evitar la deforestación en el área conocida como la sierra de La Cojolita, que interconecta el conglomerado Montes Azules-Lacantún-Bonampak con las reservas de Yaxchilán y Chankín, lo que favorece el flujo de tapires y muchas otras especies hacia las selvas del Petén en Guatemala. La existencia y mantenimiento de pequeñas reservas comunitarias y ejidales en las subregiones Marqués de Comillas y comunidad lacandona debe considerarse también como parte de la estrategia de conservación del hábitat del tapir. En particular, los ríos y arroyos son muy importantes como formadores de ambientes intensamente utilizados por el tapir, por lo que el mantenimiento de franjas anchas de vegetación a lo largo de los cauces de arroyos tributarios de los principales ríos de la región (Usumacinta, Lacantún y Lacanjá, entre otros), será muy favorable para el movimiento y la alimentación de los tapires y otras especies de fauna.

En los talleres realizados fue evidente que el tapir representa una especie rara, carismática e interesante para los residentes de las comunidades aledañas a la REBIMA, razones por las cuales en años recientes han disminuido la presión de cacería sobre esta especie. Dada su alta vulnerabilidad a la extinción local será necesario promover la organización comunitaria para evitar en lo posible la continuidad en la cacería de este ungulado. La investigación, el monitoreo y la educación ambiental de la población local deberían considerarse elementos fundamentales en una estrategia exitosa de conservación del tapir en la selva Lacandona. Específicamente, será importante propiciar el desarrollo de estudios como el presente y programas de concientización ambiental en otros sectores de la REBIMA (Cañadas y

zona norte), y en áreas protegidas vecinas como Lacantún, Chankín y Yaxchilán. Otros estudios no menos importantes sobre el tapir incluyen el análisis de la respuesta de las poblaciones a la fragmentación del hábitat y otras actividades humanas, tales como la extracción forestal selectiva, el aprovechamiento de productos no maderables (i.e. *Chamaedorea* spp. y *Aechmea* sp.), las prácticas agrícolas y la construcción de caminos.

### AGRADECIMIENTOS

Este proyecto fue realizado con financiamiento otorgado por CONABIO, Fondos Mixtos CONACYT-COCYTECH, Conservation International y USFWS. ECOSUR facilitó instalaciones, vehículos y apoyo logístico. La Dirección de la Reserva Montes Azules (CONANP) y la Dirección General de Vida Silvestre (SEMARNAT) otorgaron los permisos y facilidades para realizar el trabajo de campo. El autor agradece la amable colaboración de los ejidatarios y comuneros de la selva Lacandona, así como de los numerosos estudiantes y tesisistas que participaron en este proyecto. Georgina O'Farrill e Iván Lira realizaron valiosas sugerencias para mejorar este capítulo.

### REFERENCIAS

- Bodmer, R.E. y J.G. Robinson. 2004. Evaluating the sustainability of hunting in the Neotropics. En: *People in nature: wildlife conservation in South and Central America*. K. Silvis, R.E. Bodmer y J.M. Fragoso (eds.). Columbia University Press, Nueva York, pp. 299-323.
- Botello, F., A.G. Romero-Calderón, J. Sánchez-Hernández, O. Hernández, G. López-Villegas y V. Sánchez-Cordero. 2017. Population density of Central American tapir (*Tapirella bairdii*) in cloud forest in Totontepec Villa de Morelos, Oaxaca, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 88:918-923.
- Buckland, S.T., D.R. Anderson, K.P. Burnham y J.L. Laake. 1993. *Distance sampling: estimating abundance of biological populations*. Chapman y Hall, Londres.
- Carbajal-Borges, J.P., O. Godínez-Gómez y E. Mendoza. 2014. Density, abundance and activity patterns of the endangered *Tapirus bairdii* in one of its last strongholds in southern Mexico. *Tropical Conservation Science* 7:100-114.
- Carrillo, N., R. Reyna y B. Schmook. 2015. Relative abundance and habitat selection of *Tapirus bairdii* in the Calakmul and Balam Kú reserves, Campeche, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 86:202-207.
- Castillo, G. y H. Narave. 1992. Contribución al conocimiento de la vegetación de la Reserva de la Biosfera Montes Azules, Selva Lacandona, Chiapas, México. En: *Reserva de la Biosfera Montes Azules, Selva Lacandona: investigación para su conservación*. M.A. Vásquez y M.A. Ramos (eds.). Publ. esp. Ecosfera, San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México, pp. 51-85.
- Chamrad, A.D. y T.W. Box. 1964. A point frame for sampling rumen contents. *Journal of Wildlife Management* 28:473-477.
- Contreras-Moreno, F.M., M.G. Hidalgo-Mihart, L.A. Pérez-Solano y Y.A. Vásquez-Maldonado. 2013. Nuevo registro de tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*) atropellado en el noroeste del estado de Campeche, México. *Tapir Conservation* 20:22-25.
- Conroy, M.J. 1996. Abundance indices. En: *Measuring and monitoring biological diversity: Standard methods for mammals*. D.E. Wilson, F.R. Cole, J.D. Nichols, R. Rudran y M. Foster (eds.). Smithsonian Institution Press, Washington, D.C., pp. 179-192.
- Cruz, E. 2001. *Hábitos de alimentación e impacto de la actividad humana sobre el tapir (Tapirus bairdii) en la Reserva de la Biosfera La Sepultura, Chiapas, México*. Tesis de maestría, El Colegio de la Frontera Sur, San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México.
- De la Torre, J.A., M. Rivero, G. Camacho y L.A. Álvarez-Márquez. 2018. Assessing occupancy and habitat connectivity for Baird's tapir to establish conservation priorities in the Sierra Madre de Chiapas, Mexico. *Journal for Nature Conservation* 41:16-25.
- De Vos, J. 2002. *Una tierra para sembrar sueños: historia reciente de la Selva Lacandona 1950-2000*. CIESAS/Fondo de Cultura Económica, Ciudades de México.
- Dimmick, R.W. y M.R. Pelton. 1994. Criteria of sex and age. En: *Research and management techniques for wildlife and habitats*. T.A. Bookhout (ed.). The Wildlife Society, Bethesda, Maryland, pp. 169-214.
- Flesher, K. 1999. Preliminary notes on the conservation status of Baird's tapir in north-eastern Honduras. *Oryx* 33:294-300.
- Foerster, C.R. 1998. *Ecología de la danta centroamericana (Tapirus bairdii) en el Parque Nacional Corcovado, Costa Rica*. Tesis de maestría. Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica.
- Fragoso, J.M. 1990. The effect of hunting on tapirs in Belize. En: *Neotropical wildlife use and conservation*. J.G. Robinson y K.H. Redford (eds.). University of Chicago Press, Chicago, Illinois, pp. 154-162.
- Fragoso, J.M. 1991. The effect of selective logging on Baird's tapir. En: *Latin American Mammalogy; history, biodiversity and conservation*. M.A. Mares y D.J. Schmidly (eds.). University of Oklahoma Press, Norman, Oklahoma, pp. 295-304.
- García, J.G. y J. Lugo. 1992. Las formas del relieve y los

- tipos de vegetación en la Selva Lacandona. En: *Reserva de la Biosfera Montes Azules, Selva Lacandona: investigación para su conservación*. M.A. Vásquez y M.A. Ramos (eds.). Publ. Esp. Ecosfera, San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México, pp. 39-49.
- Glanz, W.E. 1982. Fauna de mamíferos terrestres de la Isla Barro Colorado: censos y cambios a largo plazo. En: *Ecología de un bosque tropical*. E.G. Leigh, A.S. Rand y D.M. Windsor (eds.). Smithsonian Tropical Research Institute, Balboa, Panamá, pp. 523-536.
- Herrera, O. y R.A. Medellín. 1997. Lacandon rain forest region, Mexico. En: *Centres of plant diversity: a guide and strategy for their conservation*. WWF y IUCN (eds.). IUCN Publications Unit, Cambridge, Reino Unido, pp. 125-129.
- INE. Instituto Nacional de Ecología. 2000. *Programa de manejo, Reserva de la Biosfera Montes Azules, México*. Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca, Ciudad de México.
- Janzen, D.H. 1983. *Tapirus bairdii*. En: *Historia natural de Costa Rica*. D.H. Janzen (ed.). Universidad de Costa Rica, San Pedro de Montes de Oca, Costa Rica, pp. 509-510.
- Jordan, C. y G.R. Urquhart. 2013. Baird's tapirs (*Tapirus bairdii*) in Nicaragua. *Tapir Conservation* 22:14-21.
- Kunz, T.H., C. Wemmer y V. Hayssen. 1996. Sex, age, and reproductive condition of mammals. En: *Measuring and monitoring biological diversity: Standard methods for mammals*. D.E. Wilson, F.R. Cole, J.D. Nichols, R. Rudran y M. Foster (eds.). Smithsonian Institution Press, Washington, D.C., pp. 279-290.
- Lira-Torres, I., M.A. Briones-Salas y G. Sánchez-Rojas. 2014. Abundancia relativa, estructura poblacional, preferencia de hábitat y patrones de actividad del tapir centroamericano *Tapirus bairdii* (Perissodactyla: Tapiridae), en la Selva de Los Chimalapas, Oaxaca, México. *Revista de Biología Tropical* 62:1407-1419.
- Lira, I., E. J. Naranjo, D. M. Güiris y E. Cruz. 2004. Ecología de *Tapirus bairdii* (Perissodactyla: Tapiridae) en la Reserva de la Biosfera El Triunfo (Polígono I), Chiapas, México. *Acta Zoológica Mexicana* 20:1-21.
- Lira, I., E.J. Naranjo, D. Hilliard, M.A. Camacho, A. De Villa y M.A. Reyes. 2006. Status and conservation of Baird's tapir in Oaxaca, Mexico. *Tapir Conservation* 15:21-28.
- Ludwig, J. y F. Reynolds. 1988. *Statistical ecology*. John Wiley y Sons, Nueva York.
- March, I.J., E.J. Naranjo, R. Rodiles, D.A. Navarrete, M.P. Alba y P.J. Hernández. 1996. *Diagnóstico para la conservación y manejo de la fauna silvestre en la selva lacandona, Chiapas*. Informe final para la Subdelegación de Planeación de la SEMARNAP en Chiapas. El Colegio de la Frontera Sur, San Cristóbal de Las Casas, Chiapas.
- March, I.J. y E.J. Naranjo. 2005. Tapir (*Tapirus bairdii*). En: *Los mamíferos silvestres de México*. G. Ceballos y G. Oliva (eds.). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad/Fondo de Cultura Económica, Ciudad de México, pp. 496-497.
- McCullough, D.R. 1987. The theory and management of *Odocoileus* populations. En: *Biology and management of the Cervidae*. C. Wemmer (ed.). Smithsonian Institution Press, Washington, D.C., pp. 415-429.
- Medellín, R.A. 1994. Mammal diversity and conservation in the Selva Lacandona, Chiapas, México. *Conservation Biology* 8:780-799.
- Mendoza, E., T.L. Fuller, H.A. Thomassen, W. Buermann, D. Ramírez-Mejía y T.B. Smith. 2013. A preliminary assessment of the effectiveness of the Mesoamerican Biological Corridor of protecting potential Baird's tapir (*Tapirus bairdii*) habitat in southern Mexico. *Integrative Zoology* 8:35-47.
- Montenegro, O.L. 1999. Observaciones sobre la estructura de una población de tapires (*Tapirus terrestris*) en el sureste de la Amazonía peruana. En: *Manejo y conservación de fauna silvestre en América Latina*. T.G. Fang, O.L. Montenegro y R.E. Bodmer (eds.). Instituto de Ecología, La Paz, Bolivia, pp. 437-442.
- Muench, C.E. 2001. *Patrones de uso del hábitat del tapir (Tapirus bairdii) en dos localidades de la selva lacandona, Chiapas*. Tesis de licenciatura, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México.
- Naranjo, E.J. 1995a. Abundancia y uso de hábitat del tapir (*Tapirus bairdii*) en un bosque tropical húmedo de Costa Rica. *Vida Silvestre Neotropical* 4:20-31.
- Naranjo, E.J. 1995b. Hábitos de alimentación del tapir (*Tapirus bairdii*) en un bosque tropical lluvioso de Costa Rica. *Vida Silvestre Neotropical* 4:32-37.
- Naranjo, E.J. 2000. Estimación de abundancia y densidad en poblaciones de fauna silvestre tropical. En: *Manejo de fauna silvestre en Amazonia y Latinoamérica*. E. Cabrera, C. Mercolli y R. Resquín (eds.). Fundación Moisés Bertoni y CITES-Paraguay, Asunción, Paraguay, pp. 37-46.
- Naranjo, E.J. 2001. El tapir en México. *Biodiversitas* 36:9-11.
- Naranjo, E.J. 2002. *Population ecology and conservation of ungulates in the Lacandon forest, Mexico*. Tesis de doctorado, University of Florida, Gainesville, Florida.
- Naranjo, E.J. 2009. Ecology and conservation of Baird's tapir in Mexico. *Tropical Conservation Science* 2:140-158.
- Naranjo, E.J. 2018. Baird's tapir ecology and conservation in Mexico revisited. *Tropical Conservation Science* 11:1-4.
- Naranjo, E.J., S.A. Amador-Alcalá, F.A. Falconi-Briones y R.A. Reyna. 2015. Distribución, abundancia y amenazas a las poblaciones de tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*) y pecarí de labios blancos (*Tayassu pecari*) en México. *Therya* 6:227-249.
- Naranjo, E.J. y R.E. Bodmer. 2002. Population ecology and conservation of Baird's tapir (*Tapirus bairdii*) in the Lacandon forest, Mexico. *Tapir Conservation* 11:25-33.

- Naranjo, E.J. y R.E. Bodmer. 2007. Source-sink systems of hunted ungulates in the Lacandon forest, Mexico. *Biological Conservation* 138:412-420.
- Naranjo, E.J., J.E. Bolaños, M.M. Guerra y R.E. Bodmer. 2004a. Hunting sustainability of ungulate populations in the Lacandon forest, Mexico. En: *People in nature: wildlife conservation in South and Central America*. K.M. Silvius, R.E. Bodmer y J.M.V. Fragoso (eds.). Columbia University Press, Nueva York, pp. 324-343.
- Naranjo, E.J. y E. Cruz. 1998. Ecología del tapir en la Reserva de la Biosfera La Sepultura. *Acta Zoológica Mexicana* 73:11-125.
- Naranjo, E.J., M.M. Guerra, R.E. Bodmer y J.E. Bolaños. 2004. Subsistence hunting by three ethnic groups of the Lacandon forest, Mexico. *Journal of Ethnobiology* 24:233-253.
- Neu, C.W., C.R. Byers y J.M. Peek. 1974. A technique for analysis of utilization-availability data. *Journal of Wildlife Management* 38:541-545.
- O'Farrill, G. 2010. *The ecological causes and consequences of the movement of the Baird's tapir (Tapirus bairdii)*. Tesis de doctorado. McGill University, Quebec.
- O'Farrill, G., S. Calmé y A. González. 2006. *Manilkara zapota*: A new record of a species dispersed by tapirs. *Tapir Conservation* 15:32-35.
- O'Farrill, G., S. Calmé, R. Sengupta y A. González. 2012. Effective dispersal of large seeds by Baird's tapir: a large-scale field experiment. *Journal of Tropical Ecology* 28:119-122.
- Pérez-Cortéz, S., P.L. Enríquez, D. Sima-Panti, R. Reyna y E.J. Naranjo. 2012. Influence of water availability in the presence and abundance of *Tapirus bairdii* in the Calakmul forest, Campeche, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 83:753-761.
- Reyna, R., M. Sanvicente, J. Pérez-Flores, N. Carrillo y S. Calmé. 2016. Insights into the multiannual home range of a Baird's tapir (*Tapirus bairdii*) in the Maya forest. *Therya* 7:271-276.
- Robinson, J.G. y K.H. Redford. 1991. Sustainable harvest of Neotropical forest mammals. En: *Neotropical wildlife use and conservation*. J.G. Robinson y K.H. Redford (eds.). University of Chicago Press, Chicago, Illinois, pp. 415-429.
- Southwell, C. 1996. Estimation of population size and density when counts are incomplete. En: *Measuring and monitoring biological diversity: Standard methods for mammals*. D.E. Wilson, F.R. Cole, J.D. Nichols, R. Rudran y M. Foster (eds.). Smithsonian Institution Press, Washington, D.C., pp. 193-210.
- Thomas, L., J.L. Laake, S. Strindberg, F.F.C. Marques, S.T. Buckland, D.L. Borchers, D.R. Anderson, K.P. Burnham, S.L. Hedley, J.H. Pollard, J.R.B. Bishop y T.A. Marques. 2005. *Distance 5.0*. Research Unit for Wildlife Population Assessment, University of St. Andrews, Reino Unido.
- Terwilliger, V.J. 1978. Natural history of Baird's tapir in Barro Colorado Island, Panama Canal Zone. *Biotropica* 10:211-220.
- Williams, K.D. 1984. *The Central American tapir (Tapirus bairdii) in northwestern Costa Rica*. Tesis de doctorado, Michigan State University, East Lansing, Michigan.

## 9. ECOLOGÍA Y CONSERVACIÓN EN LA REGIÓN DE CALAKMUL

*Sophie Calmé*  
*Georgina O’Farrill*  
*Jonathan Pérez-Flores*  
*Rafael Reyna-Hurtado*  
*Mauro Sanvicente López*  
*Gerardo Ceballos*

### RESUMEN

La región de Calakmul, localizada en el sur de la península de Yucatán, es parte del macizo de bosque tropical más grande ubicado en el rango de distribución del tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*). Se cree que esta región mantiene una de las poblaciones más grandes de tapir, sin que hasta la fecha existan datos precisos que apoyen esta afirmación. La poca disponibilidad de agua en la región de Calakmul es quizá una de las mayores limitantes en la zona y una característica que la distingue del resto de los sitios donde se distribuye esta especie; esta diferencia hace que la extrapolación de datos de otras regiones sea casi imposible. Aunque se tiene una buena aproximación de la distribución del tapir en la región de Calakmul, todavía se desconoce el estado de su población y únicamente se cuenta con información sobre sus abundancias en unos pocos sitios. Aunque se reconoce la importancia ecológica del tapir como dispersor de las semillas del zapote (*Manilkara zapota*), un importante recurso para la fauna en la zona, es necesario entender otros aspectos importantes de su ecología, como sus movimientos. Aunque se ha documentado que la cacería no representa una amenaza fuerte para la especie en la región de Calakmul, en los últimos 10 años esta tendencia ha estado cambiando. Esto, aunado al rápido cambio en el uso del suelo y a los cambios climáticos, podrían provocar un rápido descenso de su población en un futuro cercano. Es necesario reconocer la relevancia ecológica del tapir en la región de Calakmul y entender los efectos que el cambio global pudiera tener en la persistencia de esta especie y de sus funciones ecológicas.

**Palabras clave:** región de Calakmul, cambio climático, estimación poblacional, uso de suelo, conservación.

## ABSTRACT

The Calakmul region, located in the south of the Yucatan Peninsula, is part of the largest tropical forest in the distribution range of the Central American tapir (*Tapirus bairdii*). This region likely maintains one of the largest populations of tapir, with no precise data to support this claim to date. The limited availability of water in the Calakmul region is perhaps one of the major constraints in the area and a characteristic that distinguishes it from the rest of the sites where this species is distributed; this difference makes extrapolation of data from other areas almost impossible. Although there is a good approximation of the distribution of Central American tapir in the region of Calakmul, the state of its population remains unknown and information about its abundance is available in a few sites only. Although the ecological importance of the tapir as a disperser of sapote seeds (*Manilkara zapota*), an important resource for the fauna in the area, it is necessary to understand other critical aspects of its ecology, such as its movements. Although hunting did not represent a strong threat to the species in the Calakmul region, this trend has been changing over the last 10 years. This, coupled with rapid land use change and climate change, could lead to a fast population decline in the near future. It is necessary to recognize the ecological relevance of the tapir in the Calakmul region and to understand the effects that global change could have on the persistence of this species and its ecological functions.

**Keywords:** Calakmul region, climate change, population estimate, land use, conservation.

## INTRODUCCIÓN

Varios estudios han identificado a la región de Calakmul como un bastión para el tapir centroamericano en México y toda su área de distribución (Naranjo y Bodmer, 2002; Mendoza et

al., 2013; Carrillo et al., 2015). Sin embargo, hasta mediados de la década del 2000 no existía ningún estudio formal enfocado en la especie en esta región. Desde entonces se ha generado información vital sobre la especie; en este capítulo se presenta una síntesis de la investigación llevada a cabo en la región de Calakmul hasta la fecha. Asimismo, se hace énfasis en los vacíos de información que siguen existiendo y que es imperante llenar si se pretende manejar a la especie de forma que se asegure su conservación en un contexto de cambio global. Sólo apreciando la significación de esta zona para el mantenimiento del tapir en nuestro país se podrán tomar las medidas necesarias para asegurar la conservación de esta especie en peligro de extinción.

## LA REGIÓN DE CALAKMUL

### BREVE HISTORIA

En los últimos cien años la región de Calakmul ha conocido grandes cambios. Después de estar abandonada por más de mil años, a finales del siglo XIX empezó a atraer gente. Llegaron compañías dedicadas a la explotación del palo de Campeche (*Hematoxylum campechianum*), luego a la explotación del chicle (*Manilkara zapota*), seguidas en 1940 por empresas madereras que descremaron sus selvas, tumbando caobas (*Swietenia macrophylla*) y cedros (*Cedrella odorata*; Klepeis y Turner, 2001); finalmente, bajo el impulso de la Ley de Reforma Agraria de 1971 (DOF, 1971), Calakmul se volvió la última frontera agrícola de México. En la década de los ochenta y mediados de los noventa experimentó rápidos cambios en el uso de suelo (Turner et al., 2001) debido al crecimiento de la agricultura y la ganadería (Escamilla et al., 2000). Estos cambios impulsaron también en 1989 el decreto de la Reserva de la Biosfera Calakmul. Para inicios de la década del 2000, Calakmul había entrado en lo que se denomina una transi-

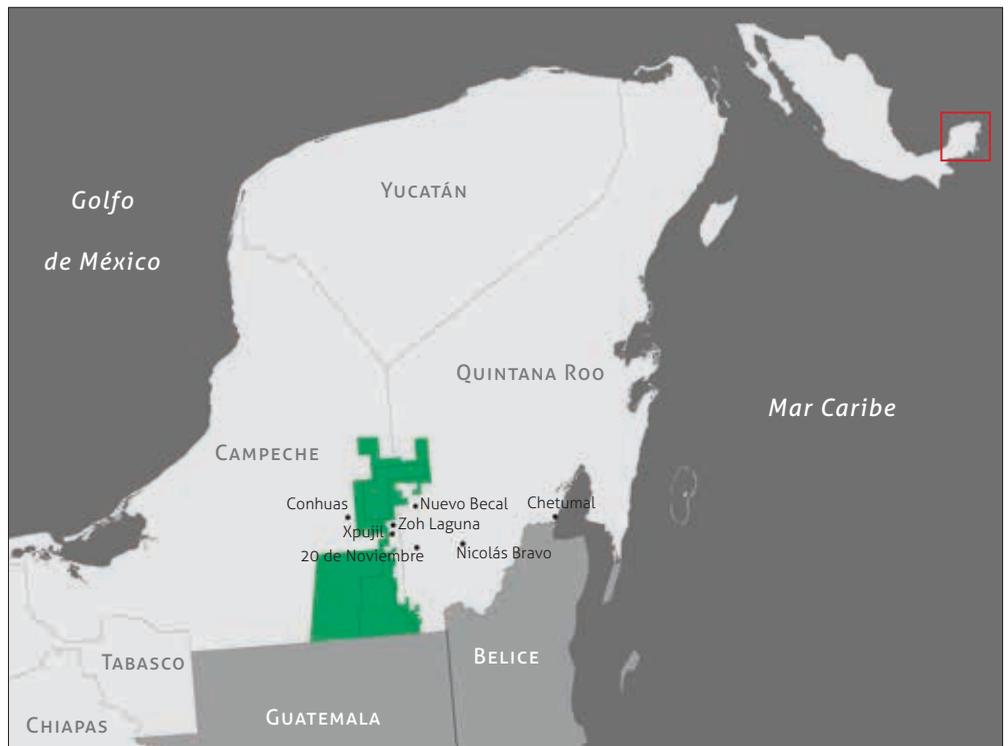
ción forestal (Schmook y Radel, 2008) en la que se observa la recuperación de la cobertura forestal, en general, en las tierras menos propicias a la agricultura. Esta breve historia de Calakmul pone en evidencia lo recién y dinámico de los cambios en el uso del suelo de esta región, que es el escenario en el cual se desenvuelve una población de tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*).

### ASPECTOS BIOFÍSICOS

La región de Calakmul está ubicada en el sur de la península de Yucatán y forma parte de la Selva Maya, el macizo de bosque tropical más grande del continente americano después de la selva amazónica. Junto con la región de El Mirador, Calakmul constituye uno de los últimos remanentes de bosque tropical continuo en Mesoamérica (Reyna-Hurtado y Tanner, 2007). Sin embargo, esta región también es considerada como un punto caliente (*hot spot*) de deforestación tropical (Abizaid y Coomes, 2004).

La región de Calakmul incluye la Reserva de la Biosfera Calakmul y zonas de influencia y corredores, donde se encuentran 114 comunidades campesinas (figura 1; Weber, 2005). La Reserva de la Biosfera Calakmul, con más de 723 000 ha, es la segunda área protegida más grande de México y la zona de bosque tropical protegida más grande del país (Martínez y Galindo-Leal, 2002). Junto con dos reservas estatales, Balam-ku y Balam-kin, que colindan con la Reserva de la Biosfera Calakmul, la región asegura la protección de más de 1 242 000 ha de bosque tropical estacional.

El clima de esta región se caracteriza por ser tropical subhúmedo con lluvias entre junio y noviembre. El área está influenciada por huracanes, especialmente durante los meses de agosto y septiembre. La temperatura media anual oscila alrededor de 24.6°C y la precipitación media anual es de 1 076 mm, aunque es muy variable entre años y áreas (INEGI, 1996). Además, las tendencias muestran una disminución significativa de



**Figura 1.** Localización de la región de Calakmul en el sur de la península de Yucatán. Los poblados indicados en el mapa son para referencia solamente y no son los únicos en esta región.

la precipitación entre 1951 y 2017 (prueba de Mann-Kendall;  $Z = -2.97$ ;  $p < 0.01$ ) y un aumento de la temperatura máxima entre 1966 y 2017, aunque no significativo ( $Z = 1.63$ ;  $p > 0.05$ ; figura 2). La variabilidad en la precipitación impone un estrés particularmente agudo sobre la fauna y la flora de la región de Calakmul debido a las condiciones geológicas de la zona.

La península de Yucatán es una plataforma calcárea, caracterizada por la casi ausencia de una red hidrológica superficial, debido a que el agua generalmente pasa fácilmente a través de la roca. El agua está presente superficialmente en donde, por disolución de la piedra caliza, se han formado dolinas y depresiones en el suelo; estas últimas son llamadas localmente “aguadas” (García-Gil *et al.*, 2002). En la región de Calakmul, las aguadas juegan un papel importante en el ecosistema, especialmente durante la época de secas, ya que son el único recurso hídrico para la fauna de la zona (Weber, 2005).

La región de Calakmul es un mosaico de diferentes tipos de bosque tropical, desde bosque caducifolio en el norte hasta bosque perennifolio en

el sureste (Martínez y Galindo-Leal, 2002); cuenta con más de 1500 especies de plantas (Martínez *et al.*, 2001). Esta región contiene más de 80% de las especies vegetales de la península de Yucatán (SEMARNAP, 2000), muchas de las cuales son elementos primordiales en la dieta de los vertebrados que habitan en la región. Aunque no tan diversa como otros bosques tropicales de México, Calakmul representa el último remanente de bosque tropical continuo para varias especies de mayor tamaño como el zopilote rey (*Sarcoramphus papa*), el jaguar (*Panthera onca*), el pecarí de labios blancos (*Tayassu peccari*) y el tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*; SEMARNAT, 2000; Weber, 2005). Además, la zona presenta características únicas en el rango de distribución del tapir centroamericano.

## ECOLOGÍA DEL TAPIR EN CALAKMUL

### DISTRIBUCIÓN

La región de Calakmul es parte de una de las dos áreas núcleo identificadas para el tapir centroamericano en toda su área de distribución geo-

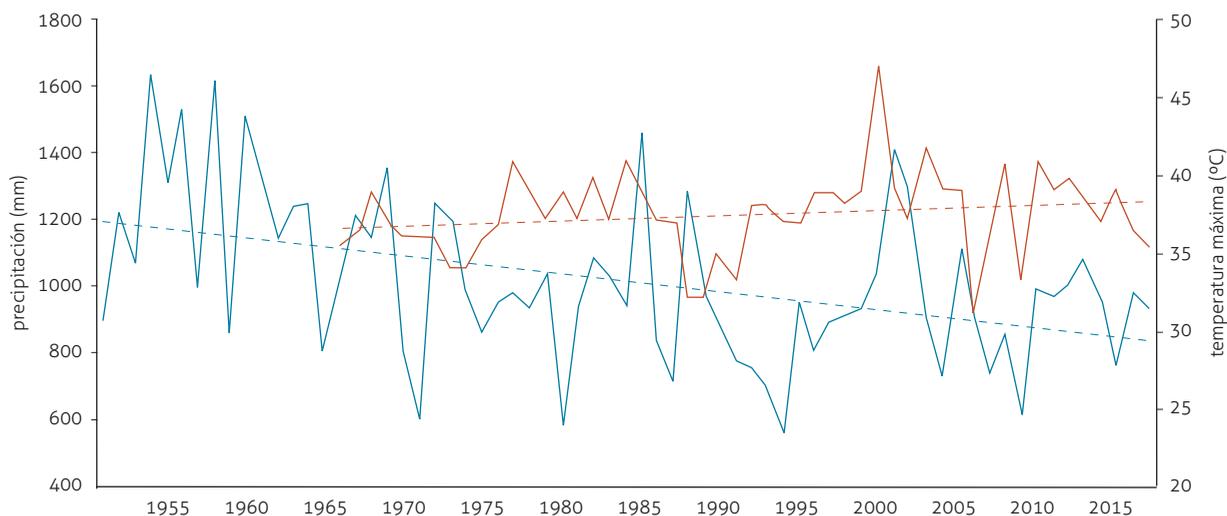


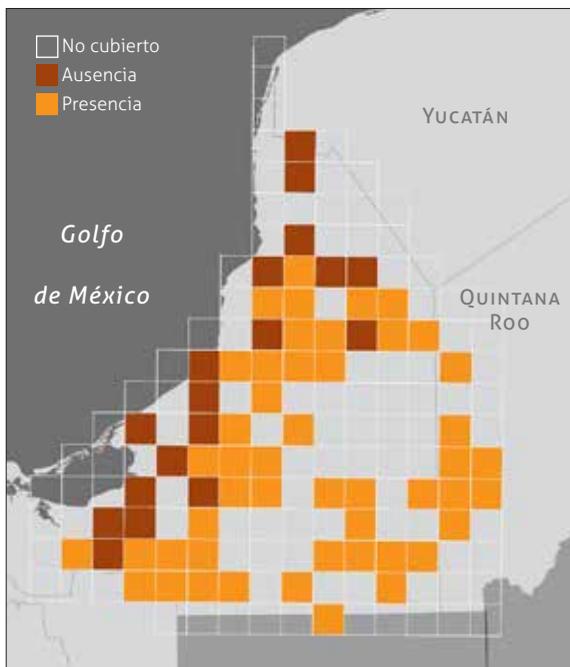
Figura 2. Precipitación y temperatura en la región de Calakmul (1951-2017). Datos proporcionados por la Comisión Nacional del Agua (estación Zoh Laguna).

gráfica (Schank *et al.*, 2017). Dos estudios con modelos bioclimáticos indicaron también que la región de Calakmul y su oriente tenían la mayor probabilidad de albergar a la especie (Mendoza *et al.*, 2013; Carrillo *et al.*, 2015). Finalmente, un trabajo que determinó la distribución pasada y presente del tapir en el estado de Campeche, que usó la información arrojada de entrevistas a pobladores (Zúñiga Fuentes, 2009), mostró claramente cómo la distribución se ha replegado hacia la región de Calakmul. Según este trabajo, hasta finales de la década de los setenta, la especie se distribuía en casi todo el estado a excepción del norte y de la vertiente del Golfo (figura 3). En 25 años, el tapir había desaparecido en más de 68% de las comunidades donde existía previamente (Zúñiga Fuentes, 2009), haciendo de la región de Calakmul su bastión en el estado (figura 4). Aun-

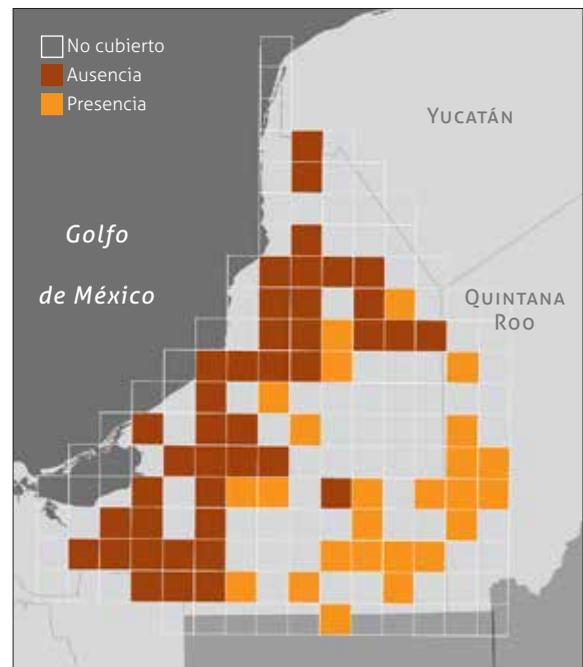
que estos estudios proporcionaron información valiosa, es de vital importancia seguir realizándolos a escala más fina para la región de Calakmul (p.e. Naranjo *et al.*, 2015). Esta información, junto con datos sobre movimientos y selección de hábitat, será necesaria para poder identificar sitios donde es necesario intervenir con el fin de asegurar la persistencia del tapir.

### ABUNDANCIA RELATIVA

La abundancia relativa es la información mejor documentada para el tapir en Calakmul, pero en esta sección reportamos únicamente datos de muestreos aleatorios o estratificados, no de los datos obtenidos alrededor de aguadas, los cuales se presentan en la sección “Uso de hábitat”. A pesar de ser una variable bien documentada, son pocos los sitios que han sido estudiados. La información



**Figura 3.** Distribución del tapir centroamericano en el estado de Campeche antes de 1980, con base en entrevistas a pobladores en 69 comunidades. Los cuadrantes que forman la base del muestreo tienen un tamaño de 20×20km. Fuente: Zúñiga Fuentes (2009).



**Figura 4.** Distribución del tapir centroamericano en el estado de Campeche en el periodo 2004-2008, con base en entrevistas a pobladores en 69 comunidades. Los cuadrantes que forman la base del muestreo tienen un tamaño de 20×20 km. Fuente: Zúñiga Fuentes (2009).

que existe sobre abundancia es principalmente para la zona núcleo sur de la reserva de la biosfera, entre la entrada de la reserva (kilómetro 20) y el sitio arqueológico de Calakmul, y para el ejido Nuevo Becal, que cuenta con el área forestal más extensa de la región. Las abundancias relativas estimadas en las reservas de Calakmul, Balam-ku y Balam-kim y en ejidos forestales (20 de noviembre, Nuevo Becal y Xbonil) oscilan alrededor de 0.3 huellas/km (Reyna-Hurtado y Tanner, 2007; Carrillo *et al.*, 2015; Naranjo *et al.*, 2015), similares a la selva Lacandona (Naranjo *et al.*, 2015). Sin embargo, el estudio de Reyna-Hurtado y Tanner (2007) recalzó una mayor abundancia relativa de tapir en los ejidos forestales (0.42 huellas/km) que dentro de Reserva de la Biosfera Calakmul (0.03 huellas/km). Hasta la fecha, la última explicación plausible para esta gran diferencia sigue siendo la mayor disponibilidad de hábitat de calidad para el tapir en estos ejidos forestales en comparación con las reservas. En particular, veremos más adelante que la disponibilidad de agua es un factor probablemente muy influyente.

#### **TAMAÑO Y ESTRUCTURA POBLACIONAL**

Actualmente no se conoce el estado de las poblaciones del tapir en la región de Calakmul, debido a que los tapires, como muchas otras especies en peligro de extinción que viven en selvas, son difíciles de estudiar por métodos tradicionales de biología de campo. Por ello, es difícil conocer la estructura de sus poblaciones, su estructura social y su sistema de apareamiento (Hedmark *et al.*, 2004; Norton y Ashley, 2004). El único estudio que reportó datos sobre estructura poblacional fue realizado en tres microrregiones de la zona sur de la Reserva de la Biosfera Calakmul por Pérez-Cortez *et al.* (2012). Estos autores reportaron que 90% de los individuos eran adultos y que la proporción de sexo era 1.2:1; cerca de la paridad. Se requieren datos similares para otras áreas de la región de Calakmul, además de cono-

cer el estado de la población de tapir en la región de Calakmul, ya que podría representar la población fuente que alimenta otras subpoblaciones distribuidas en la península. En tal caso, un cambio poblacional (p.e. reclutamiento bajo) en la región de Calakmul repercutiría directamente en el resto de las poblaciones que dependen de ella.

#### **USO DE HÁBITAT**

Sin sorpresa, la distribución del tapir centroamericano está relacionada positivamente con la cobertura de vegetación forestal (Schank *et al.*, 2017); sin embargo, esto no necesariamente significa bosque tropical conservado. En Costa Rica, por ejemplo, el tapir centroamericano prefiere vegetación secundaria (Foerster y Vaughan, 2002). En ejidos forestales de la región de Calakmul, el tapir selecciona la selva baja inundable, un tipo de vegetación único de la península de Yucatán, mientras que evita la selva baja subcaducifolia (Reyna-Hurtado y Tanner, 2005). Estos autores interpretaron la selección del tapir y otros ungulados por la selva baja inundable como una respuesta conductual para evitar a los cazadores de subsistencia, dado que seleccionaban otros tipos de vegetación en la Reserva de la Biosfera Calakmul. Sin embargo, para el tapir no tuvieron suficientes datos (es decir, huellas) para probar esta hipótesis. La llegada de las cámaras trampa como herramienta de trabajo de campo facilitó enormemente la obtención de datos de presencia para esta especie poco abundante y algo elusiva. Gracias a estas cámaras se sabe que las aguadas son las que atraen al tapir, tanto para beber agua como para bañarse (Reyna-Hurtado *et al.*, 2010) y las aguadas están ligadas a la selva baja inundable en la región. En toda su área de distribución, la selección de hábitat está estrechamente ligada con la disponibilidad de agua y alimento (Brooks *et al.*, 1997; Foerster y Vaughan, 2002; Naranjo y Bodmer, 2002), pero en la región de Calakmul el papel del agua toma proporciones magistrales.

**Disponibilidad de agua.** Marcadamente, en la región de Calakmul los tapires eligen sitios donde hay aguadas en comparación con sitios sin aguadas ( $t=10.3$ ;  $df=4$ ;  $p=0.0005$ ; Martínez-Kú *et al.*, 2008). Debido a la morfología del terreno y a la naturaleza de los suelos existen selvas que permanecen inundadas durante la temporada lluviosa (son las llamadas selvas bajas inundables). Durante la temporada seca el agua se retira de estas zonas y las aguadas que se forman en sus márgenes por la acumulación de la precipitación se reducen y pueden hasta secarse (figura 5; García-Gil *et al.*, 2002). Durante la temporada seca estas aguadas son la única fuente de agua para los vertebrados de la zona, lo que hace al agua uno de los factores más limitantes para las poblaciones de tapir en la región de Calakmul (Pérez-Cortez *et al.*, 2012). Estos autores mostraron que la abundancia relativa (medida con registros fotográficos) de tapir en las aguadas está influenciada por la cantidad de agua disponible en las aguadas. Además, cuando disminuyen las precipitaciones baja la cantidad de aguadas con

agua disponible, incrementándose la abundancia relativa de tapir en las aguadas que permanecen con agua (Pérez-Cortez *et al.*, 2012). Asimismo, el tiempo entre visitas a las aguadas por los tapires es casi cuatro veces más corto en la temporada seca (10 días) en comparación con la temporada lluviosa (39 días; Sandoval-Serés *et al.*, 2016).

La poca disponibilidad de agua en esta zona es, de hecho, una de las mayores diferencias entre Calakmul y las otras áreas de distribución del tapir mesoamericano. Esta diferencia no permite la extrapolación de resultados de investigaciones en Chiapas, Oaxaca, Panamá o Costa Rica a la zona de Calakmul. Por ejemplo, el área de acción de un individuo marcado seguido durante 4 años dentro de la Reserva de la Biosfera Calakmul fue de 23.9 km<sup>2</sup> (polígono convexo mínimo), un valor mucho mayor a los reportados en otros bosques tropicales (Reyna-Hurtado *et al.*, 2016). Es probable que los tapires de Calakmul presenten variaciones en la dieta, movimientos y comportamiento en comparación con otras poblaciones, debido a la escasez de agua y a la marcada estacionalidad del bosque.

**Figura 5.** Un tapir buscando agua en una aguada casi seca en la región de Calakmul, en el mes de marzo. El individuo está activo en pleno día, cuando se trata de una especie preferentemente nocturna (87% de los registros en aguadas corresponden al horario 18:00-05:59 en la Reserva de la Biosfera Calakmul; Pérez-Cortez *et al.*, 2012). Foto: Mauro Sanvicente López.



Tales variaciones han sido reportadas en la región para el pecarí de labios blancos (*Tayassu pecari*), otro ungulado dependiente del agua (Reyna-Hurtado *et al.*, 2009; Reyna-Hurtado *et al.*, 2012). Estos autores reportaron que en temporada seca los pecaríes se quedaban muy cerca de la aguada, aunque a veces salieran más lejos en búsqueda de alimentos regresaban a la aguada. Es posible que el hecho de que la abundancia de tapir en las aguadas de Calakmul esté relacionada positivamente con la cantidad de selva alta y selva secundaria encontrada alrededor de ellas (Pérez-Cortez *et al.*, 2012) refleje comportamientos similares.

Además, es posible que el cambio climático actual afecte seriamente a las poblaciones de tapir en la región de Calakmul debido a las sequías más largas e intensas observadas (Márdero *et al.*, 2012) y predichas (Magrin *et al.*, 2007). Durante las temporadas de secas de los años 2005, 2006 y 2007 se observaron varios tapires en pleno día en los últimos remanentes de agua de grandes aguadas en la Reserva de la Biosfera Calakmul, en la Reserva Balan Kin y en los ejidos Nuevo Becal y Caobas (S. Calmé, G. O'Farrill, R. Reyna-Hurtado, M. Sanvicente, obs. pers.). El encuentro de estos individuos nocturnos en las horas más calientes del día indica su intensa dependencia a las aguadas, a pesar de que su uso aumenta el riesgo a ser depredados (figura 5). En la temporada seca de 2019, tapires salieron en la prensa nacional por buscar agua en lugares incongruentes. De los 11 avistamientos de tapires en esa temporada, en sí un record, seis presentaron una baja condición corporal y deshidratación (tres de ellos murieron; J. Pérez Flores, obs. pers.) y cuatro más estaban buscando agua.

**Disponibilidad de alimento.** La mayor parte del año el alimento no parece ser un factor limitante para el tapir en la región de Calakmul, aunque la composición de su dieta en la temporada seca podría ser crítica. En general, la dieta incluye ho-

jas y tallos; los frutos son elementos marginales (Brooks *et al.*, 1997; Naranjo y Cruz, 1998). En un ejido forestal de la región de Calakmul se observó que la dieta del tapir incluye al menos 70 especies (J. Pérez Flores, datos no publicados); sin embargo, hemos observado (en heces) que los tapires de este ejido llegan a consumir grandes cantidades de frutos de zapote (*Manilkara zapota*), ramón (*Brosimum alicastrum*), ficus (*Ficus obtusifolia*), nanche (*Byrsonima crassifolia*) y tempesquite (*Sideroxylon foetidissimum*). Durante la temporada seca, cuando existe una menor disponibilidad de agua, el tapir aumenta el consumo de frutos de zapote, los cuales por lo general se encuentran disponibles justamente en el pico de esta temporada (Martínez y Galindo-Leal, 2002). No obstante, existe variación interanual en las condiciones de la época de secas, de esta manera, cuando la fructificación del zapote coincide con una gran disponibilidad de agua, el consumo de frutos disminuye en comparación con años cuando los frutos están disponibles y las aguadas se encuentran secas (G. O'Farrill, obs. pers.). Es posible, entonces, que los frutos del zapote al ser grandes y jugosos representen una fuente de agua durante los periodos de sequía.

## IMPORTANCIA DE LA POBLACIÓN DEL TAPIR Y AMENAZAS EN CALAKMUL

La presencia del tapir en la región de Calakmul es de vital importancia para el mantenimiento de esta especie en México. Como ya se mencionó anteriormente, es probable que la región de Calakmul presente una de las poblaciones más grandes de esta especie, en particular gracias a su extensión. La colindancia de la región de Calakmul con áreas conservadas de Guatemala y Belice sugiere la presencia de una población compartida entre estas regiones. Juntas, estas áreas representan el mayor macizo forestal dentro de la

distribución del tapir centroamericano. Además, al formar parte medular del corredor mesoamericano, esta región reviste una importancia particular en la conservación del tapir por las regiones que permite conectar (Mendoza *et al.*, 2013).

De manera general, el cambio global amenaza a la especie a través de las limitaciones que impone a sus movimientos. Por un lado, es importante reconocer los efectos del cambio climático y la disponibilidad de agua en los movimientos del tapir, su persistencia en ciertas partes de la región de Calakmul y su papel funcional como dispersor efectivo de especies como el zapote. Nuestras observaciones sugieren que, durante la temporada seca, los tapires se mueven hacia el este o el sur de la región, fuera de los límites de la porción norte de la Reserva de la Biosfera Calakmul, debido a una reducción en la disponibilidad de agua dentro de esta zona de la reserva. Conforme progresa la sequía, los tapires entran a tierras comunales adyacentes donde la disponibilidad de agua es mayor. O’Farrill y colaboradores (2014) mostraron que la conectividad del hábitat del tapir se reduce dramáticamente en función del grado de sequía. Más importante aún, encontraron que la porción norte de la Reserva de la Biosfera Calakmul podría llegar a quedarse totalmente desconectada, cuestionando su efectividad como reserva para la especie, si los periodos de sequía se vuelven más frecuentes. Esto a su vez podría amenazar su papel como dispersor de semillas de largas distancias, en particular para las cuales no hay sustituto.

Por otro lado, el cambio de uso del suelo y la fragmentación de hábitat constituyen otras amenazas por las limitaciones que imponen a los movimientos del tapir. Es la amenaza más comúnmente percibida por pobladores e investigadores en Calakmul (Naranjo *et al.*, 2015), y existen algunos datos para soportar esto. Un estudio realizado en la Reserva de la Biosfera Calakmul, donde el tráfico vehicular no es muy intenso, sugiere

que los tapires tienden a ser más abundantes cuando están alejados de las carreteras (Martínez, 2016). Otro estudio mostró que el paisaje entre dos ejidos con extensas masas forestales, ubicados al este de la Reserva de la Biosfera Calakmul, presentaba retos para los movimientos del tapir (Carrillo *et al.*, 2019). Aunque su modelo indica que sigue existiendo conectividad, es obvio que cualquier cambio que aumente la dificultad para moverse en este paisaje pone en riesgo esta conectividad. Dado el aumento de actividades en la zona, como la ganadería, la agricultura y el turismo, es necesario consolidar las acciones de conservación para mantener la conectividad en el hábitat del tapir. Es preciso mantener una población de tapir estable y sana regionalmente, lo que requiere de una variabilidad genética que solo es posible en poblaciones que no se encuentren aisladas y donde las limitaciones a la dispersión no impidan un intercambio genético entre subpoblaciones.

La cacería es la segunda amenaza que Naranjo y colaboradores (2015) reportan para Calakmul. Sin embargo, varios estudios de cacería en cinco ejidos de la región de Calakmul mostraron que el tapir no es cazado por los cazadores de la zona (Calmé *et al.*, 2008; Escamilla *et al.*, 2000). En siete años de datos acumulados, un animal fue cazado intencionalmente (Calmé *et al.*, 2008) y por lo menos otros dos fueron cazados por accidente (S. Calmé, G. O’Farrill, obs. pers.). También existen varios registros de animales que llegaron a comunidades o campamentos y que la gente trató de mantener en cautiverio; la mayoría de estos animales eventualmente murieron (M. Sanvicente, obs. pers.). A pesar de estos estudios previos, en tiempos recientes hemos sabido de varios casos de tapires cazados de manera intencional. Aunque la extracción parece ser mínima en esta región, algunos investigadores sugieren que aun la extracción de pocos individuos puede contribuir significativamente al declive poblacio-

nal de tapires (Flescher, 1999; Naranjo, 2018) debido a su densidad y tasa reproductiva bajas.

En lugares donde no existe prácticamente presión de cacería, como Calakmul, los tapires no evitan las zonas agrícolas (Reyna-Hurtado, 2002) y pueden provocar pérdidas importantes al consumir plantas en los cultivos. En la región de Calakmul este problema ha aumentado en los últimos años. Así, 67% de los agricultores entrevistados por Serrano Mac-Gregor (2017) reportaron que el tapir causa daños a sus cultivos, esto en tres comunidades colindantes con la Reserva de la Biosfera Calakmul o con grandes masas forestales. El mismo estudio menciona que el tapir causa daños en los sembradíos tanto de maíz como de frijol. En el caso del frijol pueden consumirlo o pisotear las plantas (Serrano Mac-Gregor, 2017). Además, con el aumento de las actividades agropecuarias existe un aumento del riesgo de transmisión de enfermedades de especies domésticas al tapir (véase capítulo 12).

### **NECESIDADES DE INVESTIGACIÓN PARA LA CONSERVACIÓN DEL TAPIR EN CALAKMUL**

Uno de los aspectos ecológicos primordiales que no se conoce de las poblaciones de tapir en la región de Calakmul es su estado poblacional. Es necesario conocer el número y las características demográficas de los individuos que en la actualidad habitan esta zona y reconocer si son parte de una población grande o si existen varias poblaciones pequeñas aisladas. Debido a las características de la zona de estudio (escasez de cuerpos de agua permanentes, falta de barreras geográficas, gran incidencia de perturbaciones naturales como huracanes), el uso de parámetros poblacionales y ecológicos de otras regiones no puede ser extrapolado a esta zona. Asimismo, la extrapolación de datos de un área pequeña hacia

toda la península debe hacerse con precaución, ya que la región de Calakmul presenta una gran variabilidad de tipos de vegetación y usos del suelo y por lo tanto del hábitat del tapir.

Otro aspecto ecológico que se requiere conocer es el estado de salud de las poblaciones de tapir. La sobreposición de hábitat de tapires y animales domésticos puede provocar la transmisión de enfermedades que pueden poner en riesgo a las poblaciones del tapir. Existe evidencia que en paisajes antropizados los tapires tienen mayor probabilidad de estar en baja condición física (Pérez-Flores, 2020), sin que se sepa si existe una relación causal. Solo comparando los parámetros fisiológicos y serológicos de individuos que usan paisajes antropizados con los de individuos que usan las reservas podremos determinar el efecto de las actividades humanas sobre la salud de la especie.

El tapir es el mamífero neotropical más grande y por ello posee grandes requerimientos de hábitat para sostener poblaciones viables. La conservación de esta especie permite a su vez la conservación de muchas otras especies que comparten su hábitat. Estudios recientes demuestran que el tapir puede tener una función importante en el ecosistema como único dispersor de las semillas del zapote (O’Farrill *et al.*, 2006, 2011, 2012). Siendo el zapote una especie consumida por casi todos los vertebrados en la región de Calakmul y dada su importancia económica en la región, resulta crucial conservar a su único dispersor potencial. Una reducción en las poblaciones del tapir podría resultar en efectos ecológicos negativos en todo el ecosistema, tanto en la estructura y composición de la vegetación como en la abundancia de un gran número de especies de fauna.

### **AGRADECIMIENTOS**

Estamos agradecidos con las comunidades de Calakmul que desde hace varios años nos han permitido trabajar en sus terrenos, en particular

con las familias Arias y Tamay por su invaluable ayuda en el trabajo de campo. María Manzón Che, Miguel Xijun Kantún, Michelle Guerra, Eduardo Carrera, Kim Gauthier Schampaert y Halia Zuñiga fueron colaboradores invaluableles. Agradecemos a Sofia Márdero por la producción de la figura 2. El Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), el Tapir Specialist Group, El Colegio de la Frontera Sur, la Comisión Nacional para el Uso y el Conocimiento de la Biodiversidad (CONABIO), así como el National Science and Engineering Research Council de Canadá (NSERC) proporcionaron el financiamiento.

### LITERATURA CITADA

- Abizaid, C. y O.T. Coomes. 2004. Land use and forest falling dynamics in seasonally dry tropical forests of the southern Yucatan peninsula. *Land Use Policy* 21:71-84.
- Brooks, D.M., R.E. Bodmer y S. Matola (compiladores). 1997. *Tapirs-status survey and conservation action plan*. IUCN/SSC Tapir Specialist Group. IUCN, Gland, Suiza and Cambridge, Reino Unido.
- Calmé S., M. Guerra Roa y N. Armijo Canto. 2008. Manejo comunitario de la fauna silvestre de comunidades rurales de Calakmul. Informe final para el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt) y el Gobierno del Estado de Campeche.
- Carrillo N., H. Weissenberger y R. Reyna-Hurtado. 2015. Potential distribution of the Central American tapir in the Yucatán peninsula. *Therya* 6:575-96.
- Carrillo N., E. J. Naranjo, S. Cortina-Villar, R. Reyna-Hurtado y E. Mendoza. 2019. Measuring landscape connectivity for baird's tapir conservation in fragmented areas of Calakmul, Mexico. *Tropical Conservation Science* 12:e194008291983414.
- Carrillo-Reyna N., R. Reyna-Hurtado y B. Schmook. 2015. Abundancia relativa y selección de hábitat de *Tapirus bairdii* en las reservas de Calakmul y Balam Ku, Campeche, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 86:202-7.
- DOF. Diario Oficial de la Federación. 1971. Ley Federal de Reforma Agraria. 22 de marzo.
- Escamilla, A., M. Sanvicente, M. Sosa y C. Galindo Leal. 2000. Habitat mosaic, wildlife availability, and hunting in the tropical forest of Calakmul, Mexico. *Conservation Biology* 14:1592-1601.
- Flescher, K. 1999. Preliminary notes on the conservation status of baird's tapir *Tapirus bairdii* in northeastern Honduras. *Oryx* 33:2-94-300.
- Foerster, C.R. y C. Vaughn. 2002. Home range, habitat use, and activity of Baird's tapir in Costa Rica. *Biotropica* 34:423-437.
- García-Gil, G., J.L. Palacio y M.A. Ortiz. 2002. Reconocimiento geomorfológico e hidrográfico de la Reserva de la Biosfera Calakmul, México. *Investigación Geográfica* 48:7-23.
- Hedmark, E., O. Flagstad, P. Segerstrom, J. Persson, A. Landa y H. Ellegren. 2004. DNA-based individual and sex identification from wolverine (*Gulo gulo*) faeces and urine. *Conservation Genetics* 5:405-410.
- INEGI. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. 1996. Campeche: datos por ejido y comunidad agraria. XI censo general de poblaciones y vivienda. 1990. INEGI, Aguascalientes, México.
- Klepeis, P. y B.L. Turner II. 2001. Integrated land history and global change science: the example of the southern Yucatan peninsular region project. *Land Use Policy* 18:27-39.
- Magrin G., C. Gay García, D. Cruz-Choque, J. C. Gimenez, A. R. Moreno, G. J. Nagy, C. Nobre y A. Villamizar. 2007. Latin America. En: *Climate change 2007: Impacts, adaptability and vulnerability*. M.L. Parry, O.F. Canziani, J.P. Palutikof, P.J. van der Linden, C.E. Hanson (eds.). Contribution of working group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido.
- Márdero S., E. Nickl, B. Schmook, L. Schneider, J. Rogan, Z. Christman y D. Lawrence. 2012. Sequías en el sur de la península de Yucatán: análisis de la variabilidad anual y estacional de la precipitación. *Investigaciones Geográficas* 78:19-33.
- Martínez, E. y C. Galindo-Leal. 2002. La vegetación de Calakmul, Campeche: clasificación, descripción y distribución. *Boletín de la Sociedad Mexicana de Botánica* 71:7-32.
- Martínez, E., M. Sousa y C.H. Ramos. 2001. *Listados florísticos de México. Región de Calakmul, Campeche*. Instituto de Biología, UNAM, Ciudad de México.
- Martínez, W.E. 2016. *Abundancia relativa y ocupación del tapir (Tapirus bairdii) en cuerpos de agua en la Selva Maya*. Tesis de maestría. El Colegio de la Frontera Sur, Campeche, México.
- Mendoza, E., T.L. Fuller, Thomassen, H.A., Buermann, W., Ramírez-Mejía, D. y T.B. Smith. 2013. A preliminary assessment of the effectiveness of the Mesoamerican Biological Corridor for protecting potential Baird's tapir (*Tapirus bairdii*) habitat in southern Mexico. *Integrative Zoology* 8:35-47.
- Naranjo, E. y E. Cruz. 1998. Ecología del tapir (*Tapirus bairdii*) en la Reserva de la Biosfera La Sepultura, Chiapas, México. *Acta Zoológica Mexicana* 73:111-125.
- Naranjo, E. y R.E. Bodmer. 2002. Population ecology and conservation of baird's tapir (*Tapirus bairdii*) in the Lacandon forest, Mexico. *Newsletter of the IUCN/SSC Tapir Specialist Group* 11:25-33.
- Naranjo, E. J., S.A. Amador-Alcalá, F.A. Falconi-Briones, y R.A. Reyna-Hurtado. 2015. Distribución, abundancia y amenazas a las poblaciones de tapir (*Tapirus bairdii*) y pecarí de labios blancos (*Tayassu pecari*) en México. *Therya* 6:227-249.

- Naranjo, E.J. 2018. Baird's tapir ecology and conservation in Mexico revisited. *Tropical Conservation Science* 11: e194008291879555.
- Norton, J.E. y M.V. Ashley. 2004. Genetic variability and population structure among wild Baird's tapirs. *Animal Conservation* 7:211-220
- O'Farrill, G., S. Calmé y A. Gonzalez, A. 2006. *Manilkara zapota*: A new record of a species dispersed by tapirs. *Tapir Conservation* 15:32-35.
- O'Farrill, G., C.A. Chapman, y A. Gonzalez. 2011. Origin and deposition sites influence seed germination and seedling survival of *Manilkara zapota*: implications for long-distance, animal-mediated seed dispersal. *Seed Science Research* 21:305-313.
- O'Farrill, G., S. Calmé, R. Sengupta y A. Gonzalez. 2012. Effective dispersal of large seeds by Baird's tapir: a large-scale field experiment. *Journal of Tropical Ecology* 28:119-122.
- O'Farrill, G., K.G. Schampaert, B. Rayfield, Ö. Bodin, S. Calmé, R. Sengupta y A. Gonzalez. 2014. The potential connectivity of waterhole networks and the effectiveness of a protected area under various drought scenarios. *PLoS ONE* 9:e95049.
- Pérez-Cortez, S., P.L. Enriquez, D. Sima-Panti, R. Reyna-Hurtado y E. Naranjo. 2012. Influencia de la disponibilidad de agua en la presencia y abundancia de *Tapirus bairdii* en la selva de Calakmul, Campeche, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 83:753-761.
- Pérez-Flores, J. 2020. Estudios relacionados con la salud del tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*) en el sureste de México. Tesis de doctorado. El Colegio de la Frontera Sur, Chetumal, México.
- Reyna-Hurtado, R. 2002. *Hunting effects on the ungulate species in Calakmul Forest, Mexico*. Tesis de maestría. University of Florida, Gainesville.
- Reyna-Hurtado, R. y G.W. Tanner. 2007. Ungulate relative abundance in hunted and non-hunted sites in Calakmul forest (Southern Mexico). *Biodiversity and Conservation* 16:743-756.
- Reyna-Hurtado, R., E. Rojas-Flores y G.W. Tanner. 2009. Home range and habitat preferences of white-lipped peccaries (*Tayassu pecari*) in Calakmul, Campeche, Mexico. *Journal of Mammalogy* 90:1199-1209.
- Reyna-Hurtado, R., G. O'Farrill, D. Sima, M. Andrade, A. Padilla y L. Sosa. 2010. Las aguadas de Calakmul: reservorios de vida silvestre y de la riqueza natural de México. *Biodiversitas* 93:2-6.
- Reyna-Hurtado, R., C.A. Chapman, S. Calmé y E.J. Peder- sen. 2012. Searching in heterogeneous and limiting environments: foraging strategies of white-lipped peccaries (*Tayassu pecari*). *Journal of Mammalogy* 93:124-133.
- Reyna-Hurtado, R., M. Sanvicente-López, J. Pérez-Flores, N. Carrillo-Reyna y S. Calmé. 2016. Insights into the multiannual home range of a Baird's tapir (*Tapirus bairdii*) in the Maya Forest. *Therya* 7:271-276.
- Sandoval-Serés, E., R. Reyna-Hurtado, M. Briceño-Méndez y R. de la Cerda-Vega. 2016. Uso de aguadas y abundancia relativa de *Tapirus bairdii* en la región de Calakmul, Campeche, México. *Therya* 7:39-50.
- Schank, C.J., M.V. Cove, M.J. Kelly, E. Mendoza, G.O'Farrill, R. Reyna-Hurtado, N. Meyer, C.A. Jordan, J.F. González-Maya, D.J. Lizcano, R. Moreno, M.T. Dobbins, V. Montalvo, C. Sáenz-Bolaños, E. Carrillo Jimenez, N. Estrado, J.C. Cruz Díaz, J. Saenz, M. Spínola, A. Carver, J. Fort, C.K. Nielsen, F. Botello, G. Pozo Montuy, M. Rivero, J.A. de la Torre, E. Brenes-Mora, O. Godínez-Gómez, M.A. Wood, J. Gilbert y J. A. Miller. 2017. Using a novel model approach to assess the distribution and conservation status of the endangered baird's tapir. *Diversity and Distributions* 23:1459-71.
- SEMARNAT. Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. 2000. Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-2000. Protección ambiental, especies de Flora y Fauna Silvestres de México. Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio y lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación.
- Serrano Mac-Gregor, I. (2017). *Daños a los cultivos ocasionados por el tapir centroamericano (Tapirus bairdii) y otra fauna silvestre en el municipio de Calakmul, Campeche, México*. Tesis de maestría. El Colegio de la Frontera Sur, Campeche, México.
- Turner, B. L. II, S. Cortina Villar, D. Foster, J. Geoghegan, E. Keys, P. Klepeis, D. Lawrence, P. Macario Mendoza, S.M. Manson, Y. Ogneva-Himmelberger Y, A.B. Plotkin, D. Pérez Salicrup, R. Roy Chowdhury, B. Savitsky, L. Schneider, B. Schmook y C. Vance. 2001. Deforestation in the southern Yucatan peninsular region: An integrative approach. *Forest Ecology and Management* 154:343-370.
- Weber, M. 2005. *Ecology and conservation of sympatric tropical deer populations in the greater Calakmul region, Mexico*. Tesis de doctorado. University of Durham, Durham, Reino Unido.
- Zúñiga Fuentes, H.E. 2009. Distribución y conocimiento ecológico local del tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*) en el estado de Campeche. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma de Campeche, Campeche, México.

PARTE III

**MÉTODOS DE ESTUDIO Y MANEJO**



## 10. EL FOTOTRAMPEO EN LA CONSERVACIÓN

Cuauhtémoc Chávez  
Heliot Zarza

### RESUMEN

El área de distribución del tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*) se ha reducido debido al acelerado proceso de deforestación y fragmentación de los bosques tropicales. En el sureste de México aún se mantienen poblaciones viables de tapir, por lo que es necesario contar con métodos de monitoreo adecuados para estimar su presencia y densidad poblacional, para la toma de decisiones óptimas y el desarrollo de estrategias de conservación adecuadas. Entre los métodos de monitoreo no invasivos más eficientes se encuentra el fototrampeo, una técnica ampliamente utilizada para estimar poblaciones de tigres (*Panthera tigris*) en Asia y, en los últimos años, jaguares (*Panthera onca*) en América. El objetivo de este trabajo es proponer un diseño de muestreo para el estudio del tapir centroamericano. La distribución de las estaciones de fototrampeo dependerá de la calidad del hábitat, la topografía, la ubicación de los caminos y ríos, y de los caminos de acceso. El diseño mínimo se compone de 10 celdas de muestreo de 2.2 km<sup>2</sup> para un área de 22.5 km<sup>2</sup>. Deben colocarse 3 estaciones por unidad de muestreo, espaciadas entre 0.5 y 1.5 km de distancia, en lugares con presencia de rastros de tapir. Por cada tres estaciones, una de ellas debe ser doble (dos cámaras trampa), por lo que se necesitan 40 cámaras para cubrir en total 30 estaciones de muestreo; las cámaras se dejan activas como mínimo 40 días.

**Palabras clave:** tapir centroamericano, *Tapirus bairdii*, monitoreo, fototrampeo, métodos no invasivos, cámaras trampa

### ABSTRACT

The deforestation and fragmentation of the tropical rainforest has reduced the distribution of the Bairdi's tapir (*Tapirus bairdii*). Available information sug-

gests that there are viable tapir populations in south-eastern Mexico. The generation of more accurate density estimations is necessary to develop appropriate management and conservation strategies. One of the most efficient non-invasive methods is camera trapping, which is ideal for surveying and detecting elusive carnivores such as tigers (*Panthera tigris*) in Asia and jaguars (*Panthera onca*) in América. Our objective was to propose a standard design for tapir monitoring that can be compared and replicated in other sites in Mexico. The specific location of camera stations will depend on habitat quality, topography, and proximity of trails, roads and rivers. The minimum design considers 10 sampling cells of 2.2 km<sup>2</sup> each, a minimum sampling area of 22.5 km<sup>2</sup> in regions with high tapir densities. We recommend placing at least 3 stations separated by 0.5 to 1.5 km on sites with tapir's tracks. Each sampling cell should include one double station (i.e. two camera traps), which gives a total of 40 cameras in 30 sampling stations, each camera trap should be active for 40 days.

**Keywords:** Bairdi's Tapir, *Tapirus bairdii*, monitoring, camera traps, non invasive methods, camera traps, populations

## INTRODUCCIÓN

La pérdida y fragmentación de los ecosistemas naturales se ha acelerado en las últimas décadas, lo que modificó la estructura del paisaje, la composición y la diversidad de las especies (Edwards *et al.*, 2014; Newboard *et al.*, 2015). Asimismo, se promueve la pérdida de la conectividad resultado del aislamiento geográfico entre poblaciones y con ello de procesos ecológicos y servicios ambientales (Cardinale *et al.*, 2012; Hooper *et al.*, 2012). Bajo este escenario es necesario disponer de información científica sólida, que permita la toma de decisiones para el manejo y conservación de la fauna silvestre. Actualmente, los métodos de muestreo, directos e indirectos, propor-

cionan información valiosa sobre la ecología de las especies. Sin embargo, ante la amplia gama de métodos de muestreo disponibles (p.e. observaciones, trampeo, rastros), los estudiantes y profesionistas que inician en el tema del monitoreo de fauna silvestre pueden abrumarse, ya que la elección del método de muestro no es un tema trivial y se debe disponer de tiempo para ello. La selección del método dependerá de los objetivos planteados en el estudio, de los recursos financieros, de la logística y de las características físicas del área de estudio (Wilson *et al.*, 1996; Wemmer *et al.*, 1996; Aranda, 2012).

Este capítulo se enfocará en hablar de uno de los métodos no invasivos más usados en diversos grupos taxonómicos, entre ellos los mamíferos, popularizado en los últimos años gracias a su uso fácil, el relativo bajo costo del equipo y la basta información que genera el fototrampeo (Silver 2004; Chávez *et al.*, 2013; Noss *et al.*, 2013). Asimismo, nuestro objetivo es proponer una guía sobre el diseño del muestreo usando cámaras trampa para el tapir centroamericano. A lo largo del capítulo se darán respuestas a preguntas frecuentes como: ¿qué debo considerar al diseñar mi muestreo?, ¿qué es necesario saber sobre el área de estudio y la biología de la especie?, ¿qué tipo de cámara es la más adecuada?, ¿cuántos días se dejan las cámaras activas en el campo?

### ANTES DE EMPEZAR

#### 1.1.1 Pregunta de investigación y objetivos

A partir de la pregunta de investigación se plantean los objetivos, lo que conduce al siguiente paso: la selección de los métodos y el diseño de muestreo más idóneo para dar respuesta a los objetivos de estudio. Por ejemplo, si la pregunta es: ¿cuáles son las áreas de actividad del tapir? tendríamos que utilizar un método que nos permita dar respuesta a esta pregunta, como puede ser la telemetría, lo que implicaría la captura de

individuos, la compra de collares de telemetría (p.e. radio seguimiento o satelital) y los costos del seguimiento posterior a su captura. En cambio, si lo que se quiere es conocer si el tapir está presente en el área de estudio se pueden usar métodos indirectos no invasivos, como rastros (p.e. huellas y excretas) que deja el tapir o mediante el fototrampeo.

### *¿Qué se conoce sobre la especie a estudiar?*

Antes de iniciar cualquier investigación es necesario averiguar aspectos generales sobre la historia natural de la especie de estudio. Se debe conocer si se cuenta con información como registros de avistamientos (p.e. fecha, hora, ubicación y comportamiento del animal observado). Todo testimonio que proporcione un indicio de los patrones de movimiento y conductuales de la especie de estudio es útil. El conocimiento empírico local es valioso, porque proporciona información sobre localización, distribución, patrones de alimentación, aprovechamiento y técnicas de cacería de la especie de interés, entre otras.

### *Estudio detallado de historia natural*

Se debe conocer la información mínima sobre la historia natural de la especie de estudio; por ejemplo: 1) nombre científico, nombre común, nombre local; 2) descripción general: coloración, medidas del cuerpo, peso, diferencias de edad y sexo; 3) patrones de comportamiento y de movimiento; 4) distribución de la especie: histórica, actual y local; 5) uso de hábitat; 6) hábitos alimentarios; 7) aspectos reproductivos: periodos de reproducción y periodos de gestación, tamaño de la camada, número de crías que sobreviven, comportamiento de cortejo, fidelidad (monogamia, poligamia), cuidado parental, edad de la madurez sexual; 8) interacciones interespecíficas; 9) enfermedades; 10) métodos de contención más usados para la especie.

## **OBSERVACIONES DIRECTAS DE COMPORTAMIENTO**

**Marcas naturales.** Los individuos dentro de una población pueden tener diferentes características morfológicas y patrones de coloración. Estas características pueden ser cicatrices o marcas definidas, anomalías (p.e. un ojo ciego, pérdida de una extremidad, mala condición corporal) o simplemente variaciones naturales de marcas. Estas diferencias ayudan a distinguir individuos.

**Habitación.** Es el proceso durante el que los animales se acostumbran a la presencia humana, de modo que se les puede acercar y no modificar su comportamiento natural. La adaptación es un proceso necesario para hacer observaciones detalladas de muchas especies por un largo periodo de tiempo. Esto conlleva ciertos riesgos por lo que dependerá de la especie en cuestión y del ambiente.

## **EL TAPIR COMO UN ESTUDIO DE CASO**

El tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*) es una especie catalogada como amenazada por la Lista Roja de especies de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN; García *et al.*, 2016), además está en el Apéndice 1 de la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES, 2007) y en peligro de extinción por la Norma Oficial Mexicana 059 (SEMARNAT, 2010).

Los tapires se encuentran preferentemente en ambientes con cobertura forestal densa, asociados con cuerpos de agua y sitios con baja perturbación humana (Carrillo *et al.*, 2015; Mendoza y Carbajal-Borges, 2011); sin embargo, es frecuente que habiten en bosques secundarios de tierras bajas (Foerster y Vaughan, 2002). Por lo general evitan las áreas abiertas, como tierras agrícolas, las cuales pueden representar una barrera para sus movimientos (Naranjo y Cruz, 1998; Tobler,

2008). Diariamente pueden viajar hasta 20 km (Foerster y Vaughan, 2002); poseen ámbitos hogareños de 1 a 4 km<sup>2</sup>, aunque las hembras registran áreas menores (March y Naranjo, 2005).

En México, las poblaciones de tapir han sido estimadas en 0.05 a 0.3 individuos por km<sup>2</sup> mediante rastros (March y Naranjo, 2005, Naranjo 2009). Desafortunadamente este tipo de estimaciones presentan una gran variación y dependen de factores como el sustrato, la humedad y el tipo de vegetación, entre otros. Dada la escases de evaluaciones que comparan las tasas de encuentro y/o densidades de tapires, es muy probable que métodos tradicionales, tales como el conteo de rastros o excrementos, puedan sobreestimar la densidad poblacional (Chávez *et al.*, 2013).

Al estudiar la ecología poblacional del tapir nos enfrentamos a problemas relacionados con su organización social y hábitat: 1) son organismos poco abundantes por lo que las observaciones se hacen con un número reducido de animales; 2) es una especie críptica y 3) poseen amplias áreas de actividad. Estos atributos dificultan desarrollar métodos para estimar la densidad poblacional de manera precisa, con bajo sesgo y a bajo costo. Sin embargo, dependiendo de los objetivos del estudio se han empleado diferentes métodos de mo-

nitoreo para verificar la presencia de la especie en el área o para estimar su abundancia o densidad.

### MÉTODOS DE MUESTREO

Actualmente se emplea una amplia variedad de métodos para el monitoreo de fauna silvestre. Estos métodos se dividen en indirectos y directos. El primero se basa fundamentalmente en la identificación e interpretación de los rastros dejados por los animales en el ambiente. Los rastros más comunes son las huellas, excrementos, trillas, marcas en troncos, rascaderos, madrigueras, echaderos de descanso, partes de cuerpos (evidencia de restos de la presa dejados por el depredador) y olores. Algunos pueden ser de detección visual, como las estructuras de descanso o las actividades de alimentación dejadas por los animales, especialmente herbívoros; las huellas proveen información sobre la conducta del organismo, edad, estatus social, modo de locomoción y hábitos de forrajeo, así como la identificación de la especie, salvo sus excepciones (figura 1).

En cambio, los métodos directos consisten en la observación directa de los individuos por parte de un observador en un recorrido determinado. Con estos métodos es factible hacer conteos o censos de una población, dar seguimiento a la



Figura 1. Es frecuente encontrar rastros indirectos como huellas y excrementos que indican la presencia del tapir en el área.

conducta realizada por un individuo en un tiempo determinado, capturado o fotografiado mediante el uso de cámaras fotográficas (figura 2). A diferencia de los trayectos lineales u otro tipo de método, en el que el observador tiene que estar físicamente en el sitio, el uso de cámaras fotográficas es completamente no invasivo, no interfiere con la conducta y patrones de movimiento de la especie en estudio (Wemmer *et al.*, 1996).

El trapeo con cámaras fotográficas ha sido ampliamente usado desde la década de los ochenta en investigaciones ecológicas de fauna silvestre, para delimitar el área de distribución de especies, registrar la ausencia-presencia, identificar depredadores de nidos de aves, patrones de actividad, estimar al tamaño poblacional, ecología de hábitos alimentarios, uso de hábitat y de corredores (Carbone *et al.*, 2001; Cutler y Swann, 1999; Griffiths y Van Schaick, 1993; Karanth y Nichols, 1998; Laurance y Grant, 1994; Moruzzi *et al.*, 2002). Esta técnica ha sido usada exitosamente sobre todo para el estudio de especies

raras o de difícil observación, que presentan conductas crípticas y elusivas.

La ventaja de esta técnica es que permite la identificación a nivel de especie e, incluso, en algunos casos, hasta individuo, a partir del color, marcas físicas naturales y sexo; además, registra la hora y fecha del registro, es menos susceptible a las condiciones climáticas, todos los organismos tienen la misma probabilidad de ser fotografiados y no existe trampofilia, y se necesita poco personal para su revisión, lo que reduce costos en comparación con los métodos de captura. Sin embargo, la principal desventaja de esta técnica es que se necesita de una inversión inicial alta para adquirir todo el equipo fotográfico (Wemmer *et al.*, 1996).

En el caso del tapir, esta técnica de muestreo ha sido utilizada para registrar desde la presencia de la especie hasta su densidad (Trolle y Kery, 2003; Trolle *et al.*, 2008; Wallace *et al.*, 2002). En México se ha estimado una densidad relativa de entre 0.03 a 0.45 tapires/100 km<sup>2</sup> en el sureste



Figura 2. Fotografía de tapir con cría obtenida con una cámara-trampa Cuddeback®, modelo Black Flash.

del país (Carbajal-Borges *et al.*, 2014) y una frecuencia fotográfica que va de 3.8 a 37.6 fotografías de tapir por 1 000 días de cámara (Botello *et al.*, 2017; Carbajal-Borges *et al.*, 2014; Naranjo *et al.*, 2015). El trapeo con cámaras es un método no invasivo que proporciona información para estimar densidades estadísticamente robustas con sólo dos o tres meses de trabajo de campo (Chávez *et al.*, 2013). Para el tapir su uso no ha sido sistemático ni estandarizado, por lo que no existe un diseño de muestreo que permita comparar los resultados de estos estudios. Lo que se pretende en este capítulo es proporcionar una serie de puntos que deben ser considerados antes de iniciar cualquier estudio con cámaras trampa, así como una propuesta de diseño estandarizado para evaluar el tamaño poblacional del tapir en un área.

### **ESTUDIO PROSPECTIVO**

El primer paso en cualquier estudio es determinar la presencia-ausencia del tapir en el área de estudio. Para ello es necesario recabar información sobre las condiciones ambientales y sociales de la región donde se desea trabajar para después verificarla en campo. Los pasos específicos son los siguientes:

#### *Recopilación de información*

Se recomienda ubicar el área de estudio mediante mapas topográficos (preferentemente a una escala 1:50 000) que proporcionen información sobre elementos físicos, biológicos y humanos del área, como curvas de nivel, hidrología, vegetación natural, poblados y vías de comunicación, entre otros. El uso de fotografías aéreas e imágenes de satélite de alta resolución son de gran utilidad para el estudio.

#### *Previo al trabajo de campo*

Es necesario solicitar los permisos correspondientes a las autoridades federales y estatales. Es importante delimitar el área de estudio y esto dependerá de los objetivos planteados; entre más grande sea

el área se pierde particularidad, pero se gana generalidad. Los estudios puntuales usualmente sirven para contestar preguntas específicas.

#### *Lo más importante es el conocimiento local*

Es indispensable hablar con los propietarios de las tierras donde se pretende trabajar, ya sean ejidales, comunales o privadas. La etapa de las entrevistas puede ser realizada para recabar información local y específica sobre la localización, patrones de actividad y hábitos de los tapires, registro de animales cazados, posesión de pieles y/o cráneos, y sus posibles sitios de alimentación. El objetivo de esta encuesta es recabar información básica sobre las condiciones socioeconómicas de la población, el conocimiento de la fauna local y regional, y su conocimiento sobre la abundancia del tapir en el área. Se sugiere aplicar primero el cuestionario antes de recabar los datos y ajustar las preguntas a las condiciones del área de estudio.

#### *Verificación en campo*

Se recomienda enfáticamente recorrer algunos senderos en compañía de guías locales (figura 3) para buscar rastros de tapires, como excrementos y huellas, registrando el número de rastros por kilómetro recorrido. Asimismo, se aconseja caminar de manera preliminar en los senderos, como mínimo de 5 a 10 kilómetros, en hábitat del tapir, para obtener información inicial sobre excrementos y huellas. A la par se registra la presencia de plantas forrajeras potenciales y se evalúa el estado del hábitat, así como la viabilidad logística del estudio en el área.

#### *Procesar los resultados*

Los datos obtenidos de esta prospección deberán de ser expresados de forma estandarizada. Las primeras evidencias a escala local que se deben tomar como indicadores de la existencia de los tapires después de las encuestas, son: i) las observaciones directas de tapires; ii) registros de

rastros como excrementos o huellas atribuidos a la especie; *iii*) comentarios o conocimiento verbal, indirecto o no confirmado de la comunidad referente a la existencia del tapir y *iv*) no observación o conocimiento. La confiabilidad de las respuestas dependerá de la comunidad y del sentido común sobre la veracidad de cada uno de los registros durante el proceso de evaluación.

Se generará material cartográfico donde se describirán las características y ubicación geográfica de los sitios visitados, para ello, usando un geoposicionador global (GPS), se deben georeferenciar todos los puntos donde se encontraron rastros u otras evidencias de actividad de los tapires.

Algunas de las técnicas para evaluar la presencia del tapir centroamericano en la localidad son mediante las siguientes observaciones: *a*) directas, *b*) rastros como huellas, excrementos, lugares donde hay evidencias de ramoneo, *c*) cazadores/



**Figura 3.** Especialista recorriendo el lecho de un arroyo en busca de evidencias de tapir en compañía de un guía local.

investigadores sobre “cacería tradicional”, *d*) vocalizaciones, *e*) uso de reflectores por la noche, *f*) cámaras trampa y *g*) contención física.

## DESPUÉS DEL ESTUDIO PROSPECTIVO

### *Determinación de la abundancia*

Una vez terminadas las encuestas y/o visitas prospectivas de campo, e identificadas las áreas con presencia de tapir y habiendo concluido que existe la posibilidad de que se trata de una población (o subpoblación), el siguiente paso que procede es evaluar la población, para lo cual existen diferentes métodos: *i*) conteo de individuos; *ii*) conteo de huellas; *iii*) búsqueda y colecta de excrementos y su análisis en laboratorio (ADN); *iv*) telemetría y *v*) uso de cámaras trampa. Desde luego, cada uno de estos métodos proporciona información diferente que puede ayudar a entender diferentes aspectos de la biología del tapir. Es importante enfatizar que, teniendo los recursos y tiempos ilimitados, no siempre los métodos sofisticados y costosos, que incluyen equipos y técnicas muy elaboradas, son los mejores con respecto a otras técnicas sencillas de muestreo. La elección dependerá en gran parte del objetivo planteado en cada proyecto. Si la pregunta es: ¿está presente el tapir en el área de estudio? no se requiere de mucha infraestructura. Sin embargo, si la pregunta es: ¿cuántos individuos de tapir existen en el área de estudio?, se necesita cierto equipo para ello, para lo cual se cuenta con diferentes técnicas que pueden ayudar a contestar la pregunta, las cuales se describen a continuación.

### *Conteos directos*

Una de las técnicas más usadas para estimar la abundancia de grandes mamíferos es el conteo por medio de observaciones visuales desde un vehículo, lo cual es factible en ambientes abiertos como sabanas y pastizales. Sin embargo, en ambientes boscosos es muy difícil observar animales. Como alternativa se pueden utilizar los transectos

lineales, donde se establece una distancia y una ruta. Estos transectos usualmente pueden ser de 1 a 5 km de largo y deben recorrerse a una velocidad de 1 a 3 km por hora (Rudran *et al.*, 1996). Es útil marcar el transecto cada 50 a 100 metros para poder estimar la velocidad a la que se está caminando y mapear lo más preciso posible las observaciones de animales, para después correlacionarlas con las características particulares del hábitat (p.e. arroyos, pendiente, valles, cañadas). La hora para recorrer dichos transectos debe realizarse durante el pico de actividad; en el caso de los tapires esto sucede en la noche (March y Naranjo, 2005), por lo que es recomendable utilizar linternas con un filtro rojo, ya que muchas especies nocturnas experimentan ceguera con la luz roja. Se recomienda cubrir al menos 5% del área de estudio para tener confiabilidad en los análisis.

Existen dos métodos para estimar la abundancia: transecto de ancho fijo y transecto lineal. El primero de ellos consiste en determinar el ancho del transecto antes del muestreo. Se contará cada individuo, dentro de esta franja predeterminada, procurando que la presencia del observador no afecte la conducta del animal (lo cual en muchas situaciones es difícil de evitar). Es importante conocer la distancia a la cual el animal huye o se retira para buscar cobertura. Si esta distancia excede la máxima visibilidad de esa especie en la vegetación, en la cual el observador está trabajando, probablemente no se distinguen todos los animales y los resultados sean sesgados.

Por las razones anteriores, los transectos de ancho fijo no son recomendables para ambientes boscosos. Por ejemplo, si en el transecto recorrido (0.02 km por lado  $\times$  5 km de largo) se observaron dos tapires, se estaría muestreando un área de 0.20 km<sup>2</sup> (0.04 de ancho  $\times$  5 km de largo), por lo que el cálculo de la densidad de tapires sería de 10 tapires por km<sup>2</sup>.

Un segundo método es el llamado transecto lineal, el cual consiste en caminar el transecto y

registrar la distancia entre el animal y el observador (comúnmente llamado avistamiento) o la distancia perpendicular del observador al animal, lo cual es utilizado para calcular el ancho del transecto. Aunque los transectos de ancho fijo son estadísticamente más robustos que el transecto lineal (porque se cuenta el número total de animales en lugar de una aproximación), este último es a menudo más práctico en ambientes boscosos (Rudran *et al.*, 1996). Sin embargo, puede ser poco práctico para especies con densidades bajas que no disponen de un tamaño de muestra razonable para el análisis (p.e. el programa *Transect*® funciona bien con más de 20 observaciones de la misma especie).

Alternativamente, se puede utilizar el conteo por bloques, es decir, áreas pequeñas donde se puede caminar y contar todos los animales que son objeto del muestreo, bajo el supuesto de que estos se encuentran en una población cerrada.

### *Conteos indirectos*

Un método que no requiere la observación directa de los individuos es la relación entre el número de rastros y el número de individuos. Para ello se seleccionan transectos, los cuales se limpian de huellas, al siguiente día se revisan y se cuentan las huellas nuevas que han aparecido. En el caso del tapir, la identificación de las huellas es relativamente fácil, y se puede discriminar entre individuos utilizando algunas técnicas de morfometría (Jewell *et al.*, 2001; Melvilla y Bothma, 2006; Silveira *et al.*, 2003). Para ello se pueden tomar fotografías digitales o sacar moldes tridimensionales con yeso de una huella en particular (p.e. pata trasera) o de toda la pista (una serie completa de patas delanteras y traseras), con una medida de referencia.

También se pueden cuantificar el número de excrementos considerando la tasa de defecación de la especie; por ejemplo, cuántos excrementos por día expulsa la especie de interés y cuántos se

pueden encontrar en el campo. Para el caso de los tapires se deben conocer al menos tres parámetros para llegar a una aproximación de su densidad: la densidad de excrementos (E) o número de grupos de excrementos por km<sup>2</sup>, obtenidos en un transecto lineal; la tasa de descomposición del excremento (D) o la proporción de grupos de excremento que desaparecen por día; y la tasa de defecación o número de pilas de excremento producidas por tapir por día (T).

La fórmula para calcular la abundancia o densidad es  $N = D \times E / T$ .

El único supuesto es que la proporción de grupos de excrementos frescos que son depositados cada día es igual a la proporción de los grupos de excrementos viejos que desaparecen diariamente. Dado que las tasas de defecación y descomposición pueden depender de otros factores, como la temporalidad (temporada de secas *versus* lluvias) o el tipo de hábitat (cambios en la disponibilidad y calidad del alimento), hay que suponer que existe una cierta estabilidad en el ambiente y las condiciones son similares mientras se realiza el muestreo.

Adicionalmente, se podría evaluar por medio de análisis genéticos; sin embargo, este método todavía requiere del refinamiento de algunas técnicas para la amplificación y la determinación del sexo (Goncalves y Russello, 2007). Además de la refinación del mantenimiento y el análisis de las muestras, el costo de esta técnica es un factor que hay que considerar en el presupuesto del proyecto.

## FOTOTRAMPEO

Al utilizar la técnica de fototrampeo para realizar un muestreo poblacional hay que considerar que tiene supuestos que requieren ser tomados en cuenta para efectuar una correcta estimación (Karanth y Nichols, 2002; Silver *et al.*, 2004). La base del muestreo son las cámaras trampa; las

ventajas de este método son que es confiable, viable, factible y seguro para obtener la información que requerimos sobre abundancia y densidad del tapir. Asimismo, ha sido probado con tapires en diferentes tipos de hábitat con relativo éxito, sobre todo en aquellas áreas donde existen salitrales o cuerpos de agua (Holden *et al.*, 2003; Tobler, 2008); en algunos casos no se ha encontrado relación con la distancia a los ríos, entre otras variables (Paviolo *et al.*, 2007). Una de las desventajas es que requiere una inversión inicial elevada para adquirir el equipo, además existe una serie de puntos que deben ser tomados en cuenta en el muestreo con cámaras.

A continuación, proponemos un diseño de muestreo específico para el tapir.

### DISEÑO DE MUESTREO PARA TAPIR

Con base en manuales de fototrampeo previos (Chávez *et al.*, 2007; Chávez *et al.*, 2013; Noss *et al.*, 2013) se definió como una estación de muestreo una o dos cámaras trampa colocadas en un determinado sitio. Dado que existe poco conocimiento y una gran variación en los tamaños de las áreas de actividad y en las densidades de los tapires, las cuales dependen del tipo de vegetación, disponibilidad de alimento y patrones conductuales, se resolvió que la unidad de muestreo para este diseño sería un área de 2.25 km<sup>2</sup> (1.5 × 1.5 km), dividida en 9 celdas de 0.25 km<sup>2</sup>. Se sugiere que el lugar donde se ponga la estación sean sitios con presencia de rastros de tapir y que esta tenga una separación mínima con respecto a otra estación de 0.5 kilómetros. Las estaciones pueden alternarse para tratar de dejar el mínimo de espacio entre estaciones; sin embargo, en algunos sitios esto puede no ser posible, ya que dependerá de algunos factores como topografía, densidad, distribución. Para estimar la abundancia del tapir hay que tomar en cuenta las siguientes consideraciones en el diseño:

### 3.1.1 Probabilidad de captura

Todos los individuos de tapir tienen la misma probabilidad de ser capturados dentro del área de muestreo (p.e. fotografiados en una o más estaciones de trapeo durante el estudio).

- a) **No vacíos.** El diseño tiene que asegurar que no existan espacios dentro del área de muestreo en los cuales un individuo no tenga probabilidad de ser fotografiado.
- b) **Maximizar la probabilidad de captura.** Dentro de cada unidad de muestreo, las estaciones deben ser puestas estratégicamente para maximizar la probabilidad de fotografiar a un individuo. Por ejemplo, colocar la estación a la orilla de cuerpos de agua, salitrales, pasos de montaña, lugares de alimentación y senderos (figura 4).

### Tiempo y duración del muestreo

- a) **Temporalidad y acceso al área de estudio.** Dependiendo de la ubicación del área de estudio, el acceso a los sitios puede ser complicado en algunas temporadas. En ciertas regiones tro-

picales es imposible trabajar durante la época de lluvias debido a que se cierran o inundan los caminos. Dado que las cámaras trampa se estropean en temporada de lluvias y que probablemente en muchos sitios el acceso a ellos será complicado, se plantea, dependiendo de los objetivos del muestreo, realizarlo en temporada de seca. Aunque es una temporada crítica para los tapires, puede ser relativamente más fácil localizar las posibles ubicaciones de los animales.

- b) **Duración.** La duración del muestreo se determinará considerando la estacionalidad climática y el acceso al área de muestreo. Sin embargo, esto tendrá que ser definido por cada investigador con base en la estacionalidad, accesibilidad y conocimiento de los parámetros demográficos existentes en sus áreas de estudio. Como el trapeo con cámaras debe realizarse conforme a las áreas de actividad de los tapires y estas han sido calculadas en 2.5 km<sup>2</sup>, en promedio, puede ser usada entre una semana a seis meses (Foerster y Vaughan, 2002; Lizcano y Vavelier, 2004; Tobler, 2008). Este diseño puede realizarse de 40 a 90 días consecutivos. Se recomienda como mínimo un muestreo de 40 días seguidos; sin embargo, si se dispone del financiamiento y tiempo, el muestreo puede extenderse hasta 90 días. Un periodo superior a 90 días continuos puede resultar en una violación del supuesto de

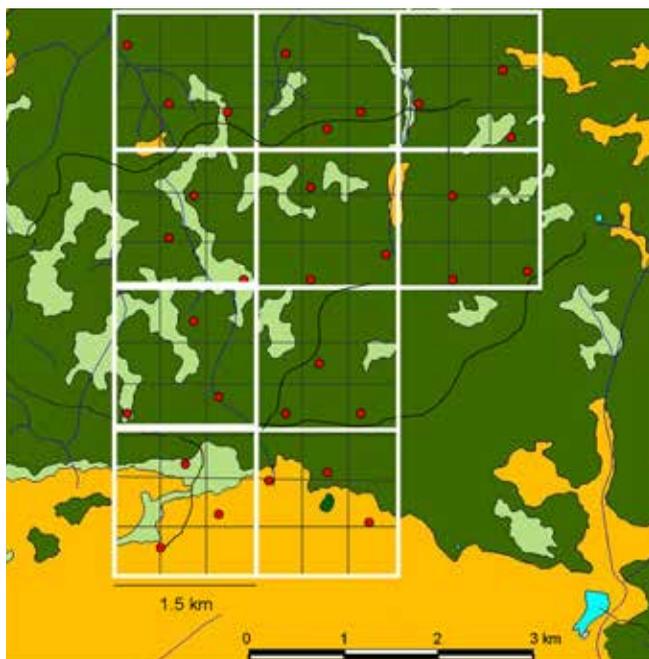


Figura 4. Ejemplo de diseño de muestreo con cámaras-trampa para tapir centroamericano.

población cerrada (Karanth y Nichols, 1998; Noss *et al.*, 2003). Aunque existan pocos datos sobre la historia natural del tapir, el tiempo para tomar la primera foto es de 2 a 40 días en los salitrales (Tobler, 2008). El registro de tapires en cada estación depende de la conducta de los animales; es importante considerar el sitio donde se puso la estación de muestreo (p.e. camino, sendero, rastro), ya que eso puede hacer que ocurra o no la detección.

- c) Tiempo de revisión.** El tiempo para revisar las cámaras es de 20 días. En algunos sitios es importante hacerlo a intervalos más cortos dependiendo de las condiciones del lugar, del tipo de cámaras trampa utilizadas y de la frecuencia con que los pobladores locales transitan por el área.
- d) Colocación y retiro de las cámaras trampa.** El tiempo invertido en colocar y retirar las cámaras trampa no debe ser contado dentro del esfuerzo de muestreo.

#### *Esfuerzo del muestreo*

- a) Número de estaciones por día.** Lo ideal es que todas las estaciones sean puestas el mismo día. Sin embargo, logísticamente puede no ser posible, por lo que, dependiendo de la distancia existente entre el campamento base, la accesibilidad, el tipo de vegetación y el número de personas, entre otros factores, se sugiere que por lo menos sean colocadas tres estaciones por persona o pareja por día.
- b) Tiempo de colocación de las estaciones.** El tiempo invertido para colocar una trampa-cámara trampa y para calibrarla es de una hora en promedio, y dependiendo de lo accidentado del área se podrán colocar todas las cámaras de 2 a 10 días y de 2 a 8 para retirarlas. Claro está que depende en gran medida del número de personas que se disponga para colocarlas, su experiencia y de la accesibilidad al área de estudio.

#### *Tamaño del área muestreada*

- a) Tamaño ideal.** Se tendría que pensar en áreas donde se encuentren potencialmente más de 10 individuos, dada la densidad de los tapires y las limitaciones logísticas y económicas. Se sugiere un área de muestreo mínima de 22.5 km<sup>2</sup> para sitios con altas densidades y mayores a 100 km<sup>2</sup> con bajas. El tamaño del área puede verse influenciado negativamente por bajas densidades de las especies de interés o porque no existe el hábitat adecuado para la especie.
- b) Tamaño sugerido.** La mayoría de las evaluaciones de mamíferos en ambientes tropicales han usado distancias de 4 km (Maffei *et al.*, 2003; Souza *et al.*, 2007; Wallace *et al.*, 2002) o menores de forma aleatoria sin indicar la separación entre las estaciones de muestreo (Srbek-Araujo y García, 2005). En el caso de los muestreos de tapir son de 1 a 4 estaciones por km<sup>2</sup> (Holden *et al.*, 2003; Trolle *et al.*, 2008).

#### *Diseño del muestreo*

La forma del área de muestreo puede ser determinada con base en las limitaciones logísticas, recursos de equipo y económicas, disponibilidad del grupo de trabajo y densidad de la especie de interés.

- a) Tipo de hábitat.** Se debe delimitar el área de muestreo dentro del hábitat que tenga las mayores probabilidades de fotografiar tapires, esto es, donde se cuente con mayores evidencias. Sin embargo, en los lugares en los que no se tenga la certeza de que los tapires no utilicen o eviten un tipo de hábitat se tendrá que muestrear.
- b) Área de muestreo.** El área de muestreo se divide en unidades de muestreo de igual tamaño y no más grandes que el área de actividad mínima de un tapir (para fines prácticos del muestreo estandarizado sería de 2.25 km<sup>2</sup>); se sugiere que cada unidad de muestreo tenga por lo menos dos unidades contiguas para mantener continuidad en el muestreo (figura 1).

### *Distribución y número de cámaras trampa*

- a) **Número de estaciones de muestreo.** Idealmente se debería muestrear por lo menos una fracción importante de la población representada por más de 10 individuos, lo que es logísticamente complicado de realizar en campo. Por otro lado, hay que tomar en cuenta que los animales pueden realizar movimientos a gran escala o moverse espaciotemporalmente, por lo que si las estaciones son movidas periódicamente o el tiempo de muestreo se extiende demasiado, se corre el riesgo de violar el supuesto de población cerrada.
- b) **Número y separación entre estaciones.** En cada unidad de muestreo hay 9 celdas de 0.25 km<sup>2</sup>. Se sugiere colocar por lo menos 3 estaciones espaciadas entre ellas de 0.5 a 1.5 km. El número ideal dependerá de la densidad y las áreas de actividad de los tapires en cada una de las áreas de estudio, entre otras cosas. Hay que recordar que las estaciones de muestreo cubren un área de 0.25 km<sup>2</sup>, y se debe seleccionar el mejor sitio dentro de esta área para colocar las cámaras trampa. En la mayoría de las situaciones las estaciones de muestreo deberían estar dispuestas en lugares que son usados generalmente por los tapires.
- c) **Número mínimo de estaciones.** Considerando el diseño propuesto, puede ser de 30 estaciones en 22.5 km<sup>2</sup>; 3 estaciones cada 2.25 km<sup>2</sup>, que es el área de actividad de los tapires.
- d) **Área de muestreo sugerida.** El área de trampeo y la distribución de las estaciones de muestreo dependerán de la calidad del hábitat, la topografía, ubicación de los caminos, ríos y senderos de acceso. Se recomienda que el área tenga una forma de mínimo borde. El tamaño del área de muestreo dependerá del sitio, la facilidad del traslado para colocar y revisar las cámaras, el número de cámaras con que se pueda contar y la densidad de los tapires en el sitio. Se sugiere un área mínima de muestreo

de 22.5 km<sup>2</sup>, con tamaños de celda de 2.25 km<sup>2</sup> para ambientes cerrados o con densidades promedio de tapires (p.e. áreas con muchos cuerpos de agua o salitrales) y áreas mayores cuando se cuente con bajas densidades de tapires.

Una vez que se tiene un área suficientemente grande y con buena accesibilidad se puede empezar ubicando los posibles sitios para las cámaras trampa en un mapa, de manera que no queden grandes vacíos sin muestrear (figura 4). Se recomienda geoposicionar y marcar en un mapa las potenciales estaciones de fototrampeo para determinar la mejor distribución posible.

### *¿Cuántos tapires hay?*

Dependiendo de la cantidad de información recabada es el programa que se utiliza. Cuando se cuenta con una muy buena cantidad de observaciones e individuos, uno de los métodos tradicionales de captura-recaptura más utilizado es *Capture*© (Rexstad y Burnham, 1991); no obstante, este programa no considera la parte espacial y potencialmente puede existir una sobreestimación del número de individuos si no se tiene un número relativamente alto de recapturas y de desplazamientos de los individuos.

Actualmente se están utilizando dos programas computacionales que consideran modelos espacialmente explícitos para datos de captura-recaptura: uno es el *SECR*©, que se basa en la probabilidad de captura, y el *SpaceCap*©, que se basa en estadística bayesiana; ambos se ejecutan en el programa *R*©. Los dos programas se pueden utilizar para estimar la densidad de animales a partir de los registros fotográficos individuales que emplean simultáneamente la información espacial de la localización de la captura con respecto a la ubicación de la muestra (temporal). Usualmente las densidades estimadas al utilizar *SECR* o *SpaceCap* son generalmente inferiores a

las estimaciones generadas por otros métodos que no consideran la parte espacial (p.e. *Capture*) y, de hecho, las estimaciones de densidad utilizando *SpaceCap* son más bajas que *SECR*.

La ventaja de estos programas (*SECR* o *SpaceCap*) es que los modelos espacialmente explícitos no están sesgados por una estimación informal de un área de estudio efectiva de muestreo. *SpaceCap* y *SECR* son menos sensibles que los modelos no-espaciales para el tamaño de la cuadrícula que se utiliza para el área de muestreo; se recomienda tamaños de cuadrícula varias veces más grande que el radio medio (conocido o estimado) de las áreas de actividad de las especies objetivo. También, como se ha mencionado con *Capture*, el tamaño de la muestra suele ser importante en este tipo de estimaciones.

Una alternativa para analizar los datos, considerando que el diseño de muestreo es la base para realizar las estimaciones correctas, es a partir de cada unidad de muestreo; para el caso de los tapires, las unidades son de 2.25 km<sup>2</sup>, cada uno de los cuales se analiza en el tiempo discreto (p.e. 10, 20, o 30 días) y se realiza una estimación del número de tapires por el número de unidades de muestreo (10 unidades en el caso del tapir como mínimo), porque al final se obtendrá una estimación promedio por unidad de muestreo y tiempo. Es importante considerar por lo menos dos recapturas de los individuos en los 20 días, lo que indicaría que los animales están utilizando ese lugar en ese momento.

Un buen diseño de muestreo ayudará a tener un mejor control sobre los datos, además de poder planificar con tiempo los posibles sesgos que se tienen, pero también ahorrará mucho dinero y esfuerzo. Asimismo, enfocar los esfuerzos en tomar la mayor cantidad de datos posibles del tapir es información clave para la toma de decisiones y el diseño de estrategias de conservación, de esta forma se garantiza la permanencia a largo plazo de las poblaciones de tapir.

## REFERENCIAS

- Aranda, M.J. 2012. *Manual para el rastreo de mamíferos silvestres de México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad/Instituto de Ecología, A.C. Ciudad de México.
- Botello, F., A.G. Romero-Calderón, J. Sánchez-Hernández, O. Hernández, G. López-Villegas y V. Sánchez-Cordero. 2017. Population density of Central American tapir (*Tapirella bairdii*) in cloud forest in Totontepec Villa de Morelos, Oaxaca, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 88:918-923.
- Carbone, C.S., K. Christie, T. Conforti, N. Coulson, J. Franklin, M. Ginsberg, J. Griffiths, K. Holden, M. Kawanishi, R. Kinnaird, A. Laidlaw, D. Lynam, D. McDonald, C. Martyr, L. McDougal, T. Nath, J. O'Brien, J. Seidensticker, M. Smith, R. Sunquist, R. Tilson y W. Wan Shahrudin. 2001. The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals. *Animal Conservation* 4:75-79.
- Cardinale, B.J. et al. 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486:59-67.
- Chávez, C., G. Ceballos, R. Medellín y H. Zarza. 2007. Primer censo nacional del jaguar. En: G. Ceballos, C. Chávez, R. List y H. Zarza (eds.) *Conservación y manejo del jaguar en México: Estudios de caso y perspectivas*. CONABIO/UNAM/Alianza WWF-Telcel, México, pp. 133-141.
- Chávez, C., A. de la Torre, H. Bárcenas, R. Medellín y G. Ceballos 2013. *Manual de fototrampeo para estudio de fauna silvestre. El jaguar en México como estudio de caso*. Alianza WWF-Telcel/Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- CITES. Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres. 2007. *Apéndices I, II y III*. En: <<http://www.cites.org>>.
- Cuttler, T.L. y D.E. Swann. 1999. Using remote photography in wildlife ecology: a review. *Wildlife Society Bulletin* 27:571-581.
- Edwards, D.P., J.A. Tobias, D. Sheil, E. Meijaard y W.F. Laurance. 2014. Maintaining ecosystem function and services in logged tropical forests. *Trends in Ecology and Evolution* 9:511-520.
- Foerster, C.R. y C. Vaughan. 2002. Home range, habitat use, and activity of Baird's Tapir in Costa Rica. *Biotropica* 34:423-437.
- García, M., C. Jordan, G. O'Farril, C. Poot, N. Meyer, N. Estrada, R. Leonardo, E. Naranjo, Á. Simons, A. Herrera, C. Urgilés, C. Schank, L. Boshoff, y M. Ruiz-Galeano. 2016. *Tapirus bairdii*. The IUCN Red List of Threatened Species. En: <<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T21471A45173340>>, última visita: 5 de marzo de 2019.
- Gonçalves da Silva, A., D.R. Lalonde, V. Quse, A. Shoemaker y M.A. Russello. 2010. Genetic approaches refine ex situ Lowland Tapir (*Tapirus terrestris*) conservation. *Journal of Heredity* 101:581-590.

- Griffiths, M., y C.P. van Schaik. 1993. The impact of human traffic on the abundance and activity periods of Sumatran rain forest wildlife. *Conservation Biology* 7:623-626.
- Holden, J., A. Yanuar y D.J. Martyr. 2003. The asian tapir in Kerinci Seblat National Park, Sumatra: Evidence collected through photo-trapping. *Oryx* 37:34-40.
- Hooper, D.U. et al. 2012. A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change. *Nature* 486:105-108.
- Jafferally, D. 2001. Camera-trapping of tapirs (*Tapirus terrestris*) in Surama, North Rupununi. Unpublished report. Guyana, Brazil.
- Jewell, Z.C., S.K. Alibhai y P.R. Law. 2001. Censusing and monitoring black rhino (*Diceros bicornis*) using an objective spoor (footprint) identification technique. *Journal of the Zoological Society of London* 254:1-16.
- Karanth, U. y J. Nichols. 1998. Estimation of tigers densities in the India using photographic captures and recaptures. *Ecology* 79:2852-2862.
- Karanth, U. y J. Nichols. 2002. *Monitoring tigers and their prey, a manual for researchers, managers and conservationist in tropical Asia*. Centre for Wildlife Studies, Bangalore.
- Kenward, R.E. 2000. *A manual for wildlife radio tagging*. Academic Press, Londres.
- Laurance, W.F y J.D. Grant. 1994. Photographic identification of ground-nest predators in Australian tropical rainforest. *Wildlife Research* 21:241-247.
- Lizcano, D.J. y J. Vavelier. 2004. Características químicas de salados y hábitos alimenticios de la danta de montaña (*Tapirus pinchaque* Roulin, 1829) en los Andes centrales de Colombia. *Mastozoología Neotropical* 11:193-201.
- March, I. y E. Naranjo. 2005. *Tapirus bairdii*. En: *Los mamíferos silvestres de México*. G. Ceballos y G. Oliva (eds.). CONABIO/Fondo de Cultura Económica, México, pp. 496-497.
- Maffei, L., E. Cuellar y A. Noss. 2004. One thousand jaguars (*Panthera onca*) in Bolivia's Chaco? Camera trapping in the Kaa-Iya National Park. *Journal of Zoology* 262:295-304.
- Medici, P., P.R. Mangini y J.A. Sarria Perea. 2007. *Manual veterinario de campo para tapires*. IUCN/SSC Grupo Especialista de Tapires (TSG). Comité veterinario. IUCN-SSC/TSG. En: <<http://www.tapirs.org/Downloads/standards/TSG-tapir-vet-manual-sp.pdf>>.
- Melville H. y J.D. Bothma. 2006. Using spoor counts to analyse the effect of small stock farming in Namibia on caracal density in the neighbouring Kgalagadi Transfrontier Park. *Journal of Arid Environments* 64:436-447.
- Moruzzi, T.L., T.K. Fuller, R.M. DeGraaf, R.T. Brooks y W. Li. 2002. Assessing remotely triggered cameras for surveying carnivore distribution. *Wildlife Society Bulletin* 30:380-386.
- Naranjo, E. y E. Cruz. 1998. Ecología del tapir (*Tapirus bairdii*) en La Reserva de la Biosfera La Sepultura. *Acta Zoológica Mexicana* 73:111-123.
- Naranjo, E.J., S.A. Amador-Alcalá, F.A. Falconi-Briones y R.A. Reyna. 2015. Distribution, abundance and threats to populations of Baird's tapir (*Tapirus bairdii*) and white-lipped peccary (*Tayassu peccary*) in Mexico. *Therya* 6:227-249.
- Newbold, T., N. Lawrence y A. Purvis. 2015. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature* 520:45-50.
- Nichols, J.D. y C.R. Dickman. 1996. Capture-recapture methods. En: *Measuring and monitoring biological diversity: Standard methods for mammals*. D.E. Wilson, F.R. Cole, J.D. Nichols, R. Rudran y M.S. Foster (eds.). Smithsonian Institution, Washington, pp. 217-226.
- Noss, A.J., R.L. Cuellar, J. Barrientos, L. Maffei, S. Cuellar, R. Arispe, D. Rómiz y K. Rivero. 2003. A camera trapping and radio-telemetry study of *Tapirus terrestris* in Bolivian dry forests. *Tapir Conservation* 12:24-32.
- Noss, A., J. Polisar, L. Maffei, R. Garcia y S., Silver. 2013. *Evaluating jaguar densities with camera traps*. Jaguar Conservation Program and Latin America and Caribbean Program. Wildlife Conservation Society, Bronx, Nueva York.
- Paviolo, A., C.D. de Angelo, Y.E. di Blanco y M.S. di Bitetti. 2008. Jaguar *Panthera onca* population decline in the Upper Paraná Atlantic Forest of Argentina and Brazil. *Oryx* 42:554-561.
- Rexstad, E. y K. Burnham. 1991. *User's guide for interactive program Capture: Abundance estimation of closed animal populations*. Colorado State University, Fort Collins, Colorado.
- Rudran, R., T.H. Kunz, C. Southwell, P. Jarman y A.P. Smith. 1996. Observational techniques for non volant mammals. En: *Measuring and monitoring biological diversity: Standard methods for mammals*. D.E. Wilson, F.R. Cole, J.D. Nichols, R. Rudran, y M.S. Foster (eds.). Smithsonian Institution, Washington, pp. 81-104.
- Srbek-Araujo, A.C. y A. García. 2005. Is camera-trapping an efficient method for surveying mammals in Neotropical forest? A case study in South-Eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 21:121-125.
- Souza de, S., J.G. Sanderson y J. de Sousa. 2007. Monitoring mammals in the Caxiuana Nacional Forest, Brazil—first results from the tropical ecology, Assessment and Monitoring (team) program. *Biodiversity and Conservation* 16:857-870.
- SEMARNAT. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. 2010. *Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-2010*. Publicada 30 de diciembre de 2010 en el Diario Oficial de la Federación. Texto vigente.
- Silveira, L., L. Martínez y J. Alonso. 2003. Efecto de la sustitución de campo natural por plantaciones forestales, sobre los recursos hídricos en el Uruguay. En: *Tercer Congreso Latinoamericano de Manejo de Cuencas Hidrográficas*. Arequipa, Perú.
- Silver, S. 2004. *Assessing jaguar abundance using remotely triggered cameras*. Wildlife Conservation Society, Bronx, Nueva York.
- Silver, S., L.E. Ostro, L.K. Marsh, L. Maffei, A. Noss, M.J. Kelly, R.B. Wallace, H. Gomez y G. Ayala. 2004. The use of camera traps for estimating jaguar (*Panthera onca*) abundance and

- density using capture/recapture analysis. *Oryx* 38:148-154.
- Trolle, M. y M. Kery. 2003. Estimation of ocelot density in the Pantanal using capture-recapture analysis of camera-trapping data. *Journal of Mammalogy* 84:607-614.
- Trolle, M., A.J. Noss, J.L. Passos y L.F. Oliveira. 2008. Brazilian tapir density in the Pantanal: A comparison of systematic camera-trapping and line-transect surveys. *Biotropica* 40:211-217.
- Tobler, W., S.E. Carrillo-Percegué, R. Leite Pitman, R. Mares y G. Powell. 2008. Further notes on the analysis of mammal inventory data collected with camera traps. *Animal Conservation* 11:187-189.
- Wallace, R.B., H. Gómez, G. Ayala y F. Espinoza. 2003. Camera trapping capture frequencies for jaguar (*Panthera onca*) in the Tuichi valley, Bolivia. *Mastozoología Neotropical* 10:133-139.
- Wemmer, C., T.H. Kunz, G. Lundie-Jenkins y W.J. McShea. 1996. Mammalian Sign. En: *Measuring and monitoring biological diversity: Standard methods for mammals*. D.E. Wilson, F.R. Cole, J.D. Nichols, R. Rudran y M.S. Foster (eds.). Smithsonian Institution, Washington, pp. 157-176.
- White, G.C. y R.A. Garrott. 1990. *Analysis of wildlife radio-tracking data*. Academic Press, Londres.



## 11. PROCESAMIENTO Y ANÁLISIS DE BASES DE DATOS DE FOTOTRAMPEO

Eduardo Mendoza  
Angela A. Camargo-Sanabria

### RESUMEN

Las poblaciones del tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*), como las de otras especies de mamíferos silvestres de talla grande, están sujetas a una fuerte amenaza a consecuencia de la cacería y el deterioro de su hábitat. Bajo estas circunstancias resulta crucial contar con la capacidad de generar de manera rápida y efectiva estimaciones de parámetros poblacionales que permitan monitorear su estado de conservación. El fototrampeo es una herramienta cuyo uso permite generar información detallada sobre la presencia y patrones de actividad del tapir; sin embargo, para sacar ventaja de esta capacidad es crítico procesar y analizar los datos obtenidos de manera adecuada. En este capítulo se revisan opciones y características de herramientas y métodos novedosos para procesar la información derivada del fototrampeo y para su posterior análisis (p.e. estimadores de la abundancia, modelos de marcaje-recaptura, modelo de encuentros aleatorios y modelos de ocupación). El conocimiento de estas herramientas y métodos es un elemento fundamental para diseñar programas de monitoreo efectivos que permitan el manejo y conservación de las poblaciones de tapir centroamericano.

**Palabras clave:** abundancia, densidad, actividad diaria, fototrampeo, marcaje-recaptura, modelo de encuentros aleatorios, modelos de ocupación, monitoreo

### ABSTRACT

*Populations of large-bodied mammals such as Baird's tapir (*Tapirus bairdii*) are greatly threatened due to the effects of hunting and habitat loss. This situation makes crucial to have protocols to accurately estimate tapir population parameters. Camera-trapping studies have the capacity to record tapir presence and generate very detailed data on activity patterns*

however, to take full advantage of this tool it is key to incorporate sound and effective data processing and analytic approaches. This chapter focuses on reviewing novel methods to processing and analyzing camera-trapping derived data (e.g., abundance estimators, mark-recapture models, random encounter model and occupancy models). It is essential to incorporate a basic understanding of these tools and methods at the planning stage of tapir monitoring programs to increase their success in achieving management and conservation goals.

**Keywords:** abundance, camera-trapping, density, mark-recapture models, random encounter model, monitoring, occupancy models

## INTRODUCCIÓN

La implementación de las estrategias de manejo y conservación que urgen para mitigar el impacto de las actividades humanas sobre los mamíferos silvestres, como el tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*), requiere contar con la capacidad de monitorear el estado de sus poblaciones de manera precisa y periódica (Yocoz *et al.*, 2001). Como se plantea en esta misma obra por Chávez y Zarza (2020), el uso de fototruampas brinda una opción muy prometedor para realizar este tipo de monitoreo. Se ha demostrado que los estudios basados en el fototrampeo son capaces de registrar la presencia de una gran variedad de especies de mamíferos silvestres aun cuando presenten bajas densidades y hábitos evasivos que dificulten su detección con otros métodos de muestreo (p.e. avistamiento a lo largo de transectos; Tobler *et al.*, 2008; Ahumada *et al.*, 2011). Además, el fototrampeo permite documentar distintas conductas de la fauna, como las relacionadas con su alimentación (Camargo-Sanabria y Mendoza, 2016).

Un par de estudios sobre *T. bairdii* llevados a cabo en la Reserva de la Biosfera El Triunfo (REBITRI), en el estado de Chiapas, con duraciones

similares pero métodos de muestreo distintos, sirven para poner en evidencia la efectividad del fototrampeo en el registro de la presencia y actividad de esta especie. En el primero de estos estudios un equipo entrenado en el estudio de fauna silvestre utilizó como método de muestreo el recorrido sistemático de un conjunto de transectos. A lo largo del estudio se divisaron tres avistamientos de *T. bairdii* en un periodo de ocho meses (Lira-Torres *et al.*, 2004). El segundo estudio utilizó el fototrampeo como método de muestreo durante seis meses (n = 25 cámaras). En contraste con el primer caso, el estudio con fototrampeo generó 43 registros de tapir a lo largo de varios días (Carbajal-Borges *et al.*, 2014). Es posible que esta marcada diferencia en el número de registros de tapir pudiera deberse a cambios ocurridos en el tamaño de su población en la REBITRI, ya que hay una diferencia de más de 10 años entre ambos estudios.

Afortunadamente, la información generada por el programa de monitoreo de especies clave de la REBITRI, entre las cuales se incluye el tapir, permite contar con más elementos para abordar esta comparación. El monitoreo del tapir de la REBITRI es realizado por personal de la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) con una metodología muy similar a la utilizada por Lira-Torres *et al.* (2004) en prácticamente la misma zona de muestreo. Este monitoreo, que coincidió temporalmente con el estudio de fototrampeo antes referido, no produjo avistamientos de tapir, pero sí una importante cantidad de evidencia indirecta de su presencia, como huellas y excretas (C. Guichard, com. pers.). De esta manera, resulta más probable que el contraste en la cantidad de registros directos de tapir, observado entre los estudios basados en transectos y fototrampeo, surja de una diferencia en la efectividad de los métodos utilizados más que de un cambio en el tamaño poblacional de la especie. Entre las razones que pueden explicar este contraste están las siguien-

tes: el tiempo en el que era posible observar al tapir en los muestreos basados en transectos se reducía a unas pocas horas por día (temprano por la mañana); en cambio, en el estudio de fototrampeo el monitoreo era continuo las 24 horas del día, a menos que las cámaras sufrieran algún desperfecto. Por otra parte, como las fototampas son prácticamente silenciosas, utilizan flashes infrarrojos y son de un tamaño muy reducido, se minimiza la posibilidad de alterar la conducta del tapir y se aumenta la probabilidad de registrarlo.

En términos generales, los estudios de fototrampeo tienen un potencial muy grande de ge-

nerar información detallada sobre la actividad del tapir, que puede ser estandarizada para permitir comparaciones entre estudios realizados en distintos momentos o localidades (figura 1; O'Connell *et al.*, 2010). Sin embargo, es importante no soslayar que, si bien tienen una gran cantidad de ventajas, los estudios de fototrampeo no dejan de requerir una inversión considerable de dinero y esfuerzo para su ejecución. Por esta razón resulta fundamental planear con sumo cuidado todos los aspectos relacionados con la realización de este tipo de estudios en sus principales etapas: 1) diseño de muestreo para la toma de datos,



**Figura 1.** Ejemplos de fotografías obtenidas con fototampas en donde se observan distintas características y comportamientos del tapir. Las fotografías de las filas primera y segunda corresponden a fototampas colocadas en la Reserva de la Biosfera Montes Azules. Las fotografías de la tercera fila se obtuvieron en la Reserva de la Biosfera EL Triunfo. Ambas reservas se ubican en el estado de Chiapas.

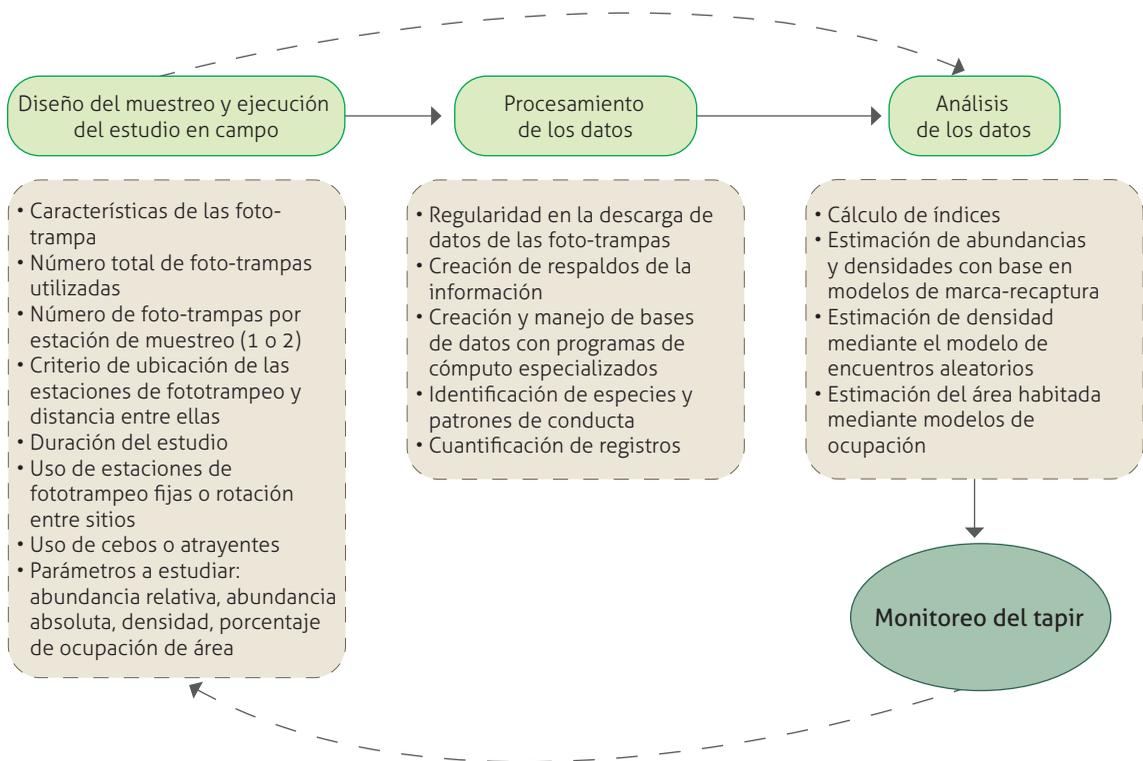
2) procesamiento de la información y 3) análisis de datos (figura 2).

Considerando que en el capítulo 10 de esta misma obra se abordan aspectos relacionados con el diseño del muestreo para estudios de tapir basados en fototrampeo, este capítulo se enfoca en revisar y discutir aspectos relacionados con la utilización de métodos novedosos que pueden ser aplicados para el procesamiento y análisis de la información derivada de estudios de fototrampeo con este mamífero.

## ORGANIZACIÓN Y MANEJO DE BASES DE DATOS GENERADAS EN ESTUDIOS DE FOTOTRAMPEO

### IDENTIFICACIÓN DE ESPECIES EN IMÁGENES DE FOTOTRAMPAS

Extraer información de las imágenes obtenidas con fototrapas continúa siendo una tarea laboriosa y demandante de tiempo. En la mayoría de los proyectos, investigadores, estudiantes o voluntarios examinan cada fotografía para identificar las imágenes con presencia de animales para, posteriormente, realizar la identificación taxonómica de la especie capturada. Contar con herramientas



**Figura 2.** Componentes básicos de un proyecto de monitoreo de tapir, en el que se señalan algunos de los puntos más importantes a considerar para su implementación. Las flechas sólidas indican la secuencia en la que se desarrolla el monitoreo. Las flechas puntuadas indican la influencia que un componente del monitoreo puede tener sobre otros elementos del mismo; por ejemplo, cuando las fototrapas se colocan al azar es posible aplicar el método de encuentros aleatorios. Asimismo, es importante resaltar que este proceso debe hacerse con la intención de obtener repeticiones a lo largo del tiempo, de tal forma que se refine el diseño de muestreo y se obtenga información cada vez más precisa sobre las tendencias poblacionales del tapir.

que permitan un procesamiento mucho más eficiente de las imágenes de fototrampeo, empezando por distinguir con mayor rapidez la presencia o ausencia de animales en las imágenes, sería sin duda de gran ayuda para los grupos de trabajo o investigadores independientes que están acumulando datos a una velocidad mayor que su capacidad para procesarlos. Afortunadamente existen avances significativos en este sentido. A continuación exponemos dos ejemplos recientes que emplean tecnología computacional de frontera.

Yu *et al.* (2013), inspirados en el área de reconocimiento de imágenes, desarrollaron un algoritmo de reconocimiento automático de especies basado en una combinación de dos métodos: ScSPM (*sparse coding spatial pyramid matching*) y cLBP (*cell structured local binary patterns*). El primero permite extraer información de la silueta de los animales, mientras que el segundo es más efectivo describiendo la textura (p.e. variación en las tonalidades) de la piel. Yu y colaboradores (2013) probaron su método usando 7 196 fotografías de 18 especies de mamíferos obtenidas de fototampas colocadas en dos hábitats: un bosque húmedo tropical en Panamá y un bosque templado en los Países Bajos, encontrando en general una exactitud de 82%. Algunos animales, como el ratón de la madera (*Apodemus sylvaticus*), fue 100% reconocido correctamente, mientras que con otros animales, como la paca (*Cuniculus paca*), el ocelote (*Leopardus pardalis*), el venado rojo (*Cervus elaphus*) y el cerdo europeo (*Sus scrofa*), se logró una exactitud de 90%. Como era de esperarse, en ciertas especies, como el venado temazate, que comparte rasgos similares con el venado cola blanca, la identificación correcta resultó más difícil y sólo obtuvo una exactitud de 58% (Yu *et al.*, 2013).

Enfoques aún más recientes, como el propuesto por Norouzzadeh *et al.* (2018), usan inteligencia artificial llamada “redes neuronales profundas” (*deep neural networks*) para automatizar el

reconocimiento de imágenes de animales logrando casi 100% de exactitud. Además de extraer información sobre la especie, también automatiza el conteo del número de individuos, detecta la presencia de juveniles e identifica si los animales están en movimiento, descansando o alimentándose. Uno de los requisitos del algoritmo de “*deep learning*” (véase glosario) es que requiere grandes cantidades de datos etiquetados (p.e. imágenes en donde las especies ya han sido previamente identificadas) para el entrenamiento de las redes. Norouzzadeh *et al.* (2018) entrenaron su algoritmo con una base pública que contiene 1.2 millones de eventos de captura (secuencia de tres fotos tomadas en cada detección) de 48 especies de vertebrados (mamíferos y aves) proveniente del proyecto de fototrampeo más grande del mundo que se ha publicado hasta la fecha (Swanson *et al.*, 2015). Este proyecto, llamado “Snapshot Serengeti”, fue establecido para evaluar la dinámica espaciotemporal de grandes depredadores y sus presas en el Parque Nacional Serengeti (Tanzania) mediante una red de 225 fototampas que han funcionado ininterrumpidamente desde 2011 en un área de 1 125 km<sup>2</sup>. El proyecto se ha valido de una página web de ciencia ciudadana, en donde han participado más de 60 mil voluntarios, para procesar millones de fotografías. Los voluntarios reportaron que de las 3.2 millones de fotografías, 75% no contenía animales, es decir, se trataba de fotografías que capturaron actividades ocasionadas posiblemente por el movimiento de ramas, insectos o la lluvia. Se estimó que una sola persona necesitaría trabajar 40 horas semanales durante 14.6 años para procesar toda esta información (Norouzzadeh *et al.*, 2018). La primera tarea que resolvió el método de Norouzzadeh *et al.* (2018) fue distinguir entre imágenes con animales e imágenes vacías. La siguiente tarea consistió en calcular la probabilidad de que una imagen correspondiera a una de las 48 posibles especies. El sistema logró alcanzar 96.6% de la exactitud

lograda por los voluntarios, pero ahorrando una extraordinaria cantidad de tiempo.

Si bien el *deep learning* funciona mejor cuando se cuenta con gran número de imágenes previamente etiquetadas, los autores afirman que aún los proyectos pequeños pueden beneficiarse a través de lo que llaman “transferencia de aprendizaje”. En este enfoque, la red primero se entrena con imágenes disponibles de otras bases de datos grandes y luego el algoritmo se entrena con una base de datos más pequeña de la fauna local. El conocimiento aprendido con la primera base es reutilizado para clasificar la segunda más pequeña. El software para usar esta tecnología en proyectos propios es de código abierto y está disponible en el siguiente sitio web: <[https://github.com/Evolving-Al-Lab/deep\\_learning\\_for\\_camera\\_trap\\_images](https://github.com/Evolving-Al-Lab/deep_learning_for_camera_trap_images)>.

En Latinoamérica también se están llevando a cabo iniciativas que buscan facilitar el procesamiento de datos de fototrampeo. En Colombia, a través de una colaboración entre el Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH) y la Universidad de Antioquia, se lanzó la tercera versión de Naira, una herramienta para el manejo y procesamiento de imágenes de fototrampeo que auxilia en el proceso de identificación de especies (Castelblanco *et al.*, 2017). Esta herramienta permite identificar las imágenes con o sin animales y luego distingue aquellas con aves o mamíferos. A continuación, clasifica las fotografías de mamíferos en 20 posibles géneros otorgándoles un valor de probabilidad. Esto lo hace con base en un diccionario de palabras visuales que describe cada especie y que se ha incorporado previamente al algoritmo. Desafortunadamente, dentro de estos 20 géneros no se encuentra aún el tapir, pero el equipo sigue trabajando para incluir más géneros y lograr la identificación hasta especie. El programa puede ser usado libremente con fines académicos (<<http://sistemic.udea.edu.co/es/investigacion/proyectos/camaras-trampa/>>).

En México, la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio) está trabajando también en un algoritmo para la identificación de especies con imágenes obtenidas de fototrampeo. De nuevo, para que el algoritmo sea entrenado correctamente se requiere de un gran número de imágenes etiquetadas por especie. Para lograr esto es imprescindible colaborar con el acervo de fotografías de la Fototeca Nacional de Fauna en Vida Silvestre. Esto, por supuesto, también funcionará como un sitio de resguardo para todas las imágenes obtenidas a partir de los diversos proyectos de fototrampeo que se realizan en el país (M. Munguía, com. pers.).

#### **PROGRAMAS PARA PROCESAMIENTO DE LOS DATOS DERIVADOS DE LAS IMÁGENES DE FOTO-TRAMPEO**

El siguiente paso, luego de clasificar las imágenes y catalogarlas con el nombre específico, es recuperar la información de los metadatos de las imágenes digitales producidas por las fototampas. Estos metadatos incluyen como mínimo la fecha y hora de cada fotografía, pero también, dependiendo del modelo de la fototrampa, puede tener información sobre variables ambientales, como la temperatura y la fase lunar. Usar hojas de cálculo con datos capturados a mano, además de ser ineficiente, aumenta de manera importante la probabilidad de cometer errores. Actualmente existen varias propuestas metodológicas que permiten con mayor o menor éxito el procesamiento de la información de fototrampeo (Harris *et al.*, 2010; Tobler 2010; Mendoza *et al.*, 2011; Ivan y Newkirk, 2016). Estas propuestas generalmente combinan el uso de paquetes de cómputo comerciales con programas o rutinas elaboradas *ex profeso*. Scotson *et al.* (2017) revisaron ocho programas y plataformas disponibles para el manejo de datos de fototrampeo. A continuación sintetizamos las características más importantes de

algunos de los programas comparados por estos autores para que los lectores tengan una visión general de las opciones disponibles.

**i. Wild.ID** (<<https://www.wildlifeinsights.org/team-network>>) es un programa originalmente desarrollado para apoyar el manejo de datos de la red TEAM (Tropical Ecology Assessment and Monitoring Network), un proyecto global de monitoreo de comunidades de vertebrados terrestres. Wild.ID puede manejar más de 100 mil imágenes, es gratuito y corre en múltiples sistemas operativos. Funciona localmente en el computador personal y sólo requiere conexión a internet para registrarse en la página web y obtener *pluggins* o actualizaciones periódicas. Wild.ID permite importar los archivos de imágenes y hacer anotaciones, como el nombre de la especie, el número de animales observados y el nombre de quien realizó la identificación (figura 3a). Esta herramienta también permite exportar una base de datos, en un formato estandarizado, que contiene los metadatos de las imágenes (Team Network, 2017).

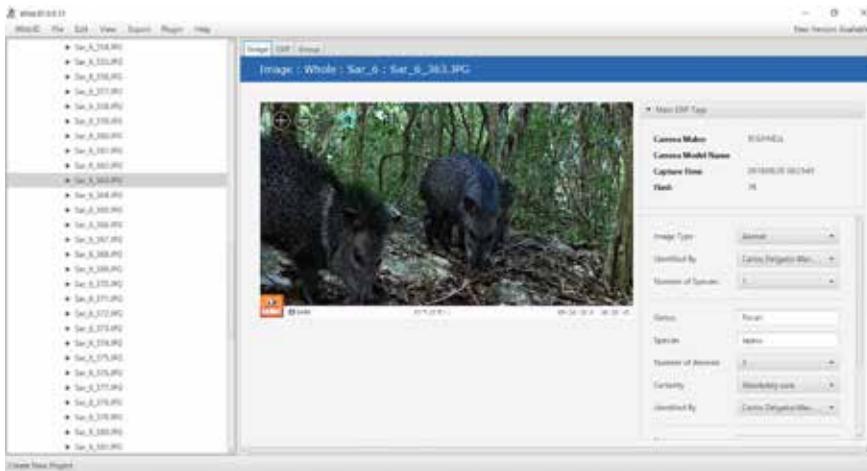
**ii. Camera Base** (<<http://www.atrium-biodiversity.org/tools/camerabase/>>) y CPW Photo Warehouse (Ivan y Newkirk, 2016) son extensiones de Microsoft Access®. Camera Base sólo corre en Windows®, mientras que CPW Photo Warehouse lo hace sobre MacOS y Linux instalando Windows® en una máquina virtual. Cualquiera de ellos puede manipular hasta dos millones de imágenes. Camera Base identifica automáticamente si las fotografías fueron tomadas durante el día, la noche, el amanecer o el atardecer; también permite manejar las imágenes provenientes de estaciones de fototrampeo con dos cámaras que registran ambos flancos del animal para hacer su reconocimiento individual (Tobler, 2010; figura 3b). Por su parte, CPW Photo Warehouse tiene la característica de permitir la identificación por múltiples obser-

vadores, lo que facilita alcanzar un consenso al realizar la identificación a nivel individual (Ivan y Newkirk, 2016).

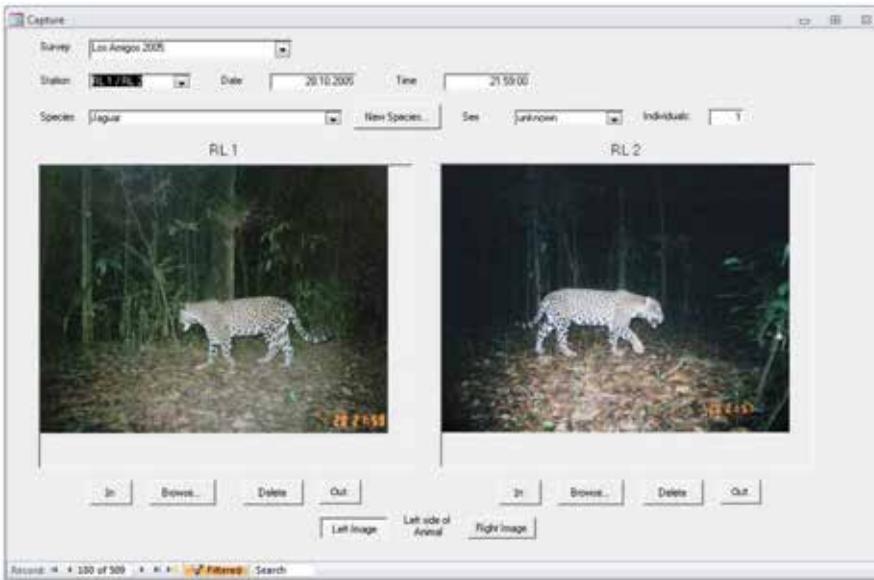
**iii. eMammal** (<<https://emammal.si.edu/about>>) y Agouti (<<https://agouti.eu>>) son dos ejemplos de programas desarrollados con fines muy específicos, que después experimentaron una ampliación de su enfoque. eMammal es utilizado por científicos y también por personas que participan dentro de proyectos de ciencia ciudadana. Las fotografías que se suben a este programa son almacenadas en el Instituto Smithsonian. eMammal funciona localmente, pero requiere acceso a internet para bajar la información del proyecto y subir las imágenes y metadatos. Agouti es una iniciativa de la Universidad de Wageningen que funciona exclusivamente en línea y es de las pocas herramientas que soporta imágenes y videos. eMammal y Agouti son las únicas opciones presentadas por Scotson *et al.* (2017) que no son gratuitas. eMammal cobra 150 dólares por subir el proyecto a su página web, más una cuota mensual por cámara que varía según su número total entre 3.87 y 4.19 dólares. En Agouti los costos operativos son compartidos por los usuarios y los estudiantes pueden usarlo sin pagar. Ambas herramientas pueden procesar un número ilimitado de fotografías.

**iv.** Finalmente, otra opción que vale la pena destacar es camtrapR, un paquete de R, libre y con capacidad de almacenamiento de imágenes ilimitadas (Niedballa *et al.*, 2017). A diferencia de las opciones anteriores camtrapR requiere contar con algunas habilidades de programación. Este paquete permite manejar todo el flujo de trabajo, desde la organización y etiquetado de imágenes,

a)



b)

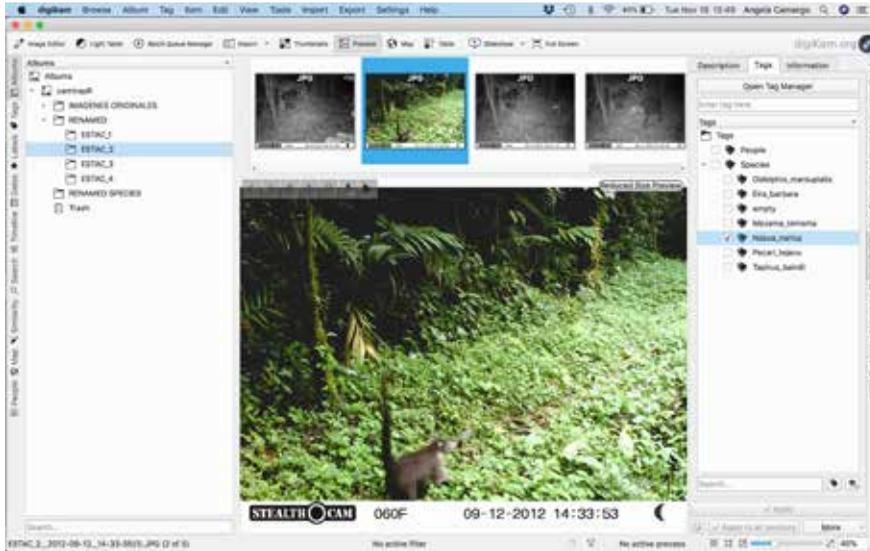


c)

Station	Species	DateTimeOriginal	Date	Time	delta.time.secs	delta.time.mins	delta.time.hours	delta.time.days
Station1	<i>Dasyopus novemcinctus</i>	2012-09-19 22:08:44	2012-09-19	22:08:44	0	0	0	0
Station1	<i>Didelphis marsupialis</i>	2012-09-27 00:28:09	2012-09-27	00:28:09	0	0	0	0
Station1	<i>Leopardus wiedii</i>	2012-09-21 21:04:45	2012-09-21	21:04:45	0	0	0	0
Station1	<i>Mazama temama</i>	2012-08-29 09:50:21	2012-08-29	09:50:21	0	0	0	0
Station1	<i>Pecari tajacu</i>	2012-09-12 08:27:59	2012-09-12	08:27:59	0	0	0	0
Station1	<i>Pecari tajacu</i>	2012-09-12 18:50:23	2012-09-12	18:50:23	37344	622	10.4	0.4
Station1	<i>Pecari tajacu</i>	2012-09-16 15:43:01	2012-09-16	15:43:01	334358	5573	92.9	3.9
Station1	<i>Tapirus bairdii</i>	2012-09-02 02:48:11	2012-09-02	02:48:11	0	0	0	0
Station2	<i>Mazama temama</i>	2012-09-28 08:20:31	2012-09-28	08:20:31	0	0	0	0

Figura 3. Ejemplos de pantallas de varios de los programas descritos para el procesamiento y manejo de datos de fototrampeo. a) Ejemplo de una pantalla del programa Wild.ID, en el que se observa el tratamiento dado a cada fotografía. Nótese que en la parte derecha se registran los datos, como nombre de la especie, número de individuos y nombre de la persona que hizo la identificación. Estos datos quedarán incorporados como metadatos del archivo en formato EXIF. b) Ejemplo de una pantalla del programa Camera Base en el que se observa cómo se procesan imágenes tomadas del mismo animal en una estación de fototrampeo pareada. c) Formato de salida de metadatos en el paquete camtrapR. d) Ejemplo de una pantalla del programa Digikam®, en el que se muestra una fotografía con un animal que está etiquetado. Estos datos quedarán incorporados como metadatos del archivo en formato EXIF y son reconocidos automáticamente en el paquete camtrapR.

d)



identificación de especies e individuos, extracción de datos, tabulación y visualización de resultados hasta la exportación para otros análisis (figura 3c). Para clasificar las especies existen dos opciones: la primera es crear subcarpetas con los nombres de cada especie y mover manualmente las imágenes de cada especie a su respectiva carpeta; la segunda opción es poner una etiqueta a cada foto con un editor de imágenes como digiKam® (figura 3d). La ventaja de usar este programa externo es que, si aparecen dos especies en la misma fotografía, el archivo de la imagen puede recibir las dos etiquetas y esto quedará automáticamente guardado en los metadatos del archivo (López-Tello y Mandujano, 2017).

Todos estos programas exportan los metadatos en el formato EXIF, que es estándar para archivos de imágenes. Todos, excepto Wild.ID y eMammal permiten la identificación a nivel individual. Todos producen archivos de salida en formato .csv (valores separados por comas) que pueden ser leídos fácilmente en hojas de cálculo como Microsoft Excel. Camera Base, camtrapR y cpw Photo Warehouse generan archivos de sali-

da en formatos específicos que pueden ser leídos directamente con otros programas (p.e. Capture, Mark y PRESENCE) para realizar análisis de uso común en el estudio de poblaciones de vertebrados silvestres, como modelos de ocupación, captura-recaptura y la descripción de los patrones de actividad temporales y espaciales.

En un análisis más reciente, Young *et al.* (2018) agregaron cuatro nuevos programas a los examinados por Scotson *et al.* (2017); estos son: Renamer y CamTrap (Harris *et al.*, 2010), ViXeN (Ramachandran y Devarajan, 2018), Camelot (Hendry y Mann, 2018) y Snoopy (Smedley y Terdal, 2014). La elección del programa a utilizar debe adecuarse a las necesidades técnicas y operativas del proyecto (para más información sobre las características de estos programas véase cuadro 1 en Young *et al.*, 2018).

## ANÁLISIS DE LOS DATOS OBTENIDOS EN ESTUDIOS DE FOTOTRAMPEO

Un dato obtenido del fototrampeo que de inicio permite contar con un indicador de la abundancia del tapir, es el número de fotos registradas por

Cuadro 1. Estimaciones de la densidad del tapir obtenidas con base en estudios de fototrampeo. Se presentan datos del tapir brasileño (*Tapirus terrestris*) como punto de comparación y por la escasez de datos publicados para *T. bairdii*

Especie	Núm. de individuos/km <sup>2</sup>	Método	Tipo de hábitat	Fuente
<i>Tapirus bairdii</i>	0.07-0.24	REM	Bosque de coníferas, bosque mesófilo de montaña, bosque tropical perennifolio	Lavariega <i>et al.</i> , 2016
<i>T. bairdii</i>	0.12	REM <sup>1</sup>	Bosque mesófilo de montaña	Carbajal-Borges <i>et al.</i> , 2014
<i>T. bairdii</i>	0.13-0.55	REM	Bosque mesófilo de montaña	Vázquez-Camacho, 2018
<i>T. bairdii</i>	0.32	Captura-recaptura	Bosque mesófilo de montaña	Botello <i>et al.</i> , 2017
<i>T. bairdii</i>	2.93	Captura-recaptura	Bosque mixto de encino	González-Maya <i>et al.</i> , 2012
<i>T. terrestris</i>	0.32	MCRBEE <sup>2</sup>	Bosque tropical perennifolio	Tobler <i>et al.</i> , 2014

<sup>1</sup> REM: Método de encuentros aleatorios.

<sup>2</sup> Modelo de captura-recaptura bayesiano espacialmente explícito.

esfuerzo de muestreo. Resulta lógico pensar que el número de fotos que se registran de la especie de interés puede funcionar como un estimador de su abundancia. De esta manera, frecuentemente se realiza un cálculo que consiste en dividir el número de registros fotográficos “independientes” entre el número de días cámara-trampa (véase glosario) que duró el estudio; el resultado de esta división es posteriormente multiplicado por 100 o 1 000 para expresarlo por 100 o 1 000 días cámara-trampa, respectivamente. Desafortunadamente este estimador presenta varios problemas que comienzan incluso con su nombre. En algunos casos se refiere a este cálculo como un “índice de abundancia relativa”, lo cual resulta confuso, ya que ese término se utiliza frecuentemente cuando se cuenta con información de varias especies en una localidad y, por lo tanto, se calcula una medida de la abundancia de una especie con respecto a otras (Colwell, 2009). Por las razones que se explican a continuación es probable que este índice equivalga a un estimador combinado de la actividad y abundancia de la especie, más otras cosas. Un segundo problema con este índice tiene que ver con la definición de lo que se pueden considerar “registros independientes”. Este concepto parte del reconocimiento que un mismo animal puede

pasar de manera repetida enfrente de una misma fototrampa produciendo múltiples registros, incluso en lapsos de tiempo corto. Como una vía para evitar que una conducta de este tipo “inflen” las estimaciones de abundancia de las especies, se han empleado distintos intervalos de tiempo para agrupar los registros fotográficos, por ejemplo, 1 hora o 24 horas (Carbajal-Borges *et al.*, 2014; Lira *et al.*, 2014). Desafortunadamente no se ha realizado una discusión profunda sobre la solidez de estos criterios. Si bien resulta lógico pensar que agrupar los registros de una misma especie, obtenidos en una misma cámara-trampa, disminuye la posibilidad de sobreestimar su abundancia, no queda claro en qué grado agrupar los registros los hace independientes. Por ejemplo, si una cámara-trampa se coloca sobre un sendero o al borde de una aguada, es bastante factible que incluso si los registros correspondientes se agrupan usando intervalos de 24 horas, se estén registrando los mismos individuos de manera repetitiva.

A las limitaciones de este estimador de la abundancia se agrega el hecho de que el número de fotos que se registran de una especie no sólo es función de su abundancia, sino también de la probabilidad de detectarla dado que está presente. En programas de monitoreo que se realizan en

un mismo sitio, la variación en la probabilidad de detección puede que no represente un problema muy serio; sin embargo, cuando se realizan comparaciones entre distintos sitios, con distintas características ambientales, se corre el riesgo de que exista un sesgo importante en el uso del número de fotos como un índice de abundancia. Resulta evidente, por lo tanto, que se requiere un análisis profundo de la utilidad de este estimador de la abundancia en estudios de especies amenazadas como el tapir y, en su caso, de los cuidados que hay que tener para su cálculo e interpretación. Por lo pronto, sugerimos remplazar el nombre de índice de abundancia relativa por otras alternativas (p.e. índice de encuentro o frecuencia de captura; véase glosario) y, en la medida de lo posible, utilizar métodos independientes para calibrar su desempeño como estimador de la abundancia (Jennelle *et al.*, 2002).

### **IDENTIFICACIÓN DE TAPIRES A NIVEL INDIVIDUAL**

Los estudios de fototrampeo permiten identificar individuos de especies de mamíferos que presenten patrones de marcas naturales (p.e. manchas o bandas) o cicatrices (Karanth y Nichols, 1998; Mendoza *et al.*, 2011). En su versión más simple, la identificación de individuos por este medio permite contar con una estimación del número mínimo de individuos presentes en la zona de estudio (véase glosario). En su versión más elaborada, la identificación individual permite la aplicación de modelos de marcaje y recaptura que originalmente estuvieron restringidos a animales que es posible capturar y marcar con grapas o bandas numeradas (Nichols, 1992).

En estudios de unos cuantos días se puede asumir que la población bajo estudio es “cerrada”, es decir, que la inmigración o emigración de individuos hacia otras zonas o las muertes y nacimientos no afecta de manera notable el tamaño de la población (véase glosario). En estos casos,

la historia de cómo distintos individuos son registrados (o no) durante el estudio constituye la materia prima para las estimaciones de abundancia mediante los modelos de marcaje-recaptura (Nichols, 1992; véase glosario). En comparación, cuando se cuenta con varios registros de captura espaciados a lo largo del tiempo (p.e. cuatro muestreos de cinco días cada uno a lo largo de un año) no es adecuado considerar a la población bajo estudio como cerrada, ya que es muy probable que la inmigración/nacimiento de nuevos individuos o su muerte/emigración tengan un efecto importante en la abundancia de la especie (véase glosario). En este caso es necesario utilizar métodos que explícitamente incorporen el efecto de ingresos y egresos de individuos en la dinámica poblacional (p.e. modelos para poblaciones abiertas; véase glosario). Tanto los modelos para poblaciones cerradas, como los empleados con poblaciones abiertas, suponen que las marcas que se utilizan para identificar a los individuos no se confunden y no cambian con el tiempo (Yoshizaki *et al.*, 2009).

Son pocos los estudios que se han enfocado en realizar identificación de individuos de tapir mediante fototrampeo y sus resultados son un tanto contradictorios. Por una parte, Trolle *et al.* (2008) obtuvieron un éxito muy alto al identificar individuos de tapir brasileño (*Tapirus terrestris*) en la región del Pantanal. En 28 de 35 registros, Trolle *et al.* (2008) fueron capaces de asignar una identidad definitiva con base en la presencia de cicatrices en el cuerpo, la identificación del sexo del individuo, la presencia de manchas en el abdomen y las extremidades, la forma y longitud de la cola, la presencia de marcas en la cara y manchas y rasgaduras en las orejas. Sólo en siete casos no les fue posible asignar con certeza una identidad a los tapires registrados fotográficamente. Desafortunadamente, en su estudio Trolle *et al.* (2008) no proporcionaron detalles sobre el procedimiento seguido para evaluar la confiabilidad de

la identificación. Este punto es muy relevante, ya que Mendoza *et al.* (2011), trabajando con gato montés (*Lynx rufus*), una especie aparentemente idónea para la identificación individual a través de fotografías por presentar manchas distintivas en su pelaje, encontraron que puede existir una variación notable en la capacidad de identificación que tiene una persona conforme va adquiriendo niveles más avanzados de entrenamiento. Asimismo, estos autores evidenciaron que es muy importante implementar una fase progresiva de entrenamiento de la gente encargada de realizar la identificación para homogeneizar sus criterios.

Por otra parte, Oliveira-Santos *et al.* (2010) evaluaron la posibilidad de realizar identificaciones certeras de individuos de tapir con base en imágenes generadas por fototampas. Estos autores tomaron ventaja de la existencia de un encierro de 200 ha al sur de Brasil, en donde se mantenían en cautiverio ocho tapires. Dentro de este encierro colocaron un conjunto de cuatro fototampas que se mantuvieron trabajando continuamente por espacio de un año y se rotaron alternativamente entre catorce estaciones de muestreo. En este periodo se acumularon 127 fotografías de tapir, 55 del flanco derecho, 40 del izquierdo y 30 de frente. Las 55 fotografías correspondientes al flanco derecho de los tapires fueron enviadas a 30 investigadores con experiencia en estudios de fototrampeo, a los que se les solicitó contestaran las siguientes preguntas: 1) ¿cuántas de las fotografías habría que descartar por no ser útiles para la identificación?, 2) ¿cuántos individuos era posible identificar? y 3) ¿qué partes o características de los animales resultaban más relevantes para realizar la identificación? Catorce de los 30 investigadores a los que se les solicitó su ayuda respondieron el cuestionario; sin embargo, dos respondieron que fueron incapaces de hacer cualquier identificación después de tratar por unas cuantas horas (Oliveira-Santos *et al.*, 2010). Los investigadores que sí lograron hacer

identificaciones estimaron que el conjunto de imágenes que recibieron incluía entre 4 y 14 individuos. Esto representó una subestimación de 50% y una sobreestimación de 75% en el número real de tapires presentes. Este resultado pone en evidencia el alto riesgo que existe de identificar erróneamente tapires a nivel individual y llama la atención sobre la importancia de implementar protocolos bien diseñados para entrenar a la gente que se va a hacer cargo de la identificación y para evaluar la confiabilidad de sus resultados.

Una diferencia entre los estudios de Trolle *et al.* (2008) y Oliveira-Santos *et al.* (2010) es que en el primero, en donde se reporta una efectividad alta en el proceso de identificación, se utilizaron fototampas pareadas (p.e. colocadas una enfrente de la otra), con el fin de obtener de manera simultánea imágenes de ambos flancos de los tapires registrados. Resulta razonable pensar que el uso de dos fototampas en cada sitio puede aumentar la probabilidad de obtener imágenes de buena calidad y por ende mejorar las posibilidades de realizar identificaciones certeras de los tapires. Sin embargo, el hecho de que en el estudio de Trolle *et al.* (2008) no se describa de manera explícita cómo esta información adicional fue incorporada para hacer más eficiente el proceso de identificación hace difícil juzgar su validez. Por otra parte, es importante considerar que el uso de dos fototampas por sitio requiere aumentar la cantidad de equipo utilizado o, alternativamente, reducir el número de sitios que son monitoreados simultáneamente.

De manera más reciente, Vázquez-Camacho (2018) aplicó el método de marcaje-recaptura para estimar la densidad de tapires en la región mixte de Oaxaca. Su estimación a nivel regional fue de 0.48 individuos/km<sup>2</sup>, que corresponde a la densidad más alta de la especie en el país. Estos valores de densidad altos coincidieron con lo hallado mediante el método que se describe en la siguiente sección.

**ESTIMACIONES DE ABUNDANCIA  
DE TAPIR MEDIANTE FOTOTRAMPEO  
SIN LA NECESIDAD DE REALIZAR  
IDENTIFICACIONES INDIVIDUALES**

Existen otras alternativas para estimar la abundancia y densidad de las poblaciones de tapir a partir de información obtenida con estudios de fototrampeo que han sido muy poco exploradas. Una de las más recientes fue propuesta por Rowcliffe *et al.* (2008) y se basa en un enfoque que ha sido examinado durante largo tiempo en estudios biológicos (Hutchinson y Waser, 2007; véase glosario). Este método, llamado modelo de encuentros aleatorios (REM por sus siglas en inglés), tiene su fundamento en lo que en primera instancia puede lucir una abstracción un tanto extrema. Parte de establecer un símil entre el movimiento de partículas de gas y el movimiento de la fauna (Rowcliffe *et al.*, 2008). Existen, en el campo de la física, modelos que han sido utilizados por largo tiempo para describir los patrones de colisión de partículas de gas que se mueven de manera aleatoria (Hutchinson y Waser, 2007). Basados en este tipo de modelos, Rowcliffe *et al.* (2008) derivaron su modelo de encuentros aleatorios, el cual permite describir la tasa de contacto entre animales en movimiento y fototrapas que aparecen como puntos fijos en el espacio. A partir de este método se pueden obtener estimaciones de abundancia sin la necesidad de realizar identificación de individuos. Para aplicar este modelo se requiere contar con información sobre un conjunto de parámetros que describen características de las fototrapas y de los animales estudiados. En el caso de las fototrapas es necesario contar con estimaciones precisas de su área de detección (véase glosario), en la que son capaces de registrar la presencia de un animal (Rowcliffe *et al.*, 2011). Por otra parte, es necesario saber si la fauna estudiada se desplaza de manera individual o grupal (en este último caso es necesario tener información del tamaño promedio del grupo), así como

su velocidad promedio de desplazamiento diario (Rowcliffe *et al.*, 2008). El área efectiva de detección de las fototrapas es un parámetro relativamente fácil de obtener (Rowcliffe *et al.*, 2011).

En el caso del tapir, su desplazamiento es, generalmente, de manera individual, pero existe poca información sobre su velocidad. Sería ideal que los estudios enfocados en aplicar el método de encuentros aleatorios para estimar la densidad del tapir pudieran contar con información sobre la velocidad de desplazamiento específica para su sitio de estudio, ya que es muy probable que características como la topografía del terreno tengan un efecto sobre esta variable. Sin embargo, en general, son escasos los estudios que han obtenido este tipo de información para el tapir, en gran medida por el esfuerzo y cuidados que involucra la captura de tapires silvestres para colocarles radio-collares o dispositivos que puedan ser rastreados vía satélite (Foerster y Vaughan, 2002). En virtud de estas circunstancias, una alternativa para aplicar el método REM es utilizar información sobre la velocidad de desplazamiento del tapir obtenida en una zona con características lo más similares posibles a las del sitio donde se quiere aplicar este método o tratar de estimar este parámetro a partir de los registros mismos que se obtienen en las fototrapas (Rowcliffe *et al.*, 2011).

Una pregunta inmediata que surge con respecto al método de encuentros aleatorios es: ¿cuál es su capacidad para estimar con exactitud la abundancia poblacional? En el mismo artículo donde presentan su método, Rowcliffe *et al.* (2008) lo ponen a prueba al comparar las estimaciones de densidad obtenidas mediante el REM, con las obtenidas a través del conteo directo de individuos de cuatro especies de mamíferos: la mara patagónica (*Dolichotis patagonum*), el wallabi de Bennet (*Macropus rufogriseous*), el ciervo acuático chino (*Hydropotes inermis*) y el muntíaco de Reeves (*Muntiacus reevesi*), presentes en un encierro de 226 ha. Estos autores encontraron que, para tres

de las cuatro especies, las densidades estimadas mediante el REM fueron muy similares a las determinadas mediante el conteo directo de los animales. La excepción fue el caso de la mara patagónica, en la que la estimación de densidad obtenida mediante el REM fue 86% menor que la obtenida con base en los conteos directos (Rowcliffe *et al.*, 2008). Esta discrepancia en las estimaciones de densidad de la mara patagónica, obtenidas por los dos métodos, fue interpretada por los autores como consecuencia de un posicionamiento inadecuado de las fototrampas con respecto al área del encierro que era utilizada preferentemente por esta especie. Posteriormente, Rovero y Marshall (2009) aplicaron el REM en seis localidades en los bosques de las montañas de Tanzania, para obtener estimaciones de densidad del pequeño antilope Duiker de Harvey (*Cephalophus harveyi*), que compararon con estimaciones de densidad derivadas de conteos a lo largo de transectos. Estos autores encontraron que las estimaciones de densidad, derivadas del uso del REM, estuvieron altamente correlacionadas ( $r = 0.95$ ) con las obtenidas del análisis de los avistamientos en los transectos, pero fueron sistemáticamente mayores (Rovero y Marshall, 2009). Desafortunadamente, dado que en este caso no se conocían las densidades reales de la especie estudiada, resulta complicado distinguir cuál de los métodos produjo las estimaciones más exactas. De cualquier modo, estos resultados parecen apoyar la posibilidad de que el REM constituye una opción útil para la estimación de la densidad de especies en donde no se puede realizar identificación individual, la cual, de acuerdo con los autores del estudio, puede resultar de menor costo que los métodos basados en recorridos de transectos.

En años recientes este método se ha comenzado a aplicar para el estudio del tapir. El primer estudio que utilizó el REM para calcular la densidad del tapir fue el de Carbajal-Borges *et al.* (2014) en la Reserva de la Biosfera de El Triunfo

(REBITRI), Chiapas. Por la carencia de información sobre la velocidad de desplazamiento de la especie en el sitio se utilizó información de la especie *T. pinchaque*, la cual fue obtenida mediante el uso de radio collares en una región con una orografía accidentada como la REBITRI. Se disminuyó y aumentó el valor de este parámetro para examinar en qué medida se afectaba la estimación de densidad. La determinación del área de detección de las cámaras se hizo en el campo. La densidad estimada de tapir para esta área fue de 0.12 individuos/km<sup>2</sup> con un intervalo de confianza del 95% de 0.03-0.25 tapires/km<sup>2</sup>; este valor cae dentro del ámbito de variación de estimaciones de densidad previas de esta especie en diferentes bosques tropicales. Posteriormente, este método ha sido aplicado por Lavariega *et al.* (2016) obteniendo una densidad de entre 0.07-0.24 individuos/km<sup>2</sup> en la Sierra Madre de Oaxaca y por Vázquez-Camacho (2018) para la región mixe, también de Oaxaca, obteniendo un estimado de 0.13-0.55 individuos/km<sup>2</sup>. El futuro de la aplicación de este método para estimar la densidad del tapir de manera estandarizada resulta promisorio; sin embargo, resulta muy importante obtener estimaciones de la velocidad de desplazamiento de la especie en distintos tipos de ecosistemas, para evaluar su variación, así como contrastar las estimaciones de este método con otras obtenidas de manera independiente.

#### **MODELOS DE OCUPACIÓN PARA ESTIMACIONES INDIRECTAS DE LA ABUNDANCIA DEL TAPIR**

Un enfoque adicional que puede ser aplicado para generar información relacionada con la abundancia del tapir, con datos derivados del fototrampeo, se basa en el cálculo de la proporción de sitios que son ocupados por la especie dentro de un área de estudio. Se podría pensar que, esto se logra, simplemente registrando el número total de sitios en los que la especie es

fotografiada cuando se utiliza un conjunto de fototruampas que se mantienen activas en distintos puntos del área de muestreo. Sin embargo, en esta forma no se toma en cuenta el hecho de que, si bien, al obtener una imagen de la especie de interés en un sitio dado indica que se encuentra presente, no obtenerla en otro sitio no es prueba concluyente de que no haga uso del mismo. Esto resulta del hecho de que hay factores que pueden evitar que la especie sea registrada aun cuando esté presente. Por ejemplo, es posible que un animal pase cerca de la fototruampa pero fuera de su área de detección. En estudios en los que se cuenta con muestreos consecutivos de por lo menos unos cuantos días de duración en cada estación de fototrampeo es posible, como en el caso de los estudios de marcaje-recaptura referidos anteriormente, usar las historias de registro para estimar la probabilidad de detección (MacKenzie *et al.*, 2017). Una vez que se cuenta con una estimación de la probabilidad de detección es probable incorporarla en la determinación del área ocupada por la especie. Este enfoque es conocido como modelos de ocupación (MacKenzie *et al.*, 2006; ver Glosario). Una ventaja adicional de este tipo de modelos es que existen programas que han sido diseñados explícitamente para aplicarlos (p.e. PRESENCE: <<http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software/presence.html>>) y que permiten analizar el efecto que covariables, tales como la pendiente del terreno, el tipo de cobertura vegetal o la altitud, tienen para determinar la presencia de la especie de estudio en un punto dado.

## CONCLUSIONES

Además de la importante información que contienen, las imágenes que resultan de estudios de fototrampeo pueden ser impactantes por su be-

lleza y sumamente motivantes para los equipos que participan en generar la evidencia incontrovertible de la presencia de la especie estudiada. Por otra parte, estas imágenes representan un material excelente para realizar importantes tareas de difusión y aumentar la conciencia, entre la población en general, sobre la importancia que reviste la conservación de especies de fauna silvestre como el tapir. Es previsible que continúe la tendencia de desarrollo tecnológico que está permitiendo la existencia de fototruampas cada vez más pequeñas, eficientes y accesibles en términos económicos; esto va a facilitar la implementación de un número aún mayor de estudios de fototrampeo de mamíferos silvestres como el tapir. Es, por tanto, el momento de concentrar una mayor atención en la implementación de protocolos que permitan el procesamiento y análisis más eficiente de la información derivada de los estudios de fototrampeo y que por lo tanto faciliten la realización de estudios comparativos entre distintas áreas y momentos, así como la obtención de parámetros poblacionales (p.e. abundancia, densidad, patrones de actividad). De esta manera se podrán llegar a implementar programas de monitoreo de especies amenazadas, como el tapir, más eficientes que permitan evaluar de manera más exacta su estado de conservación y su respuesta a perturbaciones antropogénicas y acciones de manejo.

## AGRADECIMIENTOS

Agradecemos la invitación por parte de los editores de este libro para escribir este capítulo. Varias de las ideas elaboradas en este capítulo surgieron a partir de conversaciones con Juan Paulo Carballo Borges. El trabajo del personal de la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas asociado a la Reserva de la Biosfera de El Triunfo, Chiriquí, constituyó una fuente de inspiración para la elaboración de este trabajo. El Scott Neotropical Fund del Zoológico de Cleveland proporcionó

financiamiento para implementar un estudio de fototrampeo de tapir en la REBITRI que permitió a EM comenzar a abordar este tema estudio. Los autores contaron con el apoyo del Sistema Nacional de Investigadores durante la realización de este capítulo.

## REFERENCIAS

- Ahumada, J.A., C.E.F. Silva, K. Gajapersad, C. Hallam, J. Hurtado, E. Martin, A. McWilliam, B. Mugerwa, T. O'Brien, F. Rovero, D. Sheil, W.R. Spironello, N. Winarni y S.J. Andelman. 2011. Community structure and diversity of tropical forest mammals: data from a global camera-trap network. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 366:2703-2711.
- Botello, F., A.G. Romero-Calderón, J. Sánchez-Hernández, O. Hernández, G. López-Villegas y V. Sánchez-Cordero. 2017. Population density of Central American tapir (*Tapirella bairdii*) in cloud forest in Totontepec Villa de Morelos, Oaxaca, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 88:918-923.
- Camargo-Sanabria, A.A. y E. Mendoza. 2016. Interactions between terrestrial mammals and the fruits of two neotropical rainforest tree species. *Acta Oecologica* 73:45-52.
- Carbajal-Borges, J.P., O. Godínez-Gómez y E. Mendoza. 2014. Density, abundance and activity patterns of the endangered *Tapirus bairdii* in one of its last strongholds in southern Mexico. *Tropical Conservation Science* 7:100-114.
- Castelblanco, L.P., C.I. Narváez y A.D. Pulido. 2017. Methodology for mammal classification in camera trap images. *Ninth International Conference on Machine Vision (ICMV 2016)* 10341:1034101.
- Colwell, R.K. 2009. *Biodiversity: concepts, patterns, and measurement*. The Princeton guide to ecology.
- Foerster, C.R. y C. Vaughan. 2002. Home range, habitat use, and activity of Baird's tapir in Costa Rica. *Biotropica* 34:423-437.
- González Maya, J.F., J. Schipper, B. Polidoro, A. Hoepker, D. Zárrate Charry y J.L. Belant. 2012. Baird's tapir density in high elevation forests of the Talamanca region of Costa Rica. *Integrative Zoology* 7:381-388.
- Harris, G., R. Thompson, J.L. Childs y J.G. Sanderson. 2010. Automatic storage and analysis of camera trap data. *Bulletin of the Ecological Society of America* 91:352-360.
- Hendry, H. y C. Mann. 2018. Camelot-intuitive software for camera trap data management. *bioRxiv* 203216.
- Hutchinson, J.M.C. y P.M. Waser. 2007. Use, misuse and extensions of "ideal gas" models of animal encounter. *Biological Reviews* 82:335-359.
- Ivan, J.S. y E.S. Newkirk. 2016. *CPW Photo Warehouse*: a custom database to facilitate archiving, identifying, summarizing and managing photo data collected from camera traps. *Methods in Ecology and Evolution* 7:499-504.
- Jennelle, C.S., C.R. Michael y D.I. MacKenzie. 2002. The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals: a comment on misleading conclusions. *Animal Conservation* 5:119-120.
- Karanth, K.U. y J.D. Nichols. 1998. Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures. *Ecology* 79:2852-2862.
- Lavariega, M.C., M. Briones Salas, A. Mazas Teodocio y E. Durán Medina. 2016. Ecology and local knowledge of the Baird's tapir (*Tapirella bairdii*) in the Sierra Madre de Oaxaca, Mexico. *Integrative Zoology* 11:361-374.
- Lira-Torres, I., E. Naranjo, D. Güiris y E. Cruz. 2004. Ecología de *Tapirus bairdii*, Gill 1865 (Perissodactyla: Tapiridae) en la Reserva de la Biosfera El Triunfo (polígono 1), Chiapas, México. *Acta Zoológica Mexicana* 20:1-21.
- Lira-Torres, I., M. Briones-Salas y G. Sánchez-Rojas. 2014. Abundancia relativa, estructura poblacional, preferencia de hábitat y patrones de actividad del tapir centroamericano *Tapirus bairdii* (Perissodactyla: Tapiridae), en la Selva de Los Chimalapas, Oaxaca, México. *Revista de Biología Tropical* 62:1407-1419.
- López-Tello, E. y S. Mandujano. 2017. Paquete camtrapR para gestionar datos de foto-trampeo: aplicación en la Reserva de la Biosfera Tehuacán-Cuicatlán. *Revista Mexicana de Mastozoología (Nueva época)* 1:13-37.
- MacKenzie, D.I., J.D. Nichols, J.A. Royle, K.H. Pollock, L. Bailey y J.E. Hines. 2017. *Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence*. Elsevier.
- Mendoza, E., P.R. Martineau, E. Brenner y R. Dirzo. 2011. A novel method to improve individual animal identification based on camera-trapping data. *Journal of Wildlife Management* 75:973-979.
- Niedballa, J., R. Sollmann, A. Courtiol y A. Wilting. 2016. camtrapR: an R package for efficient camera trap data management. *Methods in Ecology and Evolution* 7:1457-1462.
- Norouzzadeh, M.S., A. Nguyen, M. Kosmala, A. Swanson, M.S. Palmer, C. Packer y J. Clune. 2018. Automatically identifying, counting, and describing wild animals in camera-trap images with deep learning. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. doi.org/10.1073/pnas.1719367115.
- Nichols, J.D. 1992. Capture-recapture models. *BioScience* 42:94-102.
- O'Connell, A.F., J.D. Nichols y K.U. Karanth. 2010. *Camera traps in animal ecology, methods and analysis*. Springer, Londres.
- Oliveira-Santos, L.G.R., C.A. Zucco, P.C. Antunes y P.G. Jr. Crawshaw. 2010. Is it possible to individually identify mammals with no natural markings using camera-traps? A controlled case-study with lowland tapirs. *Mammalian Biology—Zeitschrift für Säugetierkunde* 75:375-378.
- Ramachandran, P. y K. Devarajan. 2018. ViXen: An open

- source package for managing multimedia data. *Methods in Ecology and Evolution* 9:785-792.
- Rovero, F. y A.R. Marshall. 2009. Camera trapping photographic rate as an index of density in forest ungulates. *Journal of Applied Ecology* 46:1011-1017.
- Rowcliffe, J.M., C. Carbone, P.A. Jansen, R. Kays y B. Kraustaubler. 2011. Quantifying the sensitivity of camera traps: an adapted distance sampling approach. *Methods in Ecology and Evolution* 2:464-476.
- Rowcliffe, J.M., J. Field, S.M., Turvey y C. Carbone. 2008. Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition. *Journal of Applied Ecology* 45:1228-1236.
- Scotson, L., L.R. Johnston, F. Iannarilli, O.R. Wearn, J. Mohd Azlan, W.M. Wong, T.N.E. Gray, Y. Dinata, A. Suzuki, C.E. Willard, J. Frechette, B. Loken, R. Steinmetz, A.M. MoBrucker, G.R. Clements y J. Fieberg. 2017. Best practices and software for the management and sharing of camera trap data for small and large scales studies. *Remote Sensing in Ecology and Conservation* 3:158-172.
- Smedley, R. y E. Terdal. 2014. Snoopy: portable software for capture-recapture surveys. Conference paper.
- Swanson, A., M. Kosmala, C. Lintott, R. Simpson, A. Smith, y C. Packer. 2015. Snapshot Serengeti, high-frequency annotated camera trap images of 40 mammalian species in an African savanna. *Scientific Data* 2:150026.
- Team Network. 2017. Wild.ID instruction manual, Wild.ID version 0.9.28.
- Tobler, M. 2010. Camera base 1.4, User guide.
- Tobler, M.W., S.E. Carrillo-Percastegui, R. Leite Pitman, R. Mares y G. Powell. 2008. An evaluation of camera traps for inventorying large- and medium-sized terrestrial rainforest mammals. *Animal Conservation* 11:169-178.
- Tobler, M.W., F. Hibert, L. Debeir y C. Richard-Hansen. 2014. Estimates of density and sustainable harvest of the lowland tapir *Tapirus terrestris* in the Amazon of French Guiana using a Bayesian spatially explicit capture-recapture model. *Oryx* 48:410-419.
- Trolle, M., A.J., Noss, J.L. Passo Cordeiro y L.F. Oliveira. 2008. Brazilian tapir density in the Pantanal: A comparison of systematic camera-trapping and line-transect surveys. *Biotropica* 40:211-217.
- Vázquez-Camacho, C. 2018. *Abundancia poblacional de Tapirella bairdii en tres núcleos agrarios de la Sierra Mixte de Oaxaca, México*. Tesis de licenciatura, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Yoccoz, N.G., J.D. Nichols y T. Boulinier. 2001. Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends in Ecology and Evolution* 16:446-453.
- Yoshizaki, J., K.H. Pollock, C. Brownie y R.A. Webster. 2009. Modeling misidentification errors in capture-recapture studies using photographic identification of evolving marks. *Ecology* 90:3-9.
- Young, S., J. Rode Margono y R. Amin. 2018. Software to facilitate and streamline camera trap data management: A review. *Ecology and Evolution* DOI: 10.1002/ece3.4464
- Yu, X., J. Wang, R. Kays, P.A. Jansen, T. Wang y T. Huang. 2013. Automated identification of animal species in camera trap images. *EURASIP Journal on Image and Video Processing* 2013:52.

## GLOSARIO

**Aprendizaje profundo** (*deep learning*). Es un tipo de aprendizaje automático (una rama de la inteligencia artificial), cuyo objetivo es que las computadoras “aprendan” a reconocer imágenes, sonidos y texto. En él se forman grandes redes neuronales similares a las que se encuentran en el cerebro humano, las cuales se alimentan con algoritmos y cantidades enormes de datos. Es profundo, porque estas redes neuronales se organizan en capas que se acumulan con el tiempo y el rendimiento mejora a medida que la red se hace más profunda.

**Área de detección de la fototrampa** (*camera-trap effective detection area*). Área en la cual una fototrampa es capaz de detectar la presencia de la fauna y registrarla. Esta área puede ser bastante diferente de la que se puede suponer, dadas las especificaciones técnicas de la fototrampa; depende del hábitat así como del tamaño y características del movimiento de la fauna estudiada.

**Días cámara-trampa** (*camera-trap days*). Forma en la que se expresa frecuentemente el esfuerzo de muestreo y que resulta de multiplicar el número de días efectivos del muestreo por el número de fototampas utilizadas. En algunos estudios este término se usa de manera equivalente a noches cámara-trampa (*camera-trap nights*).

**Fotoidentificación de individuos** (*individual photo-identification*). Identificación de individuos basada en el reconocimiento de marcas naturales (p.e. manchas en el pelaje) o cicatrices que son distinguibles en las imágenes generadas por las fototampas.

**Frecuencia de captura** (*capture frequency*). Número de fotos registradas de una especie en un

cierto número de días cámara-trampa, usualmente 100.

**Modelo de encuentros aleatorios** (*random encounter model*). Método que permite estimar la densidad poblacional de mamíferos silvestres en estudios de fototrampeo sin la necesidad de realizar identificaciones a nivel individual, modelando el proceso de contacto entre animales y cámaras.

**Modelos de marcaje-recaptura** (*mark-recapture models*). Modelos que permiten estimar la abundancia de una especie a través de la fotoidentificación individual y el muestreo repetitivo para generar una historia de “captura”.

**Modelo de ocupación** (*occupancy models*). Métodos basados en el muestreo repetitivo de puntos distribuidos a lo largo de un área de muestreo, que permiten estimar la proporción ocupada por la especie de estudio tomando en consideración que

es posible que esté presente en sitios donde no fue detectada.

**Población abierta** (*open population*). Concepto que se utiliza cuando una población es estudiada por un periodo suficientemente largo como para suponer que su tamaño es afectado significativamente por el ingreso de nuevos individuos (nacimientos/inmigración) y la pérdida de los mismos (muertes/emigración).

**Población cerrada** (*closed population*). Concepto que se refiere a situaciones en las que el muestreo de la fauna se realiza por un periodo corto (p.e. unos pocos días), de manera que se puede suponer con relativa seguridad que no hay un cambio significativo en el tamaño de la población estudiada, debido al ingreso de nuevos individuos (nacimientos/inmigración) o a la pérdida de los mismos (muertes/emigración).

## 12. PRINCIPALES FACTORES QUE AFECTAN LA SALUD

Jonathan Pérez Flores  
Iván Lira Torres †  
Gerardo Suzán

### RESUMEN

Las poblaciones del tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*), al igual que muchas especies en peligro de extinción, son vulnerables a diversos factores como enfermedades, destrucción y fragmentación del hábitat, disminución de la diversidad genética, alteraciones climatológicas, incremento en la tasa de contacto con especies exóticas e invasivas y la contaminación de los cuerpos de agua. Estos cambios, principalmente de origen antropogénico, han deteriorado directa e indirectamente la salud de diferentes especies provocando en algunos casos inmunosupresión, inanición, incremento de enfermedades infecciosas y no infecciosas, como neoplasias, intoxicaciones por contaminantes, alteraciones en la reproducción y cambios en el comportamiento, entre otros. Para conocer el estado de salud y la vulnerabilidad que enfrentan especies en peligro de extinción, como el tapir en México, este trabajo se enfoca en identificar: 1) los principales factores que afectan la salud de las poblaciones de tapires en México y 2) las enfermedades que potencialmente podrían afectar a los tapires en México. Como parte propositiva describimos estrategias preventivas y de conservación que no sólo se enfocan en conservar una especie sino también en mantener los servicios ecosistémicos que proporcionan salud integral, incluyendo la salud pública, animal y ecosistémica. El monitoreo sistemático de la salud de especies en peligro de extinción, así como la implementación de estrategias de conservación y prevención de enfermedades, es una tarea fundamental para el mantenimiento de la diversidad del planeta.

**Palabras clave:** enfermedades infecciosas, enfermedades no infecciosas, medicina de la conservación, servicios ecosistémicos

## ABSTRACT

*Populations of Baird's tapir (Tapirus bairdii) as other endangered species are vulnerable to various factors such as disease, habitat destruction and fragmentation, decreased genetic diversity, climatic alterations, increased rate of contact with exotic and invasive species, and contamination of water bodies. These changes of anthropogenic origin, have directly and indirectly deteriorated the health of different species causing immunosuppression, starvation, increase in infectious and non-infectious diseases such as neoplasias, intoxications by pollutants, alterations in reproduction and changes in behaviour among others. To understand the health status and vulnerability faced by endangered species such as Baird's tapir in Mexico, in this study we identify: 1) the main factors affecting the health of health of tapir populations, and 2) actual and potential infectious diseases in tapirs in Mexico. As a propositional part, we describe preventive and conservation strategies that focus not only on conserving a species but also on maintaining ecosystem services that provide integral health, including public, animal and ecosystem health. The systematic monitoring of the health of endangered species as well as the implementation of conservation and disease prevention strategies is a fundamental task for maintaining the diversity of planet.*

**Keywords:** *Baird's tapir, ecosystem services, infectious diseases, non infectious diseases*

## INTRODUCCIÓN

Los tapires juegan un papel crítico en la formación y mantenimiento de la diversidad vegetal de los ecosistemas, ya que actúan como depredadores/dispersores de semillas de más de 30 familias de árboles y plantas (O'Farrill *et al.*, 2013). Además, son considerados especies clave (*keystone*) e indicadoras de la salud de los ecosistemas tropicales (Medici *et al.*, 2006; Padilla *et al.*, 2010).

Sin embargo, los factores que afectan su salud y que pueden comprometer su reproducción y el mantenimiento de sus poblaciones a largo plazo son desconocidos. En los últimos 20 años sólo se han llevado a cabo tres estudios enfocados en la salud de las cinco especies existentes de tapir en vida libre (Hernandez-Divers *et al.*, 2005; Medici *et al.*, 2014). Las especies más estudiadas han sido el tapir amazónico (*Tapirus terrestris*) en la mata atlántica y el Pantanal en Brasil (Medici *et al.*, 2014), y el tapir centroamericano (*T. bairdii*) en el Parque Nacional Corcovado, Costa Rica (Hernandez-Divers *et al.*, 2005).

En México se estima que las regiones sur y sureste (Campeche, Chiapas, Oaxaca, Quintana Roo, Tabasco y Veracruz) albergan 50% de la población mundial del tapir centroamericano, aunque lamentablemente en los últimos 40 años la población ha disminuido 50% y ha desaparecido en dos estados donde originalmente se distribuía (Guerrero, Tabasco y Yucatán; Naranjo *et al.*, 2015; García *et al.*, 2016). Las principales amenazas para las poblaciones de tapir en México son: la deforestación, fragmentación y destrucción del hábitat, cacería furtiva, incendios, sequías y las enfermedades infecciosas y no infecciosas (Naranjo y Bodmer, 2007; Naranjo *et al.*, 2015). El impacto de las enfermedades es incierto, ya que se han realizado pocos estudios sobre la salud de las poblaciones silvestres de tapires en México y no existe evidencia de alguna enfermedad que haya tenido un impacto negativo en estas poblaciones.

Chiapas es probablemente el estado que ha generado más información sobre la salud de las poblaciones silvestres de tapir en México; no obstante, estas investigaciones fueron realizadas hace 19 años y se enfocaron en la identificación de parásitos gastrointestinales (en heces) y ectoparásitos de algunos individuos cautivos y silvestres (Lira, 1999; Lira *et al.*, 2001; Cruz-Aldán *et al.*, 2006). En los últimos años ha habido una creciente preocupación por la salud de las poblaciones de tapir

de vida libre, ya que desde el año 2008 se han observado individuos que presentan una baja condición corporal en diferentes lugares de Campeche, Chiapas y Quintana Roo (Pérez-Flores datos no publicados). Asumimos que estos eventos podrían estar relacionados con las actividades antrópicas que se llevan a cabo fuera de las áreas naturales protegidas, ya que la mayoría de los casos se presentan en tierras comunales (ejidos) aledañas.

Conocer y entender los factores que influyen en la salud y dinámica poblacional de los tapires es de importancia crítica, aunque capturar tapires en campo ha sido casi imposible (se ha

logrado una captura en siete años de esfuerzo; Pérez-Flores *et al.*, 2016). Asimismo, las observaciones directas son difíciles porque los tapires son animales nocturnos y crepusculares que habitan en áreas de difícil acceso (Pérez-Flores *et al.*, 2016). Por estas razones, la información colectada a partir de registros fotográficos (cámaras trampa e individuos fotografiados), animales atropellados, individuos capturados (heridos y enfermos) en asentamientos humanos, colecciones de museos (huesos) y técnicas no invasivas (heces) adquiere una gran importancia (figura 1).

En este capítulo describimos, de manera gene-



**Figura 1.** Serie de eventos que han permitido aumentar el conocimiento sobre la salud de los tapires en México: A) tapir con baja condición corporal registrado mediante cámaras trampa en un ejido del municipio de Calakmul; B) tapir atropellado en la carretera Chetumal-Mahahual en Quintana Roo; C) tapir herido y enfermo rescatado en un ejido del municipio de Calakmul, y D) restos óseos de tapir encontrados cerca de la carretera Escárcega-Chetumal en el municipio de Calakmul. Fotografía A cortesía de Marcos Briceño y fotografía B cortesía de Antonio López Cen.

ral, los factores ecológicos y antropogénicos que pueden incrementar y acelerar el riesgo de extinción de especies en peligro como el caso del tapir centroamericano en México; además, documentamos los diferentes agentes patógenos que han sido reportados en tapires.

## FACTORES QUE INFLUYEN EN LA SALUD DE LOS TAPIRES

### FRAGMENTACIÓN Y PÉRDIDA DE HÁBITAT

Las actividades antrópicas que más han afectado la salud de la fauna silvestre son la pérdida, fragmentación y perturbación del hábitat, así como la contaminación (Primack, 2002; Pullin, 2002). Por ejemplo, la pérdida y fragmentación del hábitat puede disminuir la disponibilidad de alimento y ocasionar un deterioro del estado nutricional; además de que restringen el movimiento de los animales, lo que limita el flujo genético e incrementa las oportunidades de contacto entre los humanos, animales domésticos y fauna silvestre, con el consiguiente aumento en la tasa de transmisión de enfermedades (Lanfranchi *et al.*, 2003; Smith *et al.*, 2009).

La fragmentación y pérdida de hábitat genera impactos físicos como modificaciones en el ciclo del agua y de nutrientes, alteraciones en la temperatura y erosión (Saunders *et al.*, 1991). Estos cambios generan ambientes favorables para la proliferación de especies exóticas y generalistas, las cuales son tolerantes a la perturbación. Además, al fragmentarse el hábitat, la densidad poblacional tiende a ser proporcionalmente más grande debido a la reducción de territorio disponible para las distintas especies. El aumento en la densidad poblacional favorece el contacto entre individuos de la misma y diferentes especies (animales silvestres, domésticos y el hombre), lo que facilita la transmisión de agentes infecciosos al crear nuevas interacciones entre agentes infecciosos y hospederos (Suzán y Ceballos, 2005).

Los tapires generalmente requieren de ámbitos hogareños amplios, lo que los hace particularmente sensibles a la fragmentación y destrucción del hábitat (Medici, 2010). Por tal motivo desaparecen en localidades donde los bosques y la vegetación nativa ha sido severamente dañada (Naranjo, 2009). Es por esto que en las regiones donde habitan los tapires, su distribución y uso de hábitat se concentra en cañadas profundas y otras áreas



**Figura 2.** Deforestación y fragmentación del hábitat del tapir: A) zona deforestada cerca del ejido Bel ha en el municipio de Calakmul, Campeche, y B) tapir cruzando la carretera Chetumal-Mahahual en el estado de Quintana Roo. Fotografía A cortesía de la Reserva de la Biosfera de Calakmul, Conanp.

de difícil acceso que les ofrecen refugio, alimento y agua (Naranjo y Cruz-Aldán, 1998; Cruz-Aldán, 2001). Esta fragmentación y reducción del hábitat podría aislar a las pequeñas poblaciones de tapir, haciéndolas más susceptibles a la extinción por desastres naturales y epidemias (Hernandez-Divers *et al.*, 2005; figura 2).

La invasión del ser humano y sus animales domésticos en los hábitats del tapir podría ocasionar inicialmente una mayor concentración de especies e individuos y, por ende, un aumento en la tasa de transmisión de agentes infecciosos, mayor competencia por recursos, incrementar el estrés y disminuir el estado nutricional (Scott, 1988; Patz *et al.*, 2000; Deem *et al.*, 2001). Además de todos estos factores, las características biológicas y reproductivas de los tapires, al igual que las de muchos megavertebrados (baja densidad poblacional, poco intercambio generacional, gestaciones prolongadas, concebir pocas crías), jugarían un papel en su contra, ya que podrían aumentar la velocidad con la que estas especies se extinguen, debido a la poca capacidad de adaptación a perturbaciones intensas y abruptas (Hayssen y Tienhoven, 1993; Nowak, 1999; Medici *et al.*, 2007).

## CONTAMINACIÓN

La contaminación puede afectar la salud de manera directa al alterar la calidad del hábitat (reducción de la disponibilidad de nutrientes), parámetros reproductivos e inmunocompetencia; o indirectamente, al afectar la supervivencia de especies sensibles (Sonne *et al.*, 2006, 2007; Selgrade, 2007). Las principales sustancias que afectan la salud de las especies son los metales pesados, pesticidas, herbicidas y derivados del petróleo (Acevedo-Whitehouse y Duffus, 2009; figura 3). La contaminación ambiental se ha reconocido como una amenaza potencial para la salud de los tapires; las principales causas son la actividad minera, empresas petroleras, actividades agrícolas y cultivos ilegales (Lizcano *et al.*, 2005; Medici *et al.*, 2006; Mangini *et al.*, 2012). En algunos países de Sudamérica (Bolivia, Colombia y Ecuador) se ha relacionado la mortalidad de tapires con la explotación de petróleo, fumigaciones en cultivos ilegales con agroquímicos y el derrame de ácido sulfúrico y queroseno en cuerpos de agua (Lizcano *et al.*, 2005; Medici *et al.*, 2007; Mangini *et al.*, 2012). Además, la creciente explotación minera en Centroamérica y Sudamérica podría estar contaminando con mercurio el



**Figura 3.** Contaminación de cuerpos de agua y tierra: A) productos químicos encontrados cerca de un cuerpo de agua en el municipio de Calakmul, Campeche, y B) zonas agrícolas que usan productos químicos como fertilizantes y plaguicidas.

suelo y agua, lo cual repercutiría directamente en la salud de los tapires (Medici *et al.*, 2007).

El impacto real que tienen las sustancias químicas sobre la salud de los tapires aún no se conoce a detalle, pero en los últimos años se ha comenzado una línea de investigación en Brasil y México para detectar la presencia de insecticidas y metales pesados en diferentes tejidos de animales muertos (p.e. hueso, hígado, riñón, sangre, contenido estomacal, pezuña, corazón). Hasta el momento en Brasil han detectado la presencia de nueve sustancias tóxicas (organofosforados, organoclorados, carbamatos, piretroides y metales pesados; Fernandes-Santos *et al.*, 2018); mientras que en México se han detectado metales pesados en huesos de tapires de la zona de Calakmul (Pérez-Flores datos no publicados).

#### ALTERACIONES CLIMATOLÓGICAS

En algunas áreas del sur de México, especialmente alrededor de la región de Calakmul, en Campeche, existe una preocupación particular: el cambio climático. Los modelos de cambio climático predicen una disminución de la precipitación (48% durante la estación seca) y un aumento en los regímenes de temperatura (1.2-

3.5°C), que ocasionarán que las sequías y la escasez de recursos (p.e. agua y alimento) sean más frecuentes e intensas (Easterling *et al.*, 2000; IPCC, 2007; Magrin *et al.*, 2007; O’Farrill *et al.*, 2014). La disponibilidad de agua es uno de los principales problemas en esta región, ya que no existe un sistema fluvial permanente y la mayor parte del agua para el consumo de la fauna silvestre se encuentra en pequeños cuerpos de agua llamados aguadas. Algunas de estas aguadas permanecen inundadas durante todo el año y otras se secan durante las sequías (diciembre a mayo; García-Gil *et al.*, 2002). Especies como los jaguares, pecaríes y tapires podrían ser las más afectadas, porque están altamente asociadas con los cuerpos de agua (Owen-Smith, 1992). Esta dependencia del agua está obligando a las especies a recorrer mayores distancias (Reyna-Hurtado *et al.*, 2009; O’Farrill *et al.*, 2014), lo que hace que los animales se acerquen a los asentamientos humanos en busca de este recurso (figura 4).

En los últimos 10 años se han registrado aproximadamente 22 avistamientos de tapires cerca de asentamientos humanos en los estados de Campeche y Quintana Roo; en varios de estos casos los individuos presentaban una baja con-



**Figura 4.** Efectos de la sequía en la región de Calakmul, Campeche: A) cuerpos de agua secos casi en su totalidad durante la época de secas (diciembre a mayo), y B) policía de Calakmul dándole agua a un tapir que apareció cerca de la carretera durante la intensa sequía del 2019. Fotografía B cortesía de Klaus Draeby.

dición corporal (obs. pers.). Hasta el momento no hemos encontrado una relación directa entre los individuos enfermos y la estacionalidad. Sin embargo, en el año 2019 fue cuando más casos se presentaron y curiosamente ese año se caracterizó por tener una gran variabilidad en los regímenes de precipitación y temperatura (Márdero *et al.*, 2019).

### **AISLAMIENTO DE LAS POBLACIONES Y PÉRDIDA DE LA DIVERSIDAD GENÉTICA**

La Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) reconoce tres niveles en los que debe conservarse la naturaleza: la diversidad genética, la diversidad de especies y la diversidad de ecosistemas (McNeely *et al.*, 1990). La diversidad genética es un componente fundamental para la persistencia de las poblaciones silvestres a largo plazo y, especialmente, de las especies en peligro de extinción. Es por esto que la genética de la conservación se apoya en el uso de herramientas moleculares con el fin de minimizar, evitar y revertir el deterioro de la diversidad genética (Frankham, 2010). Diferentes estudios realizados en plantas y en un gran número de especies animales, incluyendo insectos, peces y mamíferos, han demostrado que las especies con mayor diversidad genética pueden responder mejor a diferentes tipos de enfermedades (Acevedo-Whitehouse *et al.*, 2003; Arkush *et al.*, 2002; Elton, 1958; Knops *et al.*, 1999; Saccheri *et al.*, 1996, 2001; Zhu *et al.*, 2000). Por el contrario, las especies con menor diversidad genética son más vulnerables a enfermedades tanto infecciosas como no infecciosas, incluyendo diferentes tipos de neoplasias (tumores), malformaciones y enfermedades autoinmunes. Por ejemplo, el chita (*Acinonyx jubatus*) es una especie que ha sufrido cuellos de botella y pérdida de diversidad genética, lo que ha ocasionado una baja tasa de supervivencia, pobre calidad espermática, alta susceptibilidad a enfermedades virales (moquillo

canino, panleucopenia felina y peritonitis infecciosa felina) y asimetría dental (Munson *et al.*, 2004; Baur y Schmid, 1996).

La fragmentación de los ecosistemas tropicales podría aumentar los riesgos de extinción de especies con bajas densidades poblacionales y poco intercambio generacional, como el tapir, debido a la estocasticidad demográfica, genética y ambiental (Gilpin y Diamond, 1980; Caughley, 1994). Las poblaciones aisladas son más susceptibles a casos de endogamia, misma que provoca un decremento en la adecuación y favorece la extinción de dichos organismos (Templeton *et al.*, 1990). Asimismo, la probabilidad de extinción aumenta exponencialmente con la disminución del tamaño de población (Medici, 2010), como en el caso de las pequeñas poblaciones aisladas del tapir amazónico, el cual está experimentando un rápido declive en los bosques del atlántico brasileño y en los llanos de Colombia y Venezuela, además de declararse extinto en Argentina y el este de Brasil (Taber *et al.*, 2008).

Aún se desconoce la variabilidad y diversidad genética de las poblaciones silvestres de tapir centroamericano en México, pero en las pocas investigaciones existentes en Centroamérica mencionan que *T. bairdii* presenta una menor diversidad y variabilidad genética en poblaciones fragmentadas en comparación con los tapires amazónicos de Guayana Francesa (territorio pequeño; de Thoisy *et al.*, 2006). A su vez, el tapir amazónico, al igual que muchos de los grandes mamíferos tropicales, exhibe bajos niveles de estructuración genética a escala continental (de Thoisy *et al.*, 2010). Por esto es necesario comprender la historia poblacional de las especies, su dinámica y estructura (Caughley, 1994), y así establecer estrategias de conservación que ayuden a conectar las poblaciones aisladas de especies que tienen requerimientos espaciales complejos. El aumento de la migración de individuos, flujo genético y del tamaño efectivo de la población traerá como

consecuencia un incremento de la persistencia a largo plazo, no sólo de esta especie sino de otros organismos que viven en la misma área (Medici, 2010), por lo que es necesario incrementar los esfuerzos para conocer la estructura genética de las poblaciones de *T. bairdii* en México y en todo su rango de distribución.

En México se albergan poco más de una docena de tapires centroamericanos repartidos en diversas colecciones zoológicas. Lamentablemente en estos momentos el programa de reproducción de tapir centroamericano en México tiene un futuro poco prometedor, ya que la mayoría de los animales son adultos o geriatras y existen muy pocas parejas reproductoras. Además, la carencia de estudios genéticos podría ser un factor limitante, ya que muchos de estos animales provienen de zoológicos de Estados Unidos de América y otros han sido recuperados de vida libre de los estados de Campeche, Chiapas y Quintana Roo, por lo que es necesario llevar a cabo estudios genéticos *ex situ* con los pocos individuos que se encuentran en los zoológicos y establecer un programa nacional de recuperación de la especie en cautiverio.

### INTRODUCCIÓN DE ESPECIES EXÓTICAS Y RIESGOS POTENCIALES

El desarrollo de los medios de transporte, la invasión, dispersión de especies y organismos patógenos exóticos aumentan a ritmos sin precedentes (Courchamp *et al.*, 2003; Clavero y Garcia-Berthou, 2005). Las especies exóticas o introducidas son especies animales y plantas que se han establecido en lugares diferentes a los de su origen (histórico o actual), contribuyendo, voluntaria o involuntariamente, a la dispersión de una gran variedad de especies y enfermedades infecciosas que al establecerse en una localidad nueva han generado impactos negativos a escalas globales (Vitousek *et al.*, 1997; Wikelski *et al.*, 2004). La introducción de especies exóticas ha tenido un costo ecológico y epidemiológico fatal para muchas poblaciones

nativas y ha llegado a deteriorar incluso algunos ecosistemas (Elton, 1958; Kilpatrick *et al.*, 2006; Vitousek *et al.*, 1997; Wikelski *et al.*, 2004).

A pesar de que la introducción de especies exóticas de flora y fauna representa una fuerte amenaza para las especies locales, en México se ha dado este fenómeno en zonas de alta diversidad biológica (Challenger y Soberon, 2008). Este fenómeno ha sido la principal causa de extinción de vertebrados en el país, provocado por la falta de estudios previos sobre el impacto ecológico y epidemiológico en las comunidades nativas (Ceballos y Marquez-Valdelamar, 2000). Las especies introducidas poseen patógenos para los cuales los organismos locales no tienen respuesta inmune específica. Por tal motivo se observan declives y extinciones de poblaciones nativas que favorecen el establecimiento de las especies introducidas (Smith y Carpenter, 2006). Lo anterior tiene efectos sobre la estructura de las comunidades e implicaciones importantes para la conservación (Wikelski *et al.*, 2004). Un ejemplo es la introducción en 1999 del virus del oeste del Nilo en el continente americano, el cual causó, en sólo siete años, la infección de más de 4 mil personas en los Estados Unidos. Esta enfermedad también ha afectado a una gran cantidad de aves silvestres (más de 138 especies) causando altas mortalidades en algunas de ellas (Allan *et al.*, 2009).

La presencia e introducción de mamíferos domésticos, exóticos y ferales en las áreas de distribución del tapir representa un riesgo epidemiológico, debido a que son reservorios de enfermedades que han resultado fatales para las poblaciones de ungulados silvestres (Williams, 1984; figura 5). En el caso del tapir andino (*T. pinchaque*), la mayoría de las enfermedades están asociadas con el ganado doméstico, entre las que se incluye la presencia de algunos parásitos del tracto digestivo (*Ascaris*, *Giardia*, *Strongylus* y *Strongyloides*), los cuales pueden provocar mortalidad en los tapires (Lee, 1993; Gale y Sedgwick, 1968). Por otro lado, en el ta-

pir amazónico (*T. terrestris*) se reporta la presencia de títulos positivos para tres enfermedades virales (lengua azul, rinotraqueitis infecciosa bovina y encefalitis equina) y una de origen bacteriano (*Leptospira* spp.), lo cual nos indica que los tapires están exponiéndose a estas enfermedades al compartir las zonas de pastoreo con las especies domésticas (Mangini y Medici, 2001; Medici, 2010). De forma similar, Hernández-Divers y colaboradores (2005), en un estudio realizado en Costa Rica, detectaron anticuerpos contra la bacteria *Leptospira bratislava* en 29.4% de los animales muestreados, mientras que 70.5% de los individuos resultaron positivos a encefalitis equina venezolana (EEV).

La presencia de algunos ectoparásitos en los tapires es controversial, como es el caso de la garrapata *Amblyomma cajennense*. Hernández-Divers y colaboradores (2005) mencionan que la ausencia de *A. cajennense* y *Boophilus microplus* indica que los individuos no han estado en contacto con animales domésticos, mientras que en otras investigaciones es considerado un parásito generalista, ya que se encuentra en animales domésticos y silvestres (Mangini y Medici, 2001; Guzmán-Cornejo *et al.*, 2011; Pérez-Flores *et al.*,

datos no publicados). Cabe recordar que entre las enfermedades transmitidas por garrapatas se encuentran la rickettsiosis, babesiosis y theileriosis, que pueden llegar a afectar a los equinos domésticos y tapires (Estrada-Peña *et al.*, 2004; Vroege y Zwart, 1972; De Vera *et al.*, 2006; cuadro 1).

### PRINCIPALES AGENTES PATÓGENOS REPORTADOS EN TAPIRES DE MÉXICO

En México se conoce poco de las enfermedades que afectan a las poblaciones de tapir centroamericano en vida libre. Este desconocimiento se debe a la escasez de monitoreos longitudinales de enfermedades, ya que en la actualidad los tapires habitan en zonas de difícil acceso y presentan bajas densidades poblacionales (Naranjo, 2018), lo que ha limitado a los investigadores en la obtención de información de la salud por medio de métodos no invasivos (p.e. heces, registros fotográficos) y eventos fortuitos (animales muertos o heridos; Pérez-Flores *et al.*, 2016; figura 6).

Una gran variedad de microparásitos (bacterias y protozoarios) y macroparásitos (cestódos, tremátodos, nemátodos, ácaros, sanguijuelas, entre otros) ha sido reportada en México y Centroamérica (Dugès,



**Figura 5.** Especies domésticas introducidas en el hábitat del tapir que podrían ser portadoras de diversas enfermedades con el potencial de generar un impacto negativo en la salud de los tapires: A) ganado vacuno con baja condición corporal forrajearo en un ejido del Municipio de Calakmul, Campeche, y B) Cerdo doméstico con alopecia y baja condición corporal vagando en un ejido del Municipio de Calakmul, Campeche.

1891; Dunn, 1934; Chavarría, 1941; Barrera, 1955; Cooley, 1946; Caballero, 1957; Fairchild *et al.*, 1966; Paras y Forester, 1996; Lira 1999; Güiris-Andrade *et al.*, 2001, 2009, 2017; Lira *et al.*, 2001; Cruz-Aldán *et al.*, 2003, 2006; Guzmán-Cornejo *et al.*, 2006; Hernandez-Divers *et al.*, 2005; Romero-Castañón *et al.*, 2008; Pérez-Flores y González-Solís, 2018; cuadro 1). A excepción de los trabajos realizados en Costa Rica (Paras y Forester, 1996; Hernandez-Divers *et al.*, 2005) y Panamá (Dunn, 1934; Fairchild *et al.*, 1966; Terwilliger, 1978), en México, estas investigaciones se han llevado a cabo en reservas de la biosfera de los estados de Campeche (Calakmul) y Chiapas (La Sepultura, El Triunfo y Montes Azules; Cruz-Aldán *et al.*, 2006; Romero-Castañón *et al.*,

2008; Güiris-Andrade *et al.*, 2009, 2017). Sin embargo, los tapires que habitan fuera de las áreas naturales protegidas están expuestos a otros peligros, como: la cacería, atropellamientos, degradación del hábitat, escasez de alimento y mayor contacto con animales domésticos.

En México, las tasas de contacto entre los tapires y los animales domésticos (p.e. vacas, caballos, perros, borregos y cabras) son cada vez más frecuentes (Lira, 1999; Güiris-Andrade *et al.*, 2001; Cruz-Aldán *et al.*, 2003, 2006; Lira *et al.*, 2001, 2014; Romero-Castañón *et al.*, 2008; Pérez-Flores y González-Solís, 2018). Las condiciones ambientales en donde convergen todas estas especies están asociadas a zonas de alta fragmentación y con gran



**Figura 6.** Técnicas empleadas para conocer el estado de salud de las poblaciones de tapir en México: A) recolección de ectoparásitos; B) toma de muestras sanguíneas; C) recolección de heces frescas, y D) necropsias en campo.

efecto de borde. Es aquí donde las tasas de contacto interespecíficas y la frecuencia de encuentro con reservorios vertebrados y con vectores artrópodos, como mosquitos y garrapatas, son mayores. Diferentes agentes infecciosos son compartidos entre el tapir y otras especies silvestres y domésticas y muchos son de gran consideración, como algunas encefalitis virales producidas por arbovirus.

Las enfermedades producidas por microparásitos son riesgos potenciales para las poblaciones de tapir en México (cuadro 1). En el sur de México se encuentran reportadas enfermedades potenciales para el tapir, entre las que se encuentran diferentes encefalitis virales, como: virus del oeste del Nilo (VON) y encefalitis equina venezolana

(EEV). Actualmente, sólo se han realizado pruebas serológicas para la detección de anticuerpos a un tapir rescatado en Quintana Roo, el cual resulto negativo contra VON, encefalitis equina del este y EEV (Pérez-Flores datos no publicados). Además, de estas enfermedades están la rabia, anaplasmosis, brucelosis, salmonelosis, paratuberculosis y leptospirosis. Esta última es una zoonosis emergente de la que ya existe un caso de un tapir de vida libre que presentó títulos positivos de las serovariedades *bratislava*, *canicola*, *grippotyphosa*, *pyrogenes* y *wolffi*. Por ello, el estudio sistemático de enfermedades en poblaciones de tapires silvestres de México es fundamental para su conservación (cuadro 2).

Cuadro 1. Micro y macroparásitos del tapir centroamericano

Parásitos	Esp. especie	Fuente
	<i>Agriostomum</i> sp.	Cruz-Aldán <i>et al.</i> , 2003; Cruz-Aldán <i>et al.</i> , 2006
	<i>Ascaris</i> sp.	Paras <i>et al.</i> , 1996
	<i>Brachylum</i> sp.	Cruz-Aldán <i>et al.</i> , 2003; Cruz-Aldán <i>et al.</i> , 2006
	<i>Bunostomum</i> sp.	Romero-Castañón <i>et al.</i> , 2008
	<i>Capillaria</i> sp.	Lira, 1999
	<i>Cyathostomum</i> sp.	Romero-Castañón <i>et al.</i> , 2008
	<i>Lacandoria</i> sp.	Cruz-Aldán <i>et al.</i> , 2003; Cruz-Aldán <i>et al.</i> , 2006
	<i>Linguatula recurvata</i>	Pérez-Flores <i>et al.</i> 2019
	<i>Nematodirus</i> sp.	Romero-Castañón <i>et al.</i> , 2008
	<i>Neomurshidia</i> sp.	Cruz-Aldán <i>et al.</i> , 2003; Cruz-Aldán <i>et al.</i> , 2006
Endoparásitos	<i>Oxyuris</i> sp.	Lira, 1999
	<i>Strongyloides</i> sp.	Lira, 1999
	<i>Strongylus</i> sp.	Cruz-Aldán <i>et al.</i> , 2003; Cruz-Aldán <i>et al.</i> , 2006; Lira, 1999; Paras <i>et al.</i> , 1996
	<i>Tapironema coronatum</i>	Romero-Castañón <i>et al.</i> , 2008
	<i>Trichonema</i> sp.	Romero-Castañón <i>et al.</i> , 2008
	<i>Trichostrongylus</i> sp.	Cruz-Aldán <i>et al.</i> , 2003; Cruz-Aldán <i>et al.</i> , 2006; Lira, 1999
	<i>Triodontophorus</i> sp.	Lira, 1999
	<i>Tziminema unachi</i>	Güiris-Andrade <i>et al.</i> , 2017
	<i>Eimeria</i> sp.	Cruz-Aldán <i>et al.</i> , 2003; Cruz-Aldán <i>et al.</i> , 2006; Lira, 1999
	<i>Balantidium coli</i>	Cruz-Aldán <i>et al.</i> , 2003; Cruz-Aldán <i>et al.</i> , 2006; Lira, 1999



Cuadro 1. [concluye]

Parásitos	Esp.ecie	Fuente
Ectoparásitos	<i>Amblyomma cajannense</i>	Cruz-Aldán <i>et al.</i> , 2003; Cruz-Aldán <i>et al.</i> , 2006
	<i>Amblyomma coelebs</i>	Cruz-Aldán <i>et al.</i> , 2003; Cruz-Aldán <i>et al.</i> , 2006; Dunn, 1934; Hernandez-Divers <i>et al.</i> , 2005
	<i>Amblyomma oblongogutatum</i>	Chavarría, 1941; Dunn, 1934; Hernandez-Divers <i>et al.</i> , 2005
	<i>Amblyomma ovale</i>	Cruz-Aldán <i>et al.</i> , 2006; Dunn, 1934
	<i>Amblyomma pacaе</i>	Guzman-Cornejo <i>et al.</i> , 2006
	<i>Amblyomma tapirellum</i>	Dunn, 1934
	<i>Boophilus microplus</i>	Cooley, 1946
	<i>Dermacentor halli</i>	Cruz-Aldán <i>et al.</i> , 2003; Cruz-Aldán <i>et al.</i> , 2006
	<i>Dermacentor latus</i>	Cruz-Aldán <i>et al.</i> , 2003; Cruz-Aldán <i>et al.</i> , 2006; Fairchild <i>et al.</i> , 1966
	<i>Dermacentor nitens</i>	Cruz-Aldán <i>et al.</i> , 2006
	<i>Haemaphysalis juxtakochi</i>	Dunn, 1934
	<i>Ixodes bicornis</i>	Cruz-Aldán <i>et al.</i> , 2003; Cruz-Aldán <i>et al.</i> , 2006
	<i>Ixodes boliviensis</i>	Fairchild <i>et al.</i> , 1966
	<i>Ixodes tapirus</i>	Fairchild <i>et al.</i> , 1966
	<i>Otobius megnini</i>	Pérez-Flores y González-Solís, 2018
	<i>Pintobdella chiapasensis</i>	Caballero, 1957
	<i>Pulex alvarezi</i>	Barrera, 1955
	Bacterias	<i>Actinomices</i> sp.
<i>Aeromona salmonicida</i>		Güiris-Andrade <i>et al.</i> , 2001
<i>Agrobacterium radiobacter</i>		Güiris-Andrade <i>et al.</i> , 2001
<i>Corynebacterium pseudotuberculosis</i>		Güiris-Andrade <i>et al.</i> , 2001
<i>Escherichia coli</i>		Güiris-Andrade <i>et al.</i> , 2001; Paras <i>et al.</i> , 1996
<i>Flavobacterium grupo llb</i>		Güiris-Andrade <i>et al.</i> , 2001
<i>Leptospira interrogans</i>		Paras <i>et al.</i> , 1996; Hernandez-Divers <i>et al.</i> , 2005
<i>Pasteurella</i> sp. tipo A		Güiris-Andrade <i>et al.</i> , 2001
<i>Providencia rettgeri</i>		Paras <i>et al.</i> , 1996
<i>Pseudomona pseudomallei</i>		Güiris-Andrade <i>et al.</i> , 2001
<i>Rhodococcus equi</i>		Güiris-Andrade <i>et al.</i> , 2001
<i>Staphylococcus aureus</i>		Güiris-Andrade <i>et al.</i> , 2001
Virus	<i>Encefalitis equina del este</i>	Hernandez-Divers <i>et al.</i> , 2005
	<i>Encefalitis equina del oeste</i>	Hernandez-Divers <i>et al.</i> , 2005
	<i>Encefalitis equina venezolana</i>	Hernandez-Divers <i>et al.</i> , 2005; Pukazhenthí <i>et al.</i> , 2008
	<i>Estomatitis vesicular</i>	Pukazhenthí <i>et al.</i> , 2008
	<i>Virus Oeste del Nilo</i>	Pukazhenthí <i>et al.</i> , 2008

Cuadro 2. Pruebas serológicas sugeridas para el tapir centroamericano

Agentes	Pruebas serológicas
Virales	<i>Estomatitis Vesicular</i>
	<i>Diarrea Viral Bovina</i>
	<i>Lengua Azul</i>
	<i>Rinotraqueitis Infecciosa Bovina</i>
	<i>Fiebre Aftosa</i>
	<i>Herpesvirus Equino</i>
	<i>Influenza Equina</i>
	<i>Encefalitis Equina del Este</i>
	<i>Encefalitis Equina del Oeste</i>
	<i>Encefalitis Equina Venezolana</i>
	<i>Rabia</i>
	<i>Influenza</i>
	<i>Rinovirus Equino</i>
	<i>Leucosis Viral Bovina</i>
	<i>Enfermedad de Aujeszky</i>
	<i>Parvovirus Porcino</i>
	<i>Parainfluenza 3</i>
	<i>Anemia Infecciosa Equina</i>
	<i>Virus del Oeste del Nilo</i>
	Bacterianas
<i>Salmonella spp.</i>	
<i>Mycobacterium bovis/tuberculosis/ avium paratuberculosis</i>	
<i>Chlamydothyla spp.</i>	
<i>spp</i>	
<i>Rickettsia spp.</i>	
<i>Ehrlichia spp.</i>	
<i>Anaplasma spp.</i>	
Parasitarias	<i>Clostridium tetani</i>
	<i>Trypanosoma spp.</i>
	<i>Leishmania spp.</i>
	<i>Babesia spp.</i>
	<i>Toxoplasma spp.</i>
	<i>Ehrlichia spp.</i>
	<i>Anaplasma spp.</i>

Hernández - Divers *et al.*, 2007; Quse y Fernandes-Santos 2014

## PRINCIPALES ENFERMEDADES Y LESIONES DE LOS TAPIRES EN CAUTIVERIO

La mayoría de los tapires que se encuentran en cautiverio a nivel mundial son malayos (*T. indicus*) y de tierras bajas (*T. terrestris*). El tapir centroamericano (*T. bairdii*) es menos común y el de montaña (*T. pinchaque*) es extremadamente raro (Janssen *et al.*, 1996). Los tapires generalmente presentan pocos problemas de salud, entre los más comunes están: ulceraciones e infecciones de los miembros anteriores y posteriores, enfermedades respiratorias, gastrointestinales, prolapso rectal, problemas en ojos, piel y dientes, inflamación mandibular e infecciones parasitarias (Mangini *et al.*, 2012; AZA Tapir TAG, 2013; Quse y Fernandes-Santos, 2014; cuadro 3 y figura 7). Por esto es importante continuar con la investigación y la capacitación del personal que labora en los zoológicos, ya que en un futuro el conocimiento generado puede servir para realizar monitoreos de las especies en peligro de extinción, como es el caso del tapir centroamericano.

## ESTRATEGIAS PREVENTIVAS Y DE CONSERVACIÓN

A pesar de que existe un desconocimiento de las enfermedades infecciosas y no infecciosas que afectan la salud de las poblaciones de tapir en México, es indudable que muchos de los factores mencionados con anterioridad están contribuyendo a alterar la salud de esta elusiva especie. Por lo tanto, las estrategias de monitoreo y prevención de enfermedades deben estar enfocadas en dos puntos esenciales: el primero es realizar un diagnóstico de la salud de las poblaciones de tapir mediante la captura de individuos en distintos sitios de su área de distribución, ya que los factores que influyen en la salud pueden variar localmente o regionalmente. Sin embargo, hay que recordar la dificultad que esto implica, por lo que se necesitarían llevar a cabo monitoreos de vigilancia epidemiológica en

Cuadro 3. Principales lesiones, enfermedades y desordenes en cautiverio

<i>Signo clínico o Problema</i>	<i>Etiología posible</i>
Diarrea crónica	Dietas inapropiadas, enteritis bacterianas, parasitarias y eosinofílica <i>Salmonella</i> , <i>Campylobacter</i> y <i>Giardia</i> .
Cólico	Accidentes intestinales (torsión, obstrucción, impactación y vólvulo). Dieta inapropiada, enterocolitis bacteriana, cuerpos extraños.
Prolapso rectal	Dieta inapropiada, falta de agua (tomar y charca donde bañarse) y estrés crónico y agudo.
Abcesos mandibulares	Abcesos apicales, osteomielitis, neoplasias, tumores y cuerpos extraños (espinas).
Enterolitos	Dieta con exceso de vivianita y nueva barita.
Masas orales	Carcinoma celulas escamosas.
Abcesos orofaríngeos	Traumatismos.
Enfermedades respiratorias	Vías aéreas altas: Rinitis bacteriana e infección de la bolsa gular. Vías aéreas bajas: neumonía bacteriana, tuberculosis pulmonar, coccidiomycosis y abscesos faríngeos y laríngeos. <i>Streptococcus</i> , <i>Klebsiella</i> , <i>Corynebacteria</i> , <i>Actinomyces</i> y <i>Fusobacterium</i> Cuerpos extraños.
Dermatitis vesicular	Idiopático asociado a infestación parasitaria, herpes virus y <i>Staphylococcus aureus</i> .
Claudicación aguda	Mal sustrato, traumatismos, dermatitis plantar, degeneración de las articulaciones, paresia puerperal, miopatía por captura y sobreactividad muscular.
Opacidad corneal y queratitis	Traumatismos, excesiva exposición a la luz, infección bacteriana y herpes virus.
Flúidos vaginales, hiperplasia y prolapso vaginal	Infección genitourinaria, neoplasias, metritis, hiperestrogenismo y alteraciones hormonales.
Hemocromatosis	Dietas con frutos ricos en hierro.
Muerte súbita	Encefalomiocarditis y accidentes intestinales.
Pérdida de peso crónica	Falla renal, enfermedades dentales, tuberculosis y neumonía bacteriana crónica.

Mangini *et al.*, 2012; AZA Tapir TAG, 2013

**Figura 7.** Manejo preventivo y curativo del tapir en cautiverio: A) Toma de imágenes de rayos X de miembros posteriores como parte del programa de medicina preventiva y, B) Aplicación de gotas oftálmicas para el tratamiento de enfermedades oculares. Fotografía A cortesía de Grupo Xcaret.

otras especies silvestres y domésticas que comparten el hábitat con los tapires, para ello es necesario comenzar a identificar algunas especies que sean fáciles de capturar, pero que tengan la habilidad de reflejar las perturbaciones ambientales. La información del estado de salud de otras especies (p.e. jaguares, pecaríes, venados, pequeños carnívoros) ayudará a integrar un sistema de alerta contra enfermedades y contaminantes en la región, lo cual permitirá monitorear el curso de la enfermedad y tomar las medidas necesarias para su prevención, control y erradicación. El segundo punto consiste en el monitoreo de la salud del hábitat mediante el análisis de la calidad del agua, suelo y especies vegetales consumidas por el tapir en búsqueda de plaguicidas, metales pesados y agroquímicos, que impliquen un riesgo para la salud, no solamente de los tapires sino de todos los animales, incluyendo el hombre.

El principal objetivo de los programas de conservación debe ser reducir la degradación de los hábitats, y así mantener la salud y sobrevivencia de todos sus componentes. Los ecosistemas no sólo ofrecen el amortiguamiento de diferentes epidemias y epizootias a través de la resistencia a las especies invasoras, sino también a través de la diversidad de especies. Diversos estudios han demostrado que los ecosistemas con mayor diversidad de especies regulan la densidad y las abundancias relativas de especies generalistas (Ostfeld y Keesing, 2000; Peixoto y Abramson, 2006; Suzán *et al.*, 2009). El incremento de programas de conservación de poblaciones y metapoblaciones de tapir, especies asociadas y del hábitat es fundamental para la sobrevivencia del tapir en México a largo plazo.

## RECOMENDACIONES PARA EL ESTUDIO Y MONITOREO DE LA SALUD DE LOS TAPIRES EN MÉXICO

- Monitoreo sistemático de enfermedades infecciosas y no infecciosas.
- Monitoreo de la diversidad genética en las poblaciones de tapir.
- Establecimiento de programas a largo plazo para el estudio de ecología y epidemiología de ungulados tropicales.
- Llevar a cabo programas de vacunación y desparasitación en animales domésticos que habitan cerca de las poblaciones silvestres de tapir.
- Desarrollar programas de monitoreo no invasivos (cámaras-trampa, parásitos, análisis hormonales y moleculares en heces).
- Establecimiento de programas de monitoreo de la salud de los ecosistemas (análisis de contaminantes en agua, suelo y vegetación)
- Actualizar y crear leyes que protejan a la especie y sus hábitats.
- Creación de áreas naturales protegidas y planes de acción regional a nivel nacional y local.
- Promover la investigación en las poblaciones en cautiverio.

## CONCLUSIÓN

La situación del tapir en México es preocupante, debido a que cada año se estima que se pierden entre 300 mil y 1.5 millones de hectáreas de bosques y selvas. Este deterioro ambiental ha provocado el aislamiento de las poblaciones y la desaparición de la especie en algunos estados del país. Por lo mismo es necesario crear estrategias de conservación y planes de acción regionales, donde la calidad del hábitat sea la óptima para la persistencia de esta especie a largo plazo. Entender cómo viven los tapires en vida libre mejora nuestra comprensión de la ecología de las en-

fermedades en las poblaciones silvestres, por lo que el apoyo a los proyectos de investigación *in situ* es prioritario. Asegurar la persistencia a largo plazo de esta especie nos ayudará a mantener un ecosistema saludable, el cual servirá de refugio a muchas otras especies que requieren una calidad de hábitat similar a la del tapir.

## REFERENCIAS

- Acevedo-Whitehouse, K., F. Gulland, D. Greig y W. Amos. 2003. Disease susceptibility in California sea lions. *Nature* 422:35-35.
- Acevedo-Whitehouse, K. y A. Duffus. 2009. Effects of environmental change on wildlife health. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B Biological Sciences* 364:3429-3438.
- Allan, B.F., R.B. Langerhans, W.A. Ryberg, W.J. Landesman, N.W. Griffin, R.S. Katz, B.J. Oberle, M.R. Schutzenhofer, K.N. Smyth, A. de St Maurice, L. Clark, K.R. Crooks, D.E. Hernandez, R.G. McLean, R.S. Ostfeld y J.M. Chase. 2009. Ecological correlates of risk and incidence of West Nile virus in the United States. *Oecologia* 158:699-708.
- Arkush, K.D., A.R. Giese, H.L. Mendonca, A.M. McBride, G.D. Marty y P.W. Hedrick. 2002. Resistance to three pathogens in the endangered winter-run chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*): effects of inbreeding and major histocompatibility complex genotypes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 59:966-975.
- AZA Tapir TAG. 2013. *Tapir (Tapiridae) care manual*. Association of Zoos and Aquariums, Silver Spring, MD.
- Baur, B. y B. Schmid. 1996. Spatial and temporal patterns of genetic diversity within species. En: *Biodiversity: a biology of numbers and difference*. K. J. Gaston (ed.). Blackwell, Oxford, Reino Unido, pp. 169-201.
- Caballero, C.E. 1957. Hirudíneos de México XXI. Descripción de una nueva especie de sanguijuela, procedente de las selvas del Estado de Chiapas. *Anales del Instituto de Biología* 28:241-245.
- Caughley, G. 1994. Directions in conservation biology. *Journal of Animal Ecology* 63:215-244.
- Ceballos, G. y L. Márquez-Valdelamar. 2000. *Las aves de México en peligro de extinción*. CONABIO/FCE/Instituto de Ecología-UNAM. México.
- Challenger, A. y J. Soberón. 2008. Los ecosistemas terrestres. En: *Capital natural de México. Vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad*. CONABIO, México, pp. 87-108.
- Chavarría, C.M. 1941. Garrapatas determinadas en México. Caracteres genéricos de las más comunes. *Revista del Instituto Pecuario* 1:18-24.
- Clavero, M. y E. Garcia-Berthou. 2005. Invasive species are a leading cause of animal extinctions. *Trends in Ecology and Evolution* 20:110-110.
- Cooley, R.A. 1946. *The genera Boophilus, Rhipicephalus, and Haemaphysalis (Ixodidae) of the New World*. National Institute of Health, Washington D.C.
- Courchamp, F., J.L. Chapuis y M. Pascal. 2003. Mammal invaders on islands: impact, control and control impact. *Biological Reviews* 78:347-383.
- Cruz-Aldán, E. 2001. *Hábitos de alimentación e impacto de la actividad humana sobre el tapir (Tapirus bairdii) en la Reserva de la Biosfera La Sepultura, Chiapas, México*. Tesis de maestría. ECOSUR, San Cristobal de las Casas, Chiapas, México.
- Cruz-Aldán, E., I. Lira, M. Güiris-Andrade, D. Osorio y T. Quintero. 2003. Identification of ecto and endoparasites in Baird's tapir (*Tapirus bairdii*), in Chiapas, México. *Tapir Conservation* 12:17-21.
- Cruz-Aldán, E., I. Lira, M. Guiris-Andrade, D. Osorio y T. Quintero. 2006. Parásitos del tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*) en Chiapas, México. *Revista de Biología Tropical* 54:445-450.
- De Thoisy, B., C. Richard-Hansen, F. Catzeflis y A. Lavergne. 2006. Population dynamics and DNA microsatellite survey in the lowland tapir. *Tapir Conservation* 15:14-26.
- De Thoisy, B., A. Goncalves da Silva, M. Ruiz-García, A. Tapia, O. Ramirez, M. Arana, V. Quse, C. Paz-y-Mino, M. Tobler, C. Pedraza y A. Lavergne. 2010. Population history, phylogeography, and conservation genetics of the last Neotropical mega-herbivore, the lowland tapir (*Tapirus terrestris*). *BMC Evolutionary Biology* 10:278.
- De Vera, M., A. Guillén, F. García, R. Contreras, A. Sierralta y E. León. 2006. Seroprevalencia de la babesiosis equina en caballos purasangre de carrera alojados en los hipódromos La Rinconada y Nacional de Valencia, Venezuela. *Veterinaria Tropical* 31:43-52.
- Deem, S., W. Karesh y W. Weisman. 2001. Putting Theory into practice: wildlife health in conservation. *Conservation Biology* 15:1224-1233.
- Dugès, A.A.D. 1891. *Ixodes herrerae*, Alf. Dug. *Naturaleza* 1:487-488.
- Dunn, L.H. 1934. Ticks from tapirs of Panama. *Journal of Parasitology* 20:312.
- Easterling, D., G. Meehl, C. Parmesan, S. Chagnon, T. Karl y L. Mearns. 2000. Climate extremes: observations, modeling, and impacts. *Science* 289:2068-74.
- Elton, C.S. 1958. *The ecology of invasions by animals and plants*. John Wiley, Nueva York.
- Estrada-Peña, A., A.A. Guglielmo y A.J. Mandgold. 2004. The distribution and ecological preferences of the tick *Amblyomma cajennense* (Acari: Ixodidae), an ectoparasite of humans and other mammals in the Americas. *Annals of Tropical Medicine and Parasitology* 98:283-292.
- Fairchild, G.B., G.M. Kohls y V.J. Tipton. 1966. The ticks of Panama (Acarina: Ixodoidea). En: *Ectoparasites of Panama*.

- W.R. Wenzel y V.J. Tipton (eds.). Field Museum of Natural History, Chicago, pp.167-219.
- Fernandes-Santos, R.C., E.P. Medici, C. Testa-José y A.C. Canena. 2018. *Impacto de agrotóxicos e metais pesados na anta Brasileira (Tapirus terrestris) no estado do Mato Grosso do Sul, Brasil, e implicações para saúde humana e ambiental*. Instituto de Pesquisas Ecológicas.
- Fernandes-Santos, R.C., E.P. Medici, C. Testa-José y T. Micheletti. 2020. Health assessment of wild lowland tapirs (*Tapirus terrestris*) in the highly threatened Cerrado biome, Brazil. *Journal of Wildlife Diseases* 56:34-46.
- Frankham, R. 2010. Where are we in conservation genetics and where do we need to go? *Conservation Genetics* 11:661-663.
- Gale, N.B. y C.J. Sedgwick. 1968. A Note on the Woolly Tapirs (*Tapirus pinchaque*) at Los Angeles Zoo. *International Zoo Yearbook* 8:211-212.
- García, M., C. Jordan, G. O'Farril, C. Poot, N. Meyer, N. Estrada, R. Leonardo, E. Naranjo, A. Simons, A. Herrera, C. Urgilés, C. Schank, L. Boshoff y M. Ruiz-Galeano. 2016. *Tapirus bairdii*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2016: e.T21471A45173340. En: <<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T21471A45173340>>..
- García-Gil, G., J. Palacio y M. Ortiz. 2002. Reconocimiento geomorfológico e hidrográfico de la Reserva de la Biosfera Calakmul, México. *Investigaciones Geográficas* 48:7-23.
- Gilpin, M.E. y J.M. Diamond. 1980. Subdivision of nature reserves and the maintenance of species diversity. *Nature* 285:567-568.
- Güiris, M., Y. Samayoa, E. Cruz e I. Lira. 2001. Identification of aerobic bacteria from internal organs of *Tapirus bairdii* from Miguel Álvarez del Toro Regional Zoo, Chiapas, México. En: *Abstract of First International Tapir Symposium*. San José, Costa Rica.
- Güiris-Andrade, M., N.M. Rojas-Hernández, V. Berovides-Álvarez, E. Cruz-Aldán, J.A. Moguel-Acuña, M.E. Pérez-Escobar y M.G. Palacios-Mendoza. 2009. Primer registro de *Probstmayria tapiri* (Nematoda: Atractidae) en *Tapirus bairdii* (Gill, 1865) de La Sierra Madre de Chiapas, México. *Acta Zoológica Mexicana* 25: 83-91.
- Güiris-Andrade, D.M., A. Ocegüera-Figueroa, D. Osorio-Sarabia, M.E. Pérez-Escobar, M.G. Nieto-López, N.M. Rojas-Hernández y L. García-Prieto. 2017. *Tziminema unachi* n. gen., n. sp. (Nematoda: Strongylidae: Strongylinae) parasite of Baird's tapir *Tapirus bairdii* from Mexico. *Journal of Helminthology* doi:10.1017/S0022149X17001055.
- Guzmán-Cornejo, C., T.M. Pérez, S. Nava y A.A. Guglielmono. 2006. First records of the ticks *Amblyomma calcaramum* and *A. paca* (Acari: Ixodidae) parasitando mamíferos de México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 77:123-127.
- Guzmán-Cornejo C., R. G. Robbins, A. A. Guglielmono, G. Montiel-Parra y T. M. Pérez. 2011. The *Amblyomma* (Acari: Ixodida: Ixodidae) of Mexico: identification keys, distribution and hosts. *Zootaxa* 2998:16-38.
- Hayssen, V. y A. van Tienhoven. 1993. *Asdell's Patterns of Mammalian Reproduction. A Compendium of Species-Specific Data*. Comstock, Ithaca.
- Hernandez-Divers, S., J. Bailey, R. Aguilar, D. Loria y C. Forster. 2005. Health evaluation of a radiocollared population of free-ranging Baird's tapirs (*Tapirus bairdii*) in Costa Rica. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine* 36:176-187.
- IPCC. Intergovernmental Panel of Climate Change. 2007. Climate change 2007: the physical science basis. En: *Contribution on working group 1 to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. S. Solomon, D. Quin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor y H.L. Miller (eds.). Cambridge Press University, Nueva York.
- Janssen, D.L., B.A. Rideout y M.E. Edwards. 1996 Medical management of captive tapirs (*Tapirus* spp.). *Proceedings of the American Association of Zoo Veterinarians* pp. 1-11.
- Kilpatrick, A.M., P. Daszak, S.J. Goodman, H. Rogg, L.D. Kramer, V. Cedeno y A.A. Cunningham. 2006. Predicting pathogen introduction: West Nile virus spread to Galapagos. *Conservation Biology* 20:1224-1231.
- Knops, J.M.H., D. Tilman, N.M. Haddad, S. Naeem, C.E. Mitchell, J. Haarstad, M.E. Ritchie, K.M. Howe, P.B. Reich, E. Siemann y J. Groth. 1999. Effects of plant species richness on invasion dynamics, disease outbreaks, insect abundances and diversity. *Ecology Letters* 2:286-293.
- Lanfranchi, P., E. Ferroglio, G. Poglajen y V. Guberti. 2003. Wildlife veterinarian, conservation and public health. *Veterinary Research Communications* 27:567-574.
- Lee, A.R. 1993. *Management guidelines for the welfare of zoo animals. Tapirs, Tapirus spp.* Federation of Zoological Gardens of Great Britain and Ireland, Londres.
- Lira, T.I. 1999. *Identificación de endoparásitos en Tapirus bairdii de la Reserva de la Biosfera La Sepultura y el zoológico regional Miguel Álvarez Del Toro, Chiapas, México*. Tesis de licenciatura. Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, UNAM, Ciudad de México.
- Lira, I., E. Cruz-Aldán, M. Güiris-Andrade y D. Osorio. 2001. Identification of ecto and endoparasites in the central american Tapir *Tapirus bairdii*, in Chiapas, Mexico. En: *Proceedings of the First International Tapir Symposium*. San José, Costa Rica.
- Lira, I., J. Pérez-Flores, M. Briones-Salas y R. Carrera-Treviño. 2014. Métodos de captura e inmovilización química del tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*) en el sureste de México. *Quehacer Científico en Chiapas* 9:35-46.
- Lizcano, D.J., E.P. Medici, O.L. Montenegro, L. Carrillo, A. Camacho y P.S. Miller. 2005. *Mountain tapir population and habitat viability assessment*. IUCN/SSC Tapir Specialist Group and IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group, Apple Valley, MN.
- Magrin, G., C. Gay-García, D. Cruz-Choque, J. Gímenez, A. Moreno, G. Nagy, C. Nobre y A. Villamizar. 2007. Latin

- America. En: *Climate change 2007: Impacts, adaptability and vulnerability. Contribution of working group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. M.L. Parry, O.F. Canziani, J.P. Palutikof, P.J. van der Linden y C.E. Hanson CE. (eds.) 2007. Cambridge University Press, Cambridge.
- Mangini, R. y P. Medici. 2001. Sanitary evaluation of wild populations of *Tapirus terrestris* in Pontal do Paranapanema region, Sao Paulo State, Brazil. En: *Book of abstracts of the First International Tapir Symposium*. IUCN/SSC Tapir Specialist Group (TSG), Association of Zoos y Aquariums (AZA), Tapir Taxon Advisory Group (TAG) y Tapir Preservation Fund (TPF), San José, Costa Rica.
- Mangini, R., P. Medici y R. Fernandes-Santos. 2012. Tapir health and conservation medicine. *Integrative Zoology* 7:331-345.
- Márdero, S. 2019. *Cambio climático y políticas públicas sobre la producción de maíz en la Península de Yucatán*. Tesis de doctorado, El Colegio de la Frontera Sur, México.
- McNeely, J.A., K.R. Miller, W.V. Reid, R.A. Mittermeier y T.B. Werner. 1990. *Conserving the world's biological diversity*. IUCN, Gland.
- Medici, P., L. Carrillo, L. Montenegro, P. Miller, F. Carbonell, O. Chassot, E. Cruz-Aldán, M. García, N. Estrada-Andino, A. Shoemaker y A. Mendoza. 2006. *Taller de conservación de la danta centroamericana: Reporte final*. IUCN/SSC Tapir Specialist Group (TSG) y IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group (CBSG).
- Medici, P., J. Desbiez, A. Gonçalves da Silva, L. Jerusalinsky, O. Chassot, L. Montenegro, O. Rodríguez, A. Mendoza, B. Quse y C. Pedraza. 2007. *Lowland tapir (Tapirus terrestris) Population and habitat viability assessment (PHVA): Final report*. IUCN/SSC Tapir Specialist Group (TSG) y IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group (CBSG), Sorocaba, São Paulo, Brazil.
- Medici, E.P. 2010. *Assessing the viability of lowland tapir populations in a fragmented landscape*. Tesis de doctorado. University of Kent, Canterbury, United Kingdom.
- Medici, P., R. Mangini y R. Fernandes-Santos. 2014. Health assessment of wild lowland tapir (*Tapirus Terrestris*) populations in the Atlantic forest and Pantanal biomes, Brazil (1996–2012). *Journal of Wildlife Diseases* 50:817-828.
- Munson, L., L. Marker, E. Dubovi, J.A. Spencer, J.F. Evermann y S.J. O'Brien. 2004. Serosurvey of viral infections in free-ranging Namibian cheetahs (*Acinonyx jubatus*). *Journal of Wildlife Diseases* 40:23-31.
- Naranjo, E. 2009. Ecology and conservation of Baird's tapir in Mexico. *Tropical Conservation Science* 2:140-158.
- Naranjo, E. y R.E. Bodmer. 2007. Source-sink systems of hunted ungulates in the Lacandon Forest, Mexico. *Biological Conservation* 138:412-420.
- Naranjo, E. y E. Cruz-Aldán. 1998. Ecología del tapir en la Reserva de la Biosfera La Sepultura. *Acta Zoológica Mexicana* 73:111-125.
- Naranjo, E., S. Amador-Alcalá, F. Falconi-Briones y R. Reyna-Hurtado. 2015. Distribución, abundancia y amenazas a las poblaciones de tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*) y pecarí de labios blancos (*Tayassu pecari*) en México. *Therya* 6:227-249.
- Naranjo, E. 2018. Baird's tapir ecology and conservation in Mexico revisited. *Tropical Conservation Science* 11:1-4.
- Nowak, R. 1999. *Walker's mammals of the world*. Johns Hopkins University Press, Baltimore.
- O'Farrill, G., M. Galetti y A. Campos-Arceiz. 2013. Frugivory and seed dispersal by tapirs: an insight on their ecological role. *Integrative Zoology* 8:4-17.
- O'Farrill, G., K. Gauthier-Schampaert, B. Rayfield, Ö. Bodin, S. Calmé, R. Sengupta y A. Gonzalez. 2014. The potential connectivity of waterhole networks and the effectiveness of a protected area under various drought scenarios. *PLoS ONE* 9: e95049.
- Ostfeld, R.S. y F. Keesing. 2000. Biodiversity and disease risk: The case of lyme disease. *Conservation Biology* 14:722-728.
- Owen-Smith, R.N. 1992. *Megaherbivores: The influence of very large body size on ecology*. Cambridge University Press.
- Padilla, M., R.C. Dowler y C.C. Dowler. 2010. *Tapirus pinchaque* (Perissodactyla: Tapiridae). *Mammalian Species* 42:166-182.
- Paras, A. y C. Forester. 1996. Immobilization of free ranging Baird's tapir (*Tapirus bairdii*). En: *Proceedings of the American Association of Zoo Veterinarians*. Puerto Vallarta, México.
- Paras, A., C. Forester, S. Hernandez-Divers y D. Leandro. 1996. Immobilization of free-ranging Baird's tapir (*Tapirus bairdii*). En: *Proceedings of the American Association of Zoo Veterinarians*. Puerto Vallarta, México.
- Patz, J., T. Graczyk, N. Geller y A. Vittor. 2000. Effects of environmental change on emerging parasitic diseases. *International Journal for Parasitology* 30:1395-1405.
- Peixoto, I. D. y G. Abramson. 2006. The effect of biodiversity on the hantavirus epizootic. *Ecology* 87:873-879.
- Pérez-Flores, J., S. Calmé y R. Reyna-Hurtado. 2016. Scoring body condition in wild Baird's tapir (*Tapirus bairdii*) using camera traps and opportunistic photographic material. *Tropical Conservation Science* 9:1-12.
- Pérez-Flores, J. y D. González-Solis. 2018. First record of the spinose ear tick (*Otobius megnini*) on the Baird's tapir. *International Journal of Acarology* 44:189-191.
- Primack, R.B. 2002. *Essentials of conservation biology*. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.
- Pullin, A.S. 2002. *Conservation biology*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Pukazhenthii, S., R. Padilla, D. Togna, K. Pelican, A. Benedetti, D. Smith, M. Caballero, C. Hidalgo y O. Sanjur. 2008. Biomedical survey of Baird's tapir (*Tapirus bairdii*) in captivity in Panama. En: *The Proceedings of the Fourth International Tapir Symposium*. Xcaret, Quintana Roo, México.

- Quse, V. y R. Fernandes-Santos. 2014. *Tapir veterinary manual*. IUCN/SSC Tapir Specialist Group (TSG).
- Reyna-Hurtado, R., E. Rojas-Flores y G. Tanner. 2009. Home range and habitat preferences of white-lipped peccary groups (*Tayassu pecari*) in a seasonal tropical forest of the Yucatan Peninsula, Mexico. *Journal of Mammalogy* 90:1199-1209.
- Romero-Castañón, S., B.G. Ferguson, D. Guiris-Andrade, D. Gonzalez, S. Lopez, A. Paredes y M. Weber. 2008. Comparative parasitology of wild and domestic ungulates in the Selva Lacandona, Chiapas, Mexico. *Comparative Parasitology* 75:115-126.
- Saccheri, I.J., P.M. Brakefield y R.A. Nichols. 1996. Severe inbreeding depression and rapid fitness rebound in the butterfly *Bicyclus anynana* (Satyridae). *Evolution* 50:2000-2013.
- Saccheri, I.J., R.A. Nichols y P.M. Brakefield. 2001. Effects of bottlenecks on quantitative genetic variation in the butterfly *Bicyclus anynana*. *Genetical Research* 77:167-181.
- Saunders, D., R. Hobbs y C. Margules. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5:18-32.
- Scott, M. 1988. The impact of infection and disease on animal populations: implications for conservation biology. *Conservation Biology* 2:40-56.
- Selgrade, M.K. 2007. Immunotoxicity: the risk is real. *Toxicological Sciences* 100:328-332.
- Smith, K.F. y S.M. Carpenter. 2006. Potential spread of introduced black rat (*Rattus rattus*) parasites to endemic deer mice (*Peromyscus maniculatus*) on the California Channel Islands. *Diversity and Distributions* 12:742-748.
- Smith, K.F., K. Acevedo-Whitehouse y A.B. Pedersen. 2009. The role of infectious diseases on biodiversity. *Animal Conservation* 21:1-12.
- Sonne, C., P. Leifsson, R. Dietz, E. Born, R. Letcher, L. Hyldstrup, F. Riget, M. Kirkegaard y D. Muir. 2006. Xenoendocrine pollutants may reduce size of sexual organs in East Greenland polar bears (*Ursus maritimus*). *Environmental Science and Technology* 40:5668-5674.
- Sonne, C., R. Dietz, E. Born, F. Riget, P. Leifsson, T. Bechshøft y M. Kirkegaard. 2007. Spatial and temporal variation in size of polar bear (*Ursus maritimus*) sexual organs and its use in pollution and climate change studies. *Science of the Total Environment* 387:237-246.
- Suzán, G., E. Marcé, J.T. Giermakowski, J.N. Mills, G. Ceballos, R. Ostfeld, B. Armién, J. Pascale y T. Yates. 2009. Experimental evidence for reduced rodent diversity causing increased Hantavirus prevalence. *PLoS ONE* 4:e5461.
- Suzán, G. y G. Ceballos. 2005. The role of feral mammals on wildlife infectious disease prevalence in two nature reserves within Mexico City limits. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine* 36:479-484.
- Taber, A.B., S. Chalukian, K. Minkowski, E. Sanderson et al. 2008. *Range-wide status analysis of lowland tapir (Tapirus terrestris) and white-lipped peccary (Tayassu pecari): Final report*. Wildlife Conservation Society (WCS), Buenos Aires, Argentina.
- Templeton, A.R., K. Shaw, E. Routman y S.K. Davis. 1990. The genetic consequences of habitat fragmentation. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 77:13-27.
- Terwilliger, V.J. 1978. Natural history of Baird's tapir on Barro Colorado Island, Panama Canal Zone. *Biotropica* 10:211-220.
- Vitousek, P.M., C.M. Dantonio, L.L. Loope, M. Rejmanek y R. Westbrooks. 1997. Introduced species: A significant component of human-caused global change. *New Zealand Journal of Ecology* 21:1-16.
- Vroege, C. y P. Zwart. 1972. Babesiosis in a Malayan Tapir (*Tapirus indicus* Desmarest, 1819). *Zeitschrift für Parasitenkunde* 40:177-179.
- Wikelski, M., J. Foufopoulos, H. Vargas y H. Snell. 2004. Galapagos birds and diseases: Invasive pathogens as threats for island species. *Ecology and Society* 9:5.
- Williams, K.D. 1984. *The Central American tapir (Tapirus bairdii) in northwestern Costa Rica*. Unpubl. Ph.D. Dissert, Michigan State University.
- Zhu, Y.Y., H.R. Chen, J.H. Fan, Y.Y. Wang, Y. Li, J.B. Chen, J.X. Fan, S.S. Yang, L.P. Hu, H. Leung, T.W. Mew, P.S. Teng, Z.H. Wang y C.C. Mundt. 2000. Genetic diversity and disease control in rice. *Nature* 406:718-722.



## 13. EL PAPEL DE LOS ZOOLOGICOS EN LA CONSERVACIÓN

*Fernando Gual Sill*  
*Rafael G. Tinajero Ayala y Torres Aranda*

### RESUMEN

Los zoológicos alrededor del mundo han jugado un papel fundamental en la conservación de muchas especies en peligro de extinción. En México, algunas especies silvestres tales como el lobo mexicano, el hurón de patas negras, la paloma de Socorro y el cóndor de California, han sido beneficiadas por programas de conservación *ex situ*. De esta misma manera, la conservación del tapir centroamericano puede ser apoyada por medio de programas de reproducción en zoológicos. El tapir es una especie prioritaria en México y su conservación puede ser impulsada por los zoológicos de este país con apoyo del Programa de Acción para la Conservación de la Especie Tapir Centroamericano (PACE) de la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas/Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (CONANP/SEMARNAT). La población *ex situ* del tapir centroamericano alrededor del mundo se ha incrementado gracias a la reproducción en zoológicos. El 78.5% de los 107 ejemplares bajo cuidado humano en la actualidad nació en zoológicos y 57% de la población *ex situ* se encuentra en México y Centroamérica. Por esta razón y con el objetivo de mantener una población *ex situ* viable de esta especie a largo plazo, será necesario implementar estrategias locales, nacionales y regionales efectivas, en las que los zoológicos deberán jugar un papel determinante, además de los programas de educación e investigación en apoyo a la conservación de esta especie.

**Palabras clave:** tapir centroamericano, *Tapirus bairdii*, conservación *in situ*, conservación *ex situ*, zoológico

### ABSTRACT

*Zoos around the world have played a key role in the conservation of many species that were on the verge*

of extinction. In Mexico, some wildlife species such as the Mexican wolf, the black-footed ferret, the Socorro dove, and the California condor, have benefited from ex situ conservation programs. In this same way, the conservation of the Baird's tapir (*Tapirus bairdii*) can be supported through breeding programs in zoos. The Baird's tapir is considered a priority species in Mexico which conservation may be driven by zoos in this country. These programs should support the Conservation of the Species Central American Tapir's Action Program (PACE) developed by CONANP/SEMARNAT. The ex situ population of the Baird's tapir around the world has increased through zoo based breeding programs. 78.5% of the 107 tapirs under human care were born in zoos and 57% of the entire ex situ population is found in Mexico and Central America. In order to maintain a viable ex situ population of this species, it is necessary to implement effective programs at local, national and regional scales in which zoos must play a decisive role, in addition to education and research programs to support the conservation of this species.

**Keywords:** Baird's tapir, *Tapirus bairdii*, in situ conservation, ex situ conservation, zoo

## INTRODUCCIÓN

La extinción de especies es un proceso irreversible que representa tanto la pérdida de especies, como de material genético único e irremplazable. Los esfuerzos de conservación de vida silvestre se han llevado a cabo, principalmente, a través de dos estrategias: la conservación *in situ* y la *ex situ*. La conservación *in situ* involucra todas las acciones desarrolladas en ambientes naturales, basada principalmente en la creación y manejo de áreas protegidas, como los parques y las reservas naturales. Por otro lado, la conservación *ex situ* involucra todas las acciones que se pueden desarrollar para apoyar la supervivencia de las especies silvestres fuera de su hábitat natural.

La conservación *ex situ* se lleva a cabo, principalmente, a través de zoológicos, acuarios y criaderos. Es posible considerar una tercera estrategia de conservación conocida como conservación *sorta situ*, que implica el trabajo en conjunto de las dos formas tradicionales: *in situ* y *ex situ* (Wolfe *et al.*, 2012). Esta vinculación se ha dado de manera natural a través de instituciones zoológicas que participan activamente en los programas de recuperación de especies, promoviendo y apoyando los programas y proyectos relacionados con la conservación de las especies silvestres tanto en zoológicos como en vida silvestre.

En 1993, la Organización Mundial de Zoológicos y Acuarios calculó que existen alrededor de 1000 zoológicos bien organizados que participan en asociaciones nacionales, regionales o internacionales de zoológicos y acuarios (IUDZG/CBSG, 1993). Asimismo, más de 600 millones de personas visitan todos estos zoológicos cada año; tan sólo en México, más de 20 millones de personas asisten a los zoológicos cada año (Collados, 1997). Las colecciones zoológicas representan un elemento fundamental para reforzar la conciencia conservacionista entre sus visitantes, además de que son un apoyo insustituible a los programas de investigación y conservación.

La Estrategia Global para la Conservación en los Zoológicos (The World Zoo Conservation Strategy), publicada originalmente en 1993 por la Unión Internacional de Directores de Jardines Zoológicos (IUDZG) y el Grupo Especialista de Reproducción en Cautiverio (CBSG; IUDZG/CBSG, 1993), planteó los siguientes tres objetivos, utilizando como estructura a los zoológicos del mundo:

1. Apoyar la conservación de especies y ecosistemas en peligro.
2. Ofrecer apoyo a través de la investigación para aumentar el conocimiento científico que beneficie la conservación de especies y ecosistemas.

### 3. Promover y aumentar la conciencia pública sobre la necesidad de conservar la naturaleza.

Posteriormente, la Organización Mundial de Zoológicos y Acuarios publicó la Estrategia Mundial de Conservación en Zoológicos y Acuarios (EMCZA; WAZA, 2005), por medio de la cual se promueve el concepto de la conservación integrada. Es necesario que los zoológicos concienticen a los visitantes promoviendo las relaciones sostenibles entre los seres humanos y la naturaleza, los valores de los ecosistemas y la necesidad de preservar la biodiversidad, además de practicar la ética conservacionista y colaborar con otras instituciones relacionadas. Para lograrlo, los zoológicos deben relacionar todos los aspectos de su trabajo con actividades de conservación y sustentabilidad, además de desarrollar una responsabilidad social y ambiental; asimismo, las principales actividades deben orientarse hacia la recuperación de especies amenazadas y la promoción de un ecosistema sano. Los conceptos y actividades que los zoológicos desarrollan y apoyan para lograr este concepto incluyen: conservación de poblaciones silvestres, ciencia e investigación, manejo de poblaciones, educación y capacitación, comunicación, colaboración, sustentabilidad, bioética y bienestar animal.

Cualquier programa de recuperación de especies silvestres *ex situ* deberá contemplar estos ocho aspectos para lograr que sea exitoso; es necesario entonces tener presente estos conceptos y actividades al momento de integrar una estrategia nacional para el apoyo a la conservación del tapir en México.

## LA CONSERVACIÓN *EX SITU* Y LOS ZOOLOGICOS

Posiblemente, el primer zoológico moderno que desarrolló activamente la conservación de la fauna

silvestre, además de exhibir animales y promover la educación entre los visitantes, fue el zoológico de la isla de Jersey creado en 1959 en el Reino Unido (Durrell y Durrell, 1996). Actualmente, mantener una colección de animales silvestres fuera de su lugar de origen no es justificable si no contribuye de manera directa o indirecta a la conservación de la vida silvestre, por lo que es indispensable que las colecciones de animales vivos se encuentren en condiciones adecuadas para garantizar la longevidad, reproducción y el bienestar de cada uno de los animales, esto es posible con el apoyo de un capital humano (profesional y técnico) multidisciplinario y especializado en el área. Todos estos aspectos mencionados representan una debilidad o limitante para que muchos de los zoológicos en México se inserten en los programas de conservación de especies amenazadas o en peligro de extinción.

En el caso particular del tapir existen lineamientos a detalle de los aspectos fundamentales para el manejo y el mantenimiento de esta especie bajo cuidado humano (Barongi *et al.*, 2013; Shoemaker *et al.*, 2003). Estos lineamientos han sido integrados por el grupo de especialistas de tapir (Tapir Specialist Group), con el objetivo de mantener la salud y el bienestar de los ejemplares en los zoológicos y promover su reproducción.

El intercambio de conocimientos y experiencias sobre el manejo y la reproducción de especies silvestres, así como el esfuerzo conjunto entre instituciones, es especialmente necesario en zoológicos y acuarios donde no ha habido éxito en su reproducción. En estos casos se debe fomentar el trabajo conjunto entre universidades y centros de investigación, así como entre biólogos y médicos veterinarios de campo para obtener mayores conocimientos de las especies nativas de la región; un manejo apropiado de las especies se traduce en el mantenimiento de un invaluable reservorio genético.

Aunque existe un gran número de casos en los que la reproducción en zoológicos ha evitado la extinción de especies en peligro, hay un número

mayor de especies que se extinguieron sin que estas instituciones zoológicas hayan podido evitarlo. La capacidad de los zoológicos y acuarios, aún sigue siendo limitada. Dependiendo de diversos parámetros biológicos de cada especie, en vertebrados se calcula que se requiere una población de aproximadamente 250 a 500 individuos para mantener al menos 90% de la variabilidad genética existente por un periodo de 100 años, aproximadamente (IUDZG/CBSG, 1993). Tomando en cuenta el cálculo de la Organización Mundial de Zoológicos y Acuarios, que contempla que existen cerca de 1 millón de animales silvestres en alrededor de 1 000 zoológicos bien organizados en todo el mundo, y asumiendo que la mitad del espacio disponible en estas instituciones es utilizado para programas de conservación *ex situ*, se calcula que la comunidad zoológica podría mantener individuos de mil a 2 mil especies en peligro de extinción. Para el éxito de estos programas, las poblaciones de animales silvestres bajo cuidado humano se deberán manejar de manera global como metapoblaciones (IUDZG/CBSG, 1993; WAZA, 2005).

Aunque estos esfuerzos se pudieran considerar mínimos en comparación con el acelerado ritmo de extinción que enfrentan las especies silvestres, se ha demostrado en diversos proyectos de recuperación de especies la importancia de la conservación *ex situ* como una herramienta para apoyar la conservación *in situ*, incluyendo especies amenazadas o en grave peligro de extinción. Se ha documentado que la reproducción en instituciones zoológicas ha sido fundamental en la recuperación de al menos 13 especies de un grupo de 68 vertebrados en los que el nivel de amenaza, de acuerdo con la Lista Roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), se logró disminuir. Dentro de estas especies están el oryx de Arabia (*Oryx leucoryx*), el caballo de Przewalski (*Equus ferus przewalskii*), el bisonte europeo (*Bison bonasus*), el hurón de patas negras (*Mustela*

*nigripes*) y el cóndor de California (*Gymnogyps californianus*), entre otros (Conde *et al.*, 2011a; Conde *et al.*, 2011b; Hoffmann *et al.*, 2010).

Los programas de conservación *ex situ* no son tan abundantes en los países de Latinoamérica; sin embargo, existen algunos ejemplos notables y exitosos como el del cóndor andino (*Vultur gryphus*), con el que países como Argentina, Colombia y Venezuela participan activamente en la recuperación de la especie en vida silvestre, mientras que los zoológicos de Estados Unidos de América colaboran aportando experiencia en programas de reproducción, capacitación y entrenamiento del personal (Gual Sill *et al.*, 2006).

México ha participado en algunos programas de reproducción *ex situ* de ciertas especies, evitando su extinción. A partir del año 1987, algunos zoológicos de México colaboran en el programa binacional de reproducción del lobo mexicano (*Canis lupus baileyi*), en conjunto con las autoridades de nuestro país y de los Estados Unidos de América. Otras especies de México que se han beneficiado de estos programas de reproducción *ex situ* incluyen al hurón de patas negras (*Mustela nigripes*), la paloma de Socorro (*Zenaida graysoni*) y el cóndor de California (*Gymnogyps californianus*) (Ceballos y Eccardi, 2003). Sin duda, muchas otras especies silvestres en México que se encuentran amenazadas o en peligro de extinción podrían beneficiarse a través de programas de reproducción, investigación y conservación *ex situ* bien establecidos; tal es el caso del tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*).

### LOS ZOOLOGICOS EN MÉXICO Y LA CONSERVACIÓN DE ESPECIES SILVESTRES PRIORITARIAS

En nuestro país, en los últimos 20 años, el número de instituciones zoológicas (zoológicos, acuarios, criaderos y otras unidades de manejo para la

conservación y aprovechamiento sustentable de la vida silvestre/UMA ha ido en aumento. Un aspecto fundamental es que sus colecciones incluyen un número creciente de individuos que pertenecen a especies amenazadas o en peligro de extinción, lo que constituye una gran oportunidad para que estas instituciones apoyen programas de recuperación de especies silvestres.

Originalmente, el Programa de Conservación de la Vida Silvestre y Diversificación Productiva en el Sector Rural, del Instituto Nacional de Ecología de la SEMARNAT, consideraba 22 especies como prioritarias (SEMARNAT, 1997). Este número de especies prioritarias ha aumentado y actualmente la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP), a través de la Dirección de Especies Prioritarias para la Conservación (DEPC), coordina el Programa de Conservación de Especies en Riesgo (PROCER), que tiene como objetivo general lograr la recuperación de especies prioritarias en riesgo. Para cada especie en riesgo la DEPC desarrolla, en coordinación con grupos de trabajo constituidos por expertos de los sectores gubernamental, académico y de la sociedad civil, un Programa de Acción para la Conservación de Especies (PACE). Cada PACE incluye acciones sobre generación de conocimiento, manejo, recuperación, protección, gestión y cultura encaminadas a la conservación y recuperación de la especie de interés y de su hábitat, tanto en áreas naturales protegidas federales como en otras áreas prioritarias del país (SEMARNAT y CONANP, 2014; SEMARNAT, 2009).

Muchos de los zoológicos de México mantienen bajo cuidado humano ejemplares de diversas especies consideradas prioritarias por la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), incluyendo: el lobo mexicano (*Canis lupus baileyi*), el oso negro (*Ursus americanus*), el borrego cimarrón (*Ovis canadensis*), el águila real (*Aquila chrysaetos*), el jaguar (*Panthera onca*), tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*), guacamaya verde (*Ara militaris*), guacamaya escarlata (*Ara macao*), cocodrilo de río (*Crocodylus acutus*), cocodrilo de pantano (*Crocodylus moreletii*), caimán (*Caiman crocodylus*) y el manatí del Caribe (*Trichechus manatus*). También desarrollan programas de educación e investigación con muchas de ellas, colaborando de forma directa o indirecta en la conservación de estas especies. Asimismo, personal de los diferentes zoológicos ha participado en los subcomités técnicos consultivos para la conservación de especies prioritarias de la entonces Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca (SEMARNAP). El 30 de noviembre de 2001 se integró el subcomité correspondiente para promover la recuperación y conservación del tapir centroamericano y del pecarí de labios blancos (*Tayassu pecari*; SEMARNAT, 2005). Posteriormente, en el 2009, se integró el PACE Tapir Centroamericano (*Tapirus bairdii*), que contempla dentro de las estrategias de conservación el componente de manejo de la especie de forma *ex situ* y que incluye el rescate de ejemplares capturados de manera ilícita, el desarrollo e implementación de protocolos, normas y técnicas estandarizadas para el manejo de la especie, además de la integración de un plan nacional de manejo y conservación de la especie bajo cuidado humano. En el componente de investigación científica se contempla impulsar estudios sobre alimentación, variabilidad genética y salud de poblaciones *in situ* y *ex situ*. Finalmente, en el componente de educación ambiental se promueve el establecimiento de programas de educación ambiental a través de la participación de universidades, centros de investigación, zoológicos y UMA (SEMARNAT, 2009). Es necesario desarrollar las acciones contempladas en el PACE para apoyar su conservación *ex situ* en los zoológicos de México.

### LA ASOCIACIÓN DE ZOOLOGICOS, CRIADEROS Y ACUARIOS DE MÉXICO (AZCARM)

En México existen 108 zoológicos registrados ante la SEMARNAT, de los cuales, solamente 95 se

encuentran en funcionamiento; alrededor de 32 de estas instituciones zoológicas forman parte de la Asociación de Zoológicos, Criaderos y Acuarios de México (AZCARM). Esta asociación fue creada con la finalidad de apoyar el desarrollo de los zoológicos, criaderos y acuarios a través de programas de conservación, investigación científica y educación ambiental. La AZCARM promueve de forma prioritaria la recuperación de especies mexicanas en peligro de extinción o en cualquier otra categoría de riesgo. Al estar conformada por zoológicos y acuarios de diversas regiones, la AZCARM coadyuva en la conservación de la vida silvestre, terrestre y acuática, tanto *in situ* como *ex situ*.

### PROYECTOS DE CONSERVACIÓN DE INSTITUCIONES PERTENECIENTES A LA AZCARM

Algunas de las instituciones zoológicas que colaboran con la AZCARM desarrollan proyectos de conservación *in situ*, aunque la mayor parte de los proyectos registrados son *ex situ*. Sigler (2001) llevó a cabo un análisis de los proyectos de conservación de especies silvestres que realizaban algunos miembros de la AZCARM. Las 29 instituciones que participaron en la encuesta registraron 37 proyectos que promueven la conservación de por lo menos 50 especies silvestres, dos proyectos que apoyan la conservación de arrecifes, un proyecto de educación y uno de comercialización. Los proyectos registrados en ese estudio promovían la conservación de 12 especies de mamíferos, más de nueve especies de aves, ocho de reptiles, uno de anfibios y uno de peces. Las especies en las que se desarrolló un mayor número de proyectos de conservación fueron: guacamaya verde (3), lobo mexicano (3), tortugas marinas (3), venado cola blanca (2), ocelote (2) y cocodrilo de río (2). Algunas de las especies amenazadas o en peligro de extinción contempladas por un sólo proyecto abarcaron al tapir, jaguar,

borrego cimarrón, águila real, cotorra serrana, loro cabeza amarilla, guacamaya roja, flamenco del Caribe, guajolote norteño, ajolote de Xochimilco y achoque de Pátzcuaro. Dieciocho de los proyectos de conservación registrados son *ex situ*, 10 son *in situ* y nueve más son realizados de manera conjunta en zoológicos y en vida silvestre.

En otro estudio realizado sobre conservación *in situ* que realizan algunos zoológicos de Latinoamérica y el Caribe (Matamoros-Hidalgo, 2004), se observó que solamente cuatro instituciones mexicanas registraron proyectos: el Zoológico Miguel Álvarez del Toro (ZooMAT) cinco proyectos por especie (tapir, ocelote, cocodrilos, tortugas de agua dulce, psitácidos) además de dos proyectos dirigidos a la conservación del hábitat (manejo de reservas de la biosfera y estudios del efecto de la fragmentación del hábitat en las aves), la Dirección General de Zoológicos de la Ciudad de México (DGZCM) con seis proyectos (lobo mexicano, zacatuche, borrego cimarrón, ocelote, ajolote de Xochimilco y panda gigante), el Jaguar Zoo con un sólo proyecto (jaguar) y Xcaret con cuatro proyectos (flamenco del Caribe, manatí, flora para mariposas y tortugas marinas).

### INFRAESTRUCTURA DE APOYO A LOS PROGRAMAS DE CONSERVACIÓN EN LOS ZOOLOGICOS

Los exhibidores son una herramienta indispensable que utilizan los zoológicos para comunicar a los visitantes el mensaje de la importancia de los animales silvestres (Coe, 1996). Algunos de los zoológicos mexicanos han iniciado una transformación parcial hacia lo que se puede considerar un centro de conservación, a través de programas y estrategias relacionadas con la conservación, además de llevar a cabo remodelaciones totales o parciales de sus instalaciones. Algunos ejemplos de zoológicos mexicanos que han llevado a cabo remodelaciones totales o parciales, son: el zooló-

gico de Chapultepec (Gual Sill y Garza, 2001) y el de San Juan de Aragón (Gual Sill *et al.*, 2006), el zoológico de Tamatán, Africam Safari, los zoológicos de Guadalajara y Morelia, Parque Xcaret, el zoológico Regional Miguel Álvarez del Toro (ZooMAT), el zoológico de León, el Museo del Desierto de Saltillo, el Parque Museo La Venta, Yumká, Bioparque Estrella, los zoológicos de Zacango y de Neza, Zoofari y El Centenario.

Con respecto al manejo de poblaciones, la AZCARM ha promovido entre los zoológicos de México la implementación de planes estratégicos para el manejo integral de las colecciones zoológicas. Asimismo, muchos de los zoológicos han utilizado herramientas como el *International Species Information System (ISIS)*, que representa un sistema global para el manejo de colecciones vivas y que integra información sobre miles de especies de animales mantenidas en 800 zoológicos de casi 80 países, a través del programa *Animal Record Keeping System (ARKS)*, mismo que ha sido sustituido por un nuevo sistema llamado *Zoological Information Management System (ZIMS)*. Estos programas integran una base de datos global que contiene la información de salud y bienestar animal, así como registros, movimientos y manejo de individuos, lo que promueve una manipulación adecuada de las poblaciones silvestres bajo cuidado humano; algunos de los principales zoológicos en México ya participan en este esfuerzo.

Adicionalmente, algunas instituciones zoológicas de México colaboran con el registro de *studbooks* o libros de pedigrís de diversas especies. Los zoológicos que participan con AZCARM colaboran en al menos 10 *studbooks* de aves, uno de reptiles y 33 de mamíferos, que incluyen al tapir, entre otras especies prioritarias. Cabe hacer mención que los zoológicos de México participan enviando información a los dos *studbooks* existentes del tapir centroamericano: el internacional y el regional mesoamericano; actualmente la persona encargada de integrar el *studbook* internacional

del tapir (*studbook keeper*) es Carolina Holguín González, quien labora en el zoológico Africam Safari, en Valsequillo, Puebla, México.

Algunos zoológicos de México participaron en su momento con la AZCARM en el programa de Estrategias de Colaboración para la Recuperación de Especies (ECRE), que consistió en la integración de un plan de colaboración entre diversos zoológicos mexicanos y del extranjero para promover el intercambio de información y de individuos de especies seleccionadas para lograr su conservación a largo plazo. Inicialmente se contemplaron para este programa tres especies nativas de México que incluyen precisamente al tapir, además del mono araña y la guacamaya escarlata. A finales del 2017, la AZCARM firmó un convenio de concertación con la CONANP para proteger diversas especies prioritarias, en el que se contempló la conservación del tapir centroamericano a través de su manejo y reproducción en zoológicos.

### LA POBLACIÓN DEL TAPIR CENTROAMERICANO BAJO CUIDADO HUMANO

El zoológico de Londres fue el primero en mantener tapires centroamericanos (uno en 1871 y otro en 1872); anteriormente, las especies de tapir eran confundidas en los zoológicos y no se tenía la certeza a cuál pertenecían. Posteriormente, en 1900, en los Estados Unidos de América, el zoológico nacional de Washington adquirió un ejemplar (Todd y Matola, 2001). El primer nacimiento de esta especie en un zoológico fue registrado en México, en el zoológico de Tuxtla Gutiérrez, en 1960, a partir de ejemplares adquiridos por el zoológico entre 1954 y 1955 (Álvarez del Toro, 1966). Para el año de 1970, este zoológico contaba con siete ejemplares; sin embargo, una epizootia, en ese mismo año, diezmó la población y solamente una pareja sobrevivió

(Todd y Matola, 2001). Más adelante, entre 1960 y 1980, esta especie se reprodujo en zoológicos de los Estados Unidos: de ocho fundadores se lograron diversos nacimientos. Para 1999 se registró una relación de 26 machos (70.27% de la población) por 11 hembras (29.73% de la población), observándose una clara tendencia hacia los nacimientos de machos en zoológicos (Todd y Matola, 2001).

En 1987 se reporta en México que en los zoológicos Miguel Álvarez del Toro, en Tuxtla Gutiérrez, Chiapas; Parque Benito Juárez, en Morelia, Michoacán; Payo Obispo, en Chetumal, Quintana Roo; Centenario, en Mérida, Yucatán y el Zoológico de Chapultepec “Alfonso L. Herrera” en la Ciudad de México (figura 1), había ejemplares de esta especie. Asimismo, se reportó a nivel mundial una población bajo cuidado humano de 19 individuos de esta especie (que pudiera estar subestimada de acuerdo con los registros actuales), incluyendo una población de nueve ejemplares en los zoológicos en México (Cota-Corona, 1987).

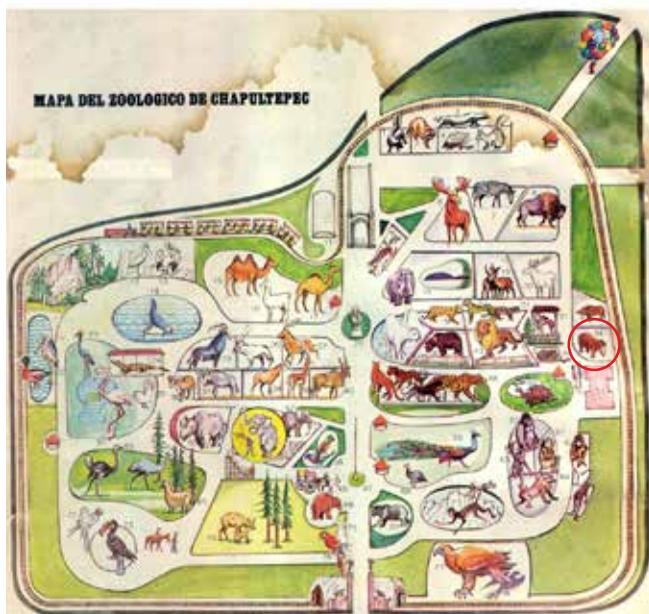


Figura 1. Antiguo mapa del zoológico de Chapultepec, Ciudad de México, en el que se muestra la ubicación del tapir centroamericano (núm. 34).

Este mismo documento concluye proponiendo la realización de un mayor número de estudios de esta especie, tanto *ex situ* como en vida silvestre, y menciona que es urgente legislar y crear un comité interdisciplinario para su protección, así como introducir la especie en reservas establecidas, sugiriendo con esto que la forma ideal de preservar *T. bairdii* es en su hábitat natural. Si se toma en cuenta este documento, aparentemente en los últimos 20 años se han tenido grandes avances en cuanto a la generación de información de esta especie, tanto en zoológicos como en vida silvestre.

De acuerdo con el *studbook* internacional del tapir centroamericano (Roman, 2012) y de una actualización de esta información (Carolina Holguín González, com. per.), históricamente se han registrado un total de 330 individuos: 181 machos, 142 hembras y 7 ejemplares en los que no se registró el sexo. Actualmente, la población de esta especie bajo cuidado humano en zoológicos, registrada al 10 de agosto del 2018, cuenta con 107 ejemplares vivos albergados en 40 centros

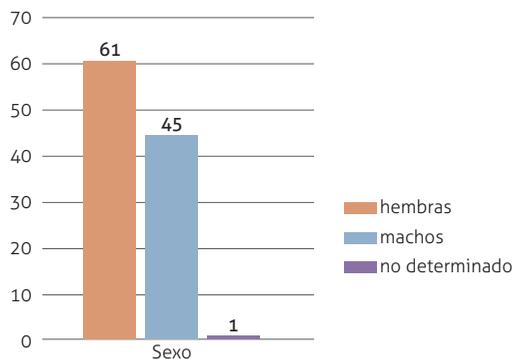


Figura 2. Población mundial de tapires centroamericanos en instituciones zoológicas (octubre 2018)

de rescate y zoológicos en todo el mundo. Esta población incluye 61 machos (57% de la población), 45 hembras (42% de la población) y 1 ejemplar en el que no se ha registrado el sexo (figura 2).

De estos 107 ejemplares vivos, 84 nacieron en zoológicos (78.5% de la población) y 23 fueron capturados de vida silvestre (21.5% de la población; figura 3). El 55.9% de los ejemplares nacidos bajo cuidado humano (47 ejemplares) corresponden a individuos machos y 42.8% (36 ejemplares) corresponden a hembras. Asimismo, 60.9% de los ejemplares capturados en vida silvestre son machos y 39.1% son hembras.

Un dato importante que hay que considerar para los programas de manejo de esta especie es que 19 de las 40 instituciones que albergan al tapir centroamericano en sus instalaciones, sólo cuentan con un ejemplar de la especie o con más de un ejemplar pero del mismo sexo. Este es el caso de cuatro de las siete instituciones en México que alojan tapires. En los zoológicos de México y Centroamérica se cuenta con 57.9% (62 ejemplares) de todos los ejemplares de tapir cen-

troamericano bajo cuidado humano (figura 4). Asimismo, los zoológicos mantienen al 60% de las hembras de esta especie bajo cuidado humano en el mundo ( $n=27$ ).

De acuerdo con los datos más recientes del *studbook* internacional (Carolina Holguín González, com. pers.), México cuenta con 18 ejemplares (9 machos y 9 hembras) en siete zoológicos diferentes: Miguel Álvarez del Toro-ZooMAT, Africam Safari, Xcaret (figura 5), Centenario (Animaya), ecoparque Aluxes, León (figura 6) y Chapultepec (figura 8). Los zoológicos Miguel Álvarez del Toro-ZooMAT, Africam Safari y ecoparque Aluxes mantienen parejas con posibilidad de reproducción.

En los zoológicos de los Estados Unidos de América se encuentran 34 ejemplares (31.7% de la población) en 16 instituciones diferentes (figura 4). Estas instituciones cuentan con un total de 15 hembras (34% de la población total de hembras) y 19 machos. Solamente 10 de estos zoológicos tienen posibilidad de reproducción.

En Europa y Asia, únicamente seis instituciones albergan esta especie (tres zoológicos en Alemania, uno en la República Popular China y dos

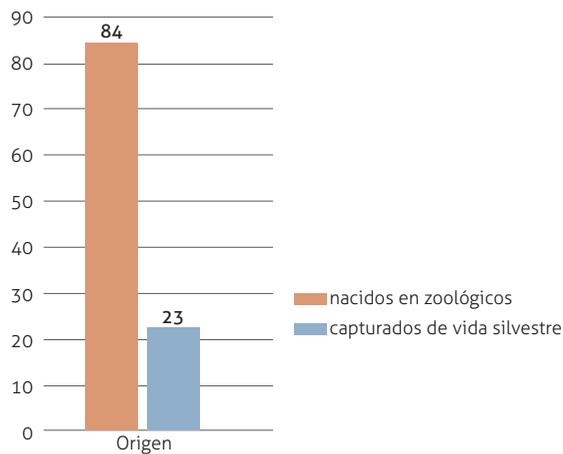


Figura 3. Origen de la población de tapires centroamericanos en instituciones zoológicas (octubre 2018)

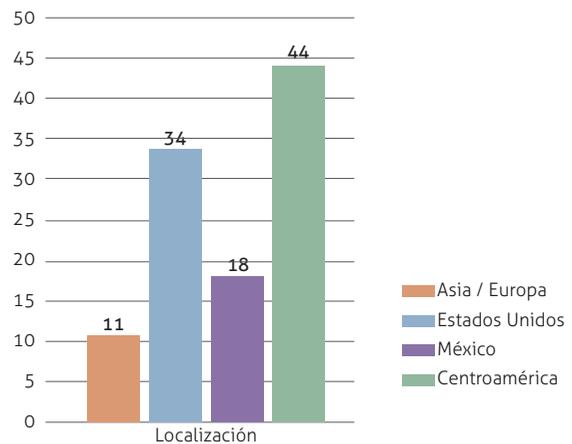


Figura 4. Localización de los ejemplares de tapires centroamericanos en instituciones zoológicas (octubre 2018)

en Japón). En total cuentan con 11 ejemplares (7 machos, 3 hembras y 1 ejemplar sin definir) y solamente dos de estos zoológicos tienen la posibilidad de reproducción.

De acuerdo con diversas fuentes (Barongi *et al.*, 2013; Shoemaker *et al.*, 2003; Todd y Matola, 2001), la edad a la que los tapires presentan su madurez sexual depende de varios factores incluyendo el medio ambiente, la nutrición y la salud de los ejemplares. Las hembras han quedado gestantes desde los 13 meses de edad pariendo a los 26 meses y en los machos la madurez sexual se presenta a partir de los 24 meses de edad, por lo



Figura 5. Ejemplar de tapir centroamericano macho localizado en Xcaret, Quintana Roo, México.

Figura 6. Ejemplar de tapir centroamericano macho localizado en el zoológico de León, Guanajuato, México.

que se recomienda la separación de las hembras de sus crías, parejas o cualquier otro macho a los 15 meses de edad. Asimismo, se ha registrado que la edad reproductiva de los tapires sobrepasa los 20 años e inclusive las hembras pueden parir a los 30 años: una hembra de tapir malayo tuvo a su decimoquinta cría a esta edad (Todd y Matola, 2001).

En el tapir centroamericano se tiene registrado un récord de longevidad en zoológicos de una hembra que murió alrededor de los 29 años de edad (Seitz, 2002); sin embargo, las edades de los ejemplares de tapir centroamericano que componen la población actual *ex situ* (calculada hasta agosto del 2018) van desde los 2 meses hasta los 34 años. Un ejemplar hembra (núm. de *studbook* 27 del zoológico de Milwaukee) tiene a la fecha 34 años y 9 meses de edad, y un macho (núm. de *studbook* 28 del zoológico de San Diego) registra una edad de 34 años con 4 meses. El 73.8% ( $n=79$ ) de todos los ejemplares cuentan con una edad de dos a 20 años; si en esta cifra se incluyen los ejemplares de menos de dos años se incrementa a 82.2% ( $n=88$ ) de la población (figura 7).

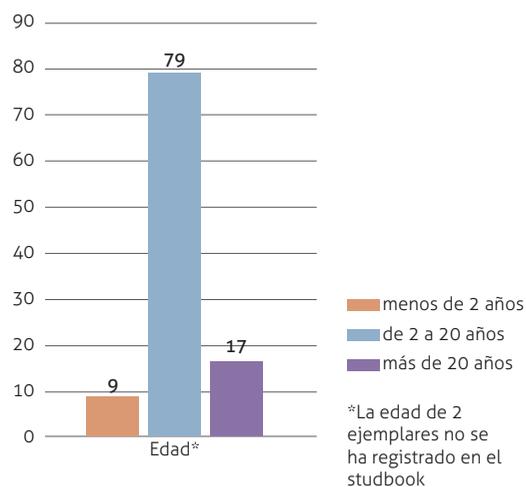


Figura 7. Edad de los ejemplares de tapir centroamericano en instituciones zoológicas.

Tomando en cuenta solamente a las hembras, 77.8% (n=35) tienen una edad de dos a 20 años; si se incluye a las hembras de menos de dos años, la cifra se incrementa 88.9% (n=40). Estas cifras excluyen a cinco hembras de más de 20 años que, de acuerdo con los registros de longevidad y edad reproductiva, también algunas podrían reproducirse.

## DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

La Estrategia Mundial de Conservación en Zoológicos y Acuarios (Byers *et al.*, 2013; WAZA, 2005) define claramente los aspectos que los zoológicos deben desarrollar para apoyar el concepto de la *conservación integrada*, incluyendo la conservación de poblaciones silvestres, la investigación, el manejo de poblaciones, la educación y capacitación, la colaboración entre instituciones, el concepto de la sustentabilidad en el manejo de los recursos y la bioética y el bienestar animal.

Es importante desarrollar el programa de re-

producción en instituciones zoológicas y demás actividades contempladas en el PACE, ya que se considera un aspecto fundamental que apoya la conservación del tapir centroamericano.

El manejo de ejemplares silvestres bajo cuidado humano en zoológicos constituye la última oportunidad para la conservación de algunas de las especies silvestres más amenazadas del mundo que pudieran desaparecer en el transcurso de una década. El tapir en México es una de las especies en peligro de extinción que requiere de apoyo inmediato, por medio de alternativas como los programas de conservación *ex situ* en los zoológicos y por supuesto a través de la vinculación con los programas de protección y recuperación en vida silvestre (ver conceptos de la conservación integrada –conservación *sor-ta situ*), tomando en cuenta la importancia de proteger sus ambientes naturales para la conservación de la biodiversidad en nuestras regiones.

Cabe hacer mención que se han registrado esfuerzos tangibles por lograr el vínculo entre el



Figura 8. Ejemplar de tapir centroamericano macho localizado en el zoológico de Chapultepec, Ciudad de México, México.

manejo *ex situ* y en vida silvestre para la conservación de esta especie, como es el caso de un ejemplar macho (*studbook* 279) nacido en el Centro de Rescate para la Vida Silvestre La Marina, en Costa Rica, el 30 de abril del 2010 en el Centro de Rescate para la Vida Silvestre La Marina, en Costa Rica, mismo que fue liberado en el Parque Nacional Corcovado en Costa Rica el 10 de noviembre del 2012 (Carolina Holguín González, com. pers.); este es el primer reporte de la reintroducción de un ejemplar de tapir centroamericano nacido bajo cuidado humano. Asimismo, en México se han registrado rescates de ejemplares heridos de esta especie en vida silvestre que requieren cuidados temporales para proporcionarles atención médico veterinaria y lograr su posterior liberación (CONANP, 2015; J. Pérez-Flores, com. pers.). Estas acciones abren la puerta para desarrollar el vínculo indispensable entre el trabajo en zoológicos y la conservación en vida silvestre del tapir.

Con el objeto de contribuir realmente con la conservación de esta especie es necesario que toda la población del tapir centroamericano bajo cuidado humano en México y en el resto del mundo, se maneje como una metapoblación, promoviendo un manejo genético poblacional adecuado e impulsando la colaboración entre instituciones, tal y como se ha logrado en los programas de conservación del lobo mexicano y el cóndor de California. Los zoológicos, y demás instituciones dedicadas a la conservación de especies silvestres, deberán participar activamente y cumplir con las recomendaciones que se realizan a través de los planes regionales y planes estratégicos de colección, para un manejo adecuado que apoye la conservación de esta especie. La integración de los esfuerzos de cooperación entre los países de la región garantiza una protección integral de esta y otras especies en común, lo cual es factible a través de la celebración de convenios internacionales. En este sentido, México deberá trabajar con los países de

la región interesados en la conservación del tapir.

Como ya se citó anteriormente, algunas organizaciones, tales como el Taxon Advisory Group (TAG) del tapir, cuentan con lineamientos a detalle sobre el manejo y mantenimiento de esta especie en zoológicos (Barongi *et al.*, 2013; Shoemaker, *et al.*, 2003). Es necesario tomar en cuenta estos lineamientos y asegurar que, tanto las autoridades, los zoológicos y las asociaciones regionales, cuenten con programas, personal e instalaciones adecuadas para mantener en buenas condiciones al tapir bajo cuidado humano; las instituciones deberán disponer de los recursos necesarios para mantener ejemplares de tapir en buen estado, incluyendo el apoyo a los programas educativos, de investigación y en vida silvestre.

De acuerdo con los datos disponibles de tapires centroamericanos, actualmente se cuenta con una población de 107 ejemplares bajo cuidado humano, de los cuales 84 nacieron en zoológicos (78.5% de la población). Esto quiere decir que los zoológicos pueden proporcionar las condiciones adecuadas para mantener una población en buenas condiciones y promover su reproducción. En el transcurso de los últimos 30 años, la población en zoológicos de México se ha incrementado; actualmente existen 18 ejemplares, a diferencia de los nueve individuos reportados por Cota-Corona en 1987.

Debido a que actualmente 17 de las 40 instituciones que albergan tapir centroamericano solamente cuentan con un ejemplar de la especie o con más de un ejemplar, pero del mismo sexo, por el momento la reproducción en sus instalaciones no es una opción a menos de que se utilicen técnicas de reproducción asistida. En México se registraron tres instituciones que cuentan con un macho y otra más que tiene 2 hembras, lo que las limita para participar en su reproducción. Es necesario incrementar el número de parejas reproductivas y promover la reproducción de más ejemplares en zoológicos y que no han tenido la

oportunidad de reproducirse. En otras especies similares, como el tapir malayo (*Tapirus indicus*), se han detenido los programas de reproducción *ex situ* por falta de espacio y se ha propuesto que los individuos excedentes sean trasladados a colecciones privadas (Tudge, 1992), lo que liberaría espacio vital para los zoológicos que mantienen las condiciones e instalaciones adecuadas para apoyar la reproducción de estas especies. Este podría ser el caso del programa del tapir centroamericano, ya que muchos zoológicos de los Estados Unidos de América y de países de Centroamérica mantienen ejemplares excedentes que algunos zoológicos de México han recibido o podrían seguir recibiendo para colaborar con el programa *ex situ*.

De acuerdo con la literatura científica, las hembras tienen un potencial máximo de reproducirse cada dos años hasta los 30 años de edad (Todd y Matola, 2001); tomando en cuenta la edad de cada una de las hembras de esta especie en zoológicos en todo el mundo, esta población tendría la capacidad de producir alrededor de 462 crías. Si solamente se tomara en cuenta el potencial reproductivo de las hembras de menos de 20 años ( $n = 40$ ), reproduciéndose solamente hasta los 20 años, el número de crías máximo se reduce a 255 crías, lo que permitiría mantener una población *ex situ* viable de esta especie a largo plazo.

Aunque aparentemente la tendencia de un mayor número de machos nacidos en zoológicos (en 1999 se registró una relación 70.27% de machos por solo 29.73% de hembras; Todd y Matola, 2001) ha disminuido (actualmente 55.9% de los ejemplares nacidos bajo cuidado humano son machos y 42.8% son hembras), ésta no se ha revertido, por lo que sería necesario estudiar las posibles causas de esta tendencia. Tomando en cuenta este aspecto, las 39 hembras de menos de 20 años de edad que se encuentran actualmente en instituciones zoológicas, tendrían un potencial de producir hipotéticamente alrededor de 109 hembras, mis-

mas que seguramente se reproducirán y aportarán un número importante de crías. Es claro que la reproducción depende del mantenimiento de estos ejemplares en buenas condiciones de salud y bienestar; adicionalmente, es necesario tomar en cuenta la mortalidad que puede darse a través de los años y la falta de espacio y de parejas compatibles para evitar la consanguinidad; todos estos factores limitan este potencial.

Por tal motivo, es importante continuar con un manejo genético adecuado para evitar que algunos individuos se encuentren sobrerrepresentados en la población, cuidando la reproducción de cada ejemplar de acuerdo con el grado de parentesco con respecto al resto de la población, promoviendo la inclusión en los programas de reproducción de aquellos individuos que por alguna razón no se han reproducido, e incrementando, a su vez, el número de fundadores utilizando los ejemplares capturados en vida silvestre que se encuentran en zoológicos y que no se han reproducido. Esto podría asegurar el mantenimiento a largo plazo de una población sana de tapir centroamericano bajo cuidado humano. Asimismo, debido a la situación de las áreas naturales y el suelo de conservación en los países en donde se distribuye naturalmente esta especie, es muy probable que continúe la captura y/o cacería ilegal del tapir, por lo que seguramente algunos ejemplares procedentes de decomisos y rescates en zonas fragmentadas o crías de hembras que mueran en vida silvestre, se incluirán en los programas de reproducción *ex situ*.

La supervivencia de las especies dependerá de la cooperación entre todas las partes involucradas en la conservación *ex situ* e *in situ* y del reconocimiento mutuo de la interdependencia de sus esfuerzos conservacionistas (conservación *sorta situ*). Este aspecto es fundamental para la recuperación del tapir y de muchas otras especies en peligro de extinción, de ahí la importancia de buscar estrategias que permitan la interconexión

de los programas de conservación y que combinen, a su vez, puntos de vista ecológicos y económicos para llevar a cabo la integración sostenible entre las poblaciones humanas y el ambiente. De igual manera, no hay que olvidar el potencial que tienen los zoológicos con respecto a los programas de educación, de capacitación de profesionistas y técnicos, de captación de recursos y de investigación del tapir (tanto *ex situ* como en vida silvestre) en apoyo a su conservación.

La finalidad de los programas de conservación *ex situ*, y en sí de los programas de reproducción en instituciones zoológicas, es reforzar más no reemplazar las poblaciones silvestres. Es necesario promover el apoyo de los programas de conservación integrada o *sorta situ* en los zoológicos, así como los de instituciones científicas, de las autoridades y agencias conservacionistas para contribuir a la conservación de las especies en situación crítica, como es el caso del tapir centroamericano en nuestra región.

## REFERENCIAS

- Álvarez del Toro, M. 1966. A note on the breeding of Baird's Tapir (*T. bairdii*) at Tuxtla Gutierrez Zoo. *International Zoo Yearbook* 6:196-197.
- Barongi, R., M. Edwards, J. Flanagan, D. Janssen, A. Shoemaker, M. Stancer, D. Zimmerman. 2013. *Tapir (Tapiridae) care manual*. En: [https://www.speakcdn.com/assets/2332/tapir\\_acm\\_2013.pdf](https://www.speakcdn.com/assets/2332/tapir_acm_2013.pdf), última consulta: 22 de septiembre del 2018.
- Byers, O., C. Lees, J. Wilcken y C. Schwitzer. 2013. The one plan approach: the philosophy and implementation of CBSG's approach to integrated species conservation planning. *WAZA magazine* 14:2-5.
- Ceballos, G. y F. Ecardi. 2003. *Animales de México en peligro de extinción*. Fundación Alejo Peralta, Ciudad de México.
- Coe, J. 1996. What is the message? Education through exhibit design. En: *Wild mammals in captivity. Principles and techniques*. D.G. Kleiman, M.E. Allen, K.V. Thomson y S. Lumpkin (eds.). The University of Chicago Press, Chicago, pp. 167-174.
- Collados G. 1997. *El rol de los zoológicos contemporáneos*. Tesis de licenciatura, Facultad de Arquitectura, Urbanismo y Paisaje, Universidad Central de Chile.
- CONANP. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. 2015. *Logra CONANP rescatar a un tapir y devolverlo a su hábitat*. En: <https://www.gob.mx/conanp/prensa/logra-conanp-rescatar-a-un-tapir-y-devolverlo-a-su-habitat-22495>, última consulta 1 de enero del 2019.
- Conde Ovando, D.A., N. Flesness, F. Colchero, O.R. Jones y A. Scheuerlein. 2011a. Zoos and captive breeding. *Science* 331:1390-1391.
- Conde Ovando, D.A., N. Flesness, F. Colchero, O.R. Jones y A. Scheuerlein. 2011b. Zoos and captive breeding: response. *Science* 332:1150-1151.
- Cota-Corona, E. 1987. *Manual de manejo de tapir (Tapirus bairdii) en cautiverio*. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias-UNAM, Ciudad de México
- Durrell, G. y L. Durrell. 1996. Foreword. En: *Wild mammals in captivity: Principles and techniques*. D.G. Kleiman, M.E. Allen, K.V. Thomson y S. Lumpkin (eds.). The University of Chicago Press, Chicago, pp. XIII-XIV.
- Gual-Sill, F. y J. Garza. 2001. Zoológico de Chapultepec "Alfonso L. Herrera". En: *Encyclopedia of the world's zoos*. Fitzroy Dearborn Publishers, Chicago, pp. 1433-1436.
- Gual Sill, F., J.A. Rivera Rebolledo, R. Tinajero-Ayala, P. Menéndez Martínez, S. Pérez Garmendía, J.C. Ortega Sáez, J. Calderón Figueroa et al. (eds.). 2006. *Centros de conservación del siglo XXI, Los zoológicos de la Ciudad de México*, Memorias 2001-2006. Ciudad de México, México. En: <http://centro.paot.org.mx/documentos/sma/memorias2001-2006.pdf>, última consulta 21 de octubre del 2018.
- Hoffmann, M., C. Hilton-Taylor, A. Angulo, M. Böhm, T.M. Brooks, S.H. Butchart, K.E. Carpenter, et al. 2010. The impact of conservation on the status of the world's vertebrates. *Science* 330:1503-1509.
- IUDZG/ CBSG. Unión Internacional de Directores de Jardines Zoológicos/Grupo Especialista de Reproducción en Cautiverio. 1993. *The world zoo conservation strategy; the role of the zoos and aquaria of the world in global conservation*. Chicago Zoological Society, Brookfield, EUA.
- Matamoras-Hidalgo, Y. 2004. *In situ conservation programmes of Latin American and Caribbean Zoos. Cooperation between zoos in in situ and ex situ conservation*. *World Association of Zoos & Aquariums (WAZA) Magazine* 4:8-11.
- Roman, J.M. (studbook keeper). 2012. *Central american tapir (Tapirus bairdii) international studbook*. Virginia Zoological Park, Norfolk, Virginia.
- SEMARNAP. Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. 1997. *Programa de conservación de la vida silvestre y diversificación productiva en el sector rural. 1997-2000*. México.
- SEMARNAT. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 2005. *5º Informe de labores de la SEMARNAT. Comité Técnico Consultivo Nacional para la Recuperación de Especies Prioritarias*. En: [http://dgeiawf.semarnat.gob.mx:8080/approot/dgeia\\_mce/html/RECUADROS\\_INT\\_GLOS/D3\\_BIODIVERSIDAD/D3\\_BIODIVERSIDAD\\_02/D3\\_R\\_BIODIV02\\_02.htm](http://dgeiawf.semarnat.gob.mx:8080/approot/dgeia_mce/html/RECUADROS_INT_GLOS/D3_BIODIVERSIDAD/D3_BIODIVERSIDAD_02/D3_R_BIODIV02_02.htm), última consulta: 21 de octubre del 2018.
- SEMARNAT-CONANP. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales-Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegi-

- das. 2014. *Programa Nacional de Áreas Naturales Protegidas, 2014-2018*. En: <<https://www.conanp.gob.mx/documentos/PNANP20142018.pdf>>, consultada el 21 de octubre del 2018.
- SEMARNAT. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 2009. *Programa de Acción para la Conservación de la Especie Tapir Centroamericano (Tapirus bairdii)*. En: <[https://docs.google.com/file/d/0B4QXYW6LByLUMWYyMTYzMzctMGI0Mi00NGQwLThiZWUtOTBkZjM4ODAlOGMz/edit?hl=en\\_US](https://docs.google.com/file/d/0B4QXYW6LByLUMWYyMTYzMzctMGI0Mi00NGQwLThiZWUtOTBkZjM4ODAlOGMz/edit?hl=en_US)>, última consulta: 21 de octubre de 2018.
- Seitz, S. 2002. New longevity record in tapirs. *Tapir conservation. The Newsletter of the IUCN/SSC Tapir Specialist Group* 11(2):24.
- Shoemaker, A., R. Barongi, J. Flanagan, D. Janssen y S. Hernandez-Divers. 2003. *Tapir TAG. Husbandry guidelines for keeping tapirs in captivity*. En: <<http://tapirs.org/Downloads/standards/tapir-TAG-husband-stan-en.doc>>, última consulta 18 de mayo del 2013.
- Sigler, L. 2001. La AZCARM y algunos de sus programas de conservación *ex situ* e *in situ* en México. En: *Simposio sobre fauna silvestre FMVZ-UNAM, XVIII Congreso de AZCARM y 3er Encuentro de UMA*. Toluca, Edo. de México, México.
- Todd, S. y S. Matola. 2001. Tapir. En: *Encyclopedia of the world's zoos*. C.E. Bell (ed.). Fitzroy Dearborn Publishers, Chicago, pp. 1204-1209.
- Tudge, C. 1992. *Last animals at the zoo: How mass extinction can be stopped*. Island Press, Washington, D.C., EUA.
- WAZA. World Association of Zoos and Aquariums. 2005. *Building a future for wildlife: The world zoo and aquarium conservation strategy*. En: <[http://www.waza.org/files/web-content/1.public\\_site/5.conservation/conservation\\_strategies/building\\_a\\_future\\_for\\_wildlife/wzacs-en.pdf](http://www.waza.org/files/web-content/1.public_site/5.conservation/conservation_strategies/building_a_future_for_wildlife/wzacs-en.pdf)>, última consulta: 21 de octubre del 2018.
- Wolfe, B.A., R.F. Aguilar, A.A. Aguirre, G.H. Olsen y E.S. Blumer. 2012. *Sorta situ: The new reality of management conditions for wildlife populations in the absence of "wild" spaces*. En: *New directions in conservation medicine: Applied cases of ecological health*. A.A. Aguirre, R.S. Ostfeld, P. Daszak, (eds.). Oxford University Press. Nueva York, pp. 576-589.



## 14. MANEJO NUTRICIONAL

Mariano Sánchez-Trocino

### RESUMEN

El tapir presenta una serie de particularidades en cautiverio, tanto anatómicas como conductuales, que deben ser consideradas con el afán de proporcionarles una nutrición adecuada. Un reporte de la Asociación de Zoológicos Americanos informó que la mayor proporción de mortalidad presentada en tapires adultos se debió a enfermedades de origen gastrointestinal, de los cuales, la mayoría fueron catalogados de origen no infeccioso. Esto nos evidencia la importancia que existe en reevaluar las recomendaciones tradicionales de alimentación de tapires en cautiverio. Actualmente, las dietas en zoológicos incluyen grandes cantidades de frutas y verduras cultivadas para el consumo humano, alimento comercial para caballos domésticos, y forrajes frescos o henificados de alfalfa y algunos pastos locales. El consumo de ramas de árboles y arbustos es limitado, a pesar de que en vida libre se conoce que el tapir selecciona naturalmente una gran cantidad de ellas como su dieta habitual. Estas prácticas alimenticias en cautiverio pueden estar directamente relacionadas con la presentación de signos asociados con la acidez metabólica, similar a lo que ocurre en caballos domésticos, la cual ocurre por la carencia de fibra y por la alta concentración de azúcares y almidones en la dieta. El presente documento pretende, además de caracterizar las dietas actuales en algunos zoológicos, establecer nuevos lineamientos y dietas ejemplo para el manejo nutricional del tapir en cautiverio.

**Palabras clave:** cautiverio, dieta, fibra, nutrición, tapir

### ABSTRACT

*In captivity, the tapir has a number of peculiarities, both anatomical and behavioral issues, which should be considered in the desire to provide proper nutri-*

tion to these animals. A report from the American Association of Zoos indicates that the highest proportion of adult mortality presented in tapirs, was due to diseases of gastrointestinal origin, of which most were classified with a non-infectious origin. This emphasizes the importance that exists in reassessing the recommendations of traditional food of tapirs in captivity. Today, zoo's diets include large amounts of fruits and products grown for human consumption, commercial food designed for domestic horses, and fresh or alfalfa hay and some local grasses. The consumption of tree limbs and shrub is limited, despite the fact that in wildlife is known that the tapir naturally select a large number of these as their usual diet. These feeding practices in captivity may be directly related, similar to what happens in domestic horses, with the presentation of signs associated with metabolic acidity, which occurs due to lack of fiber and high concentration of sugars and starches in the diet. This document is intended, in addition to characterize the current diet of tapirs in some zoos, to establish new guidelines for the husbandry nutrition of tapir in captivity.

**Keywords:** captivity, diet, fiber, nutrition, tapir

## INTRODUCCIÓN

El tapir en vida libre es catalogado como un animal ramoneador/frugívoro. Existe una enorme cantidad de información generada con respecto a la descripción de su dieta en vida libre y su función como dispersor de semillas en las selvas húmedas donde habita naturalmente. Mediante diversas técnicas, principalmente de observación directa y análisis de residuos, se ha logrado identificar que el tapir consume una variedad de hierbas, arbustos y árboles de las familias *Actinidiaceae*, *Acanthaceae*, *Araceae*, *Araliaceae*, *Arecaceae*, *Asteraceae*, *Begoniaceae*, *Clethraceae*, *Cucurbitaceae*, *Fagaceae*, *Gesneriaceae*, *Lauraceae*, *Melastomataceae*, *Moraceae*, *Myrsinaceae*, *Papaveraceae*,

*Phytolaccaceae*, *Pinaceae*, *Poaceae*, *Rubiaceae*, *Saurauaceae*, *Scophulariaceae*, *Smilacaceae*, *Solanaceae*, *Symplocaceae*, *Theaceae*, y *Tilaceae* (García, 2006; Lizcano y Cavelier, 2004; Lira *et al.*, 2004; Tobler, 2002; Downer, 2001; Cruz, 2001; Henry *et al.*, 2000; Naranjo y Cruz, 1998; Salas y Fuller, 1996; Naranjo, 1995; March, 1994; Williams, 1984; Janzen, 1982 y Terwilleger, 1978).

En vida libre, las especies de plantas que consume el tapir dependen de la localización geográfica y de la estación del año. Asimismo, también varía la parte de la planta que selecciona como alimento: se halló que consume hojas tiernas y maduras, tallos tiernos, frutos, corteza, flores y semillas. Mediante un análisis de 90 heces encontradas en la Reserva de la Biosfera El Triunfo, Chiapas, México, se determinó la siguiente selectividad de las partes de las plantas consumidas por el tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*): tallos (50.6%  $\pm$  15.9); hojas (45.5%  $\pm$  14.8); y frutos (3.9%  $\pm$  10.1; Lira *et al.*, 2004). Por su parte, para el tapir de tierra baja (*Tapirus terrestris*) se ha determinado que su dieta en vida libre contiene 70% de tallos, hojas y corteza, y 30% de frutos (Nidasio, 2008).

A pesar de que se han generado numerosos reportes sobre su conducta alimenticia, es muy poco lo que se conoce sobre el consumo de nutrientes del tapir en vida libre. Si se analizan los aportes nutricionales de las hojas, tallos, frutos, semillas y vainas que naturalmente consume se encontrará que difieren considerablemente unos de otros. Por lo tanto, los nutrientes determinados en una planta no son de utilidad como indicadores del consumo total de nutrientes adquiridos por el tapir en vida libre. Los contenidos estomacales o intestinales de animales encontrados en vida libre también son de poca utilidad, debido a que la composición total de la dieta cambia con la estación del año y la medida de nutrientes en cada alimento. Una técnica viable puede ser el análisis microhistológico de las heces, aunque su limitante es la determina-

ción de partes fibrosas consumidas, excluyendo a los demás ingredientes que no son fibrosos y también son consumidos (Cervantes y Martínez, 1992). Además de los estudios de disponibilidad y de consumo de nutrientes a lo largo del año, los estudios de nutrición en vida libre deberán encaminarse a determinar las causas de la selectividad de cada planta, ya que los animales las puedan estar consumiendo o rechazando debido a los aportes nutricionales que ofrece cada planta en particular, o bien, por la presencia de factores antinutricionales, como taninos.

Los taninos son un compuesto natural de las plantas de sabor amargo y su presencia en diferentes plantas pudiera estar determinando la selección de estas por parte del tapir, como ocurre en otro herbívoro ramoneador, la jirafa (Furstenburg y Van Hoven, 1994). Igualmente, es necesario establecer con precisión los tiempos dedicados a las actividades de alimentación y los horarios de preferencia, así como los requerimientos de agua, con el fin de determinar si son cubiertos por el agua bebida, o bien, por la humedad presente en los alimentos (Robbins, 1993). Finalmente, es recomendable que se inicien estudios para la determinación de la microflora natural que presentan los tapires en vida libre, así como de la microhistología de las vellosidades intestinales, que, a la larga, permitan identificar si las dietas que se ofrecen en cautiverio son adecuadas con base en la estabilidad y funcionalidad de la microflora y de las vellosidades intestinales (Hoffman y Matern, 1988).

## TRACTO GASTROINTESTINAL DEL TAPIR

Para poder efectuar un aprovechamiento adecuado del recurso vegetal, los animales herbívoros presentan una cámara de fermentación en su tracto gastrointestinal que permite que la composición química de la planta sea degradada en

sus componentes primarios, para que luego los carbohidratos estructurales sean fermentados y se produzcan los llamados ácidos grasos volátiles de cadena corta (AGV). Estos compuestos son absorbidos por la pared intestinal y transportados por el torrente sanguíneo hasta el hígado, donde mediante la gluconeogénesis son transformados en glucosa, que es la unidad energética por excelencia. Parte de esta degradación y fermentación es llevada a cabo por organismos simbióticos que se encuentran en estas cámaras (bacterias, levaduras, protozoarios). Estos organismos son los únicos que pueden aprovechar la pared celular de las plantas, la cual está compuesta por carbohidratos estructurales (Van Soest, 1991). Es importante mencionar que cuando se alimenta a un animal herbívoro se tiene que considerar ampliamente la estabilidad de esta microflora, ya que en algunas especies los requerimientos de energía del animal herbívoro son cubiertos hasta en un cien por ciento por la energía obtenida mediante la fermentación de la pared celular.

Por este motivo, cualquier desbalance en la dieta, como ofrecer una excesiva cantidad de frutas, que contienen altas concentraciones de carbohidratos simples no estructurales y poca cantidad de fibra, puede llevar a una sobreproducción de AGV, que acidifican la cámara de fermentación y la sangre, llevando a un proceso de acidosis metabólica (Clauss y Dierenfeld, 2008). La acidosis metabólica, como ya se ha reportado en animales domésticos, ocasiona, entre varios problemas: disminución en el peso corporal, problemas en patas o laminitis, ausencia de leche en madres lactantes y muerte del animal, en parte por las lesiones que produce este estado de acidez en las vellosidades y microflora intestinales que le imposibilitan el adecuado aprovechamiento de nutrientes (Maekawa *et al.*, 2002; Owens *et al.*, 1998).

El tapir, al igual que los equinos, los rinocerontes y los elefantes, es un herbívoro que pre-

senta su sitio de fermentación en el colon (Jansen, 2003). La característica de los fermentadores de colon es que pueden retener las partículas de digesta tanto o más tiempo que los fluidos para poder aprovechar la extracción de nutrientes fermentables, y su tiempo de retención total aumenta cuando las partículas del alimento son mayores (Stevens, 2001). Asimismo, la presencia de saculaciones formadas por contracciones de bandas musculares circulares y longitudinales en el intestino grueso favorece que la diges-

ta permanezca un mayor tiempo en el sitio de fermentación (Robbins, 1993). En perspectiva, el estómago del tapir es pequeño y el colon proximal esta sumamente desarrollado, el cual, además, se encuentra dividido en dos compartimientos (Stevens, 2001). Es por esto que, en general, debido a la especialización de su tracto gastrointestinal para el aprovechamiento de nutrientes solubles en la dieta, así como a la alta selectividad de forrajes que seleccionan en vida libre, los perisodáctilos presentan la estrategia di-

Cuadro 1. Porcentaje de inclusión de dietas ofrecidas a tapir en zoológicos

<i>Ingrediente</i>	<i>Dieta 1<sup>1</sup></i>	<i>Dieta 2<sup>2</sup></i>	<i>Dieta 3<sup>3</sup></i>	<i>Dieta 4<sup>4,5</sup></i>	<i>Dieta 5<sup>6</sup></i>
<i>Frutas</i>					
Manzana	5.32	9.85	6.25	5.00	3.51
Melón	5.32				
Papaya	2.66	13.15	6.25		
Pera			6.25		
Plátano	5.32	3.28	6.25	9.00	3.80
Sandía	5.32				
<i>Vegetales y verdes</i>					
Camote	2.66				
Elote	1.06				
Lechuga, acelga, espinaca	1.60			24.00	
Papa	2.66				
Zanahoria	2.66	13.87		17.00	
<i>Concentrados</i>					
Alimento para caballos (10-12% PC)	10.65	5.47		16.00	
Alimento para herbívoros silvestres (14.4% PC)			18.75		17.76
Avena en hojuela		4.38			
Pan integral	1.54				
Salvado de trigo				6.25	
<i>Forrajes</i>					
Heno de alfalfa	53.23		50.00		
Heno de pastos					74.93
Ramas de árboles y arbustos		50 <sup>7</sup>		29.00 <sup>8</sup>	
<b>Totales</b>	<b>100.00</b>	<b>100.00</b>	<b>100.00</b>	<b>100.00</b>	<b>100.00</b>

BH: base húmeda, MS: materia seca.<sup>1</sup>Dieta del zoológico de León, México, <sup>2</sup>dieta del ZooMAT, México, <sup>3</sup>dieta del zoológico de Chapultepec, México, <sup>4</sup>obtenido de Nidasio GE, 2008. <sup>5</sup>Dieta del Auto Safari Chapín, Guatemala, <sup>6</sup>dieta del Sedgwick County Zoo, EUA, <sup>7</sup>utilizan ramas de guarumbo (*Cecropia obtusifolia*), muju (*Brosimum alicastrum*) y/o chicozapote (*Manilkara zapota*), <sup>8</sup>utilizan ramas de caulote (*Guazuma ulmifolia*), bijagüe (*Canna indica*) y/o cordoncillo (*Piper tuberculatum* Jacq.).

gestiva más compleja del grupo de animales herbívoros (Clauss y Dierenfeld, 2008). En cuanto al aprovechamiento de su dieta se ha determinado que el tapir centroamericano puede digerir las paredes celulares o carbohidratos estructurales (celulosa y hemicelulosa) en 39%, con un tiempo medio de retención de la digesta de 50 horas (Stevens, 2001).

## DIETA EN CAUTIVERIO

Se han establecido recomendaciones para el manejo nutricional del tapir en cautiverio (Shoemaker *et al.*, 1999). Este documento indica que se debe utilizar 33% de heno de alfalfa (con menos o igual a 18% de proteína cruda en base seca); 33% de alimento comercial para herbívoros (12 a 18% de proteína cruda en base seca); y 33% de frutas, verduras, y/o plantas de ramoneo. En el cuadro 1 se muestran los niveles de inclusión de cinco dietas para tapir en zoológicos.

Sobre el aporte de alimentos comerciales para herbívoros se conoce que los zoológicos utilizan principalmente alimento para caballo o potro doméstico, o bien, diseñado específicamente para herbívoros silvestres en cantidades que van desde 9.85% hasta 25% de inclusión. El uso de

frutas y vegetales, así como de forrajes, muestra las mayores variaciones en cuanto a los niveles de inclusión. En general, las dietas en zoológicos (cuadro 1) incluyen por lo menos 50% de forrajes en sus dietas (a excepción de la dieta cuatro, la cual, aporta 29%), y la inclusión de frutas y verduras varía desde 7.31% hasta 40.15%. Estas modificaciones se reflejan en la composición química que ofrece cada dieta (cuadro 2), en las que es importante la variación encontrada en el aporte de carbohidratos solubles y fibra cruda, que representan las fracciones que son fermentadas en el colon del tapir. Sin embargo, para poder estimar con mayor precisión el efecto de los carbohidratos estructurales que poseen estas dietas, será necesario determinar las cantidades consumidas de cada ingrediente, incluyendo los árboles y arbustos utilizados por cada zoológico. Asimismo, es conveniente realizar un análisis de fracciones de fibra que determina el contenido de fibra neutra detergente (FND), de fibra ácido detergente (FAD) y de lignina (Lig) presente en las dietas ofrecidas y consumidas (Van Soest *et al.*, 1991). En general, se recomienda que las dietas de herbívoros silvestres en cautiverio contengan un mínimo de 37.7% de FND en base seca (Jansen y Nijboer, 2003). El aporte de proteína cruda de las dietas de tapir en zoológicos muestra que to-

Cuadro 2. Composición química de dietas ofrecidas a tapir en zoológicos

Aporte nutricional <sup>1</sup>	Dieta 1 <sup>2</sup>	Dieta 2 <sup>3</sup>	Dieta 3 <sup>4,5</sup>	Dieta 4 <sup>6</sup>	Dieta 5 <sup>7</sup>
Materia seca	63.69	59.00	72.00	-	83.76
Proteína cruda	18.20	16.22	17.94	15.74	15.54
Grasa cruda	6.07	4.26	6.85	3.13	2.93
Cenizas	9.99	11.24	9.42	7.90	7.55
Fibra cruda	14.47	17.88	15.19	8.3	26.95
Carbohidratos solubles	69.33	81.21	48.85	64.12	33.51
Calcio	0.02	0.08	0.18	0.46	1.26
Fósforo	0.03	0.05	0.20	0.35	0.34
Energía bruta (Kcal/g MS)	3.79	3.95	3.96	1.33	3.20

<sup>1</sup>Todos los valores expresados en porcentaje de materia seca con excepción de la energía bruta. <sup>2</sup>Dieta del zoológico de León, México, <sup>3</sup>dieta del ZooMAT, México, <sup>4</sup>dieta del zoológico de Chapultepec, México, <sup>5</sup>obtenido de Nidasio GE, 2008. <sup>6</sup>Dieta del Auto Safari Chapín, Guatemala, <sup>7</sup>dieta del Sedgwick County Zoo, EUA.

das cumplen con el aporte mínimo recomendado para el modelo doméstico del tapir, que es el caballo, el cual se utiliza debido a las semejanzas en el tracto gastrointestinal (NRC 1998; cuadro 3); sin embargo, es importante encaminar estudios al requerimiento de minerales y vitaminas para el tapir en cautiverio, para poder establecer protocolos de suplementación de estos nutrientes.

**Cuadro 3. Requerimientos nutricionales del caballo doméstico (NRC, 1998)**

Nutrientes <sup>1</sup>	
Proteína cruda (% MS)	8.00-10.60
Calcio (% MS)	0.24-0.45
Fósforo (% MS)	0.17-0.34
Magnesio (% MS)	0.09-0.11
Potasio (%)	0.30-0.38
Cobre (mg/kg)	10
Hierro (mg/kg)	40-50
Selenio (mg/kg)	0.10
Sodio (% MS)	0.10
Zinc (mg/kg)	40.00
Vitamina A (UI/g)	2.0-3.0
Vitamina D2 (UI/g)	0.28-0.60
Vitamina D3 (UI/g)	0.30-0.60
Vitamina E (mg/kg)	50-80
Energía Digestible (Kcal/g MS)	2.20-2.40

<sup>1</sup>Rango de requerimiento para el mantenimiento en etapa fisiológica de adulto, último tercio de gestación y lactante.

## MANEJO ALIMENTICIO

La cantidad de alimento que se debe ofrecer al tapir en cautiverio depende de las calorías aportadas por cada dieta para cubrir la demanda del animal de acuerdo con su etapa fisiológica, nivel de actividad y época del año. Sin embargo, una recomendación general es ofrecer en base húmeda de 4 a 5% del peso corporal total del animal (180-315 kg para especies americanas y 240-360 kg. para el tapir asiático), aproximadamente (Shoemaker *et al.*, 1999). Por esta razón es nece-

sario establecer un programa de pesaje rutinario en los animales.

Aunque no se conoce con certeza el tiempo dedicado a la alimentación en vida libre, se debe considerar que, en general, los tapires pasan largos periodos del día (y la noche) en actividades relacionadas con la búsqueda de alimento, en parte porque presentan una reducida capacidad estomacal, por lo que deben consumir alimento continuamente (Nidasio, 2008). En cautiverio se recomienda ofrecer varias raciones al día (por lo menos tres), o bien, que tengan acceso al forraje de modo continuo. Otras recomendaciones son: que todos los insumos estén frescos diariamente, que las raciones sean ofrecidas en contenedores separados y colocados sobre un área de alimentación de cemento u otro material resistente y de fácil limpieza, y que se recolecten los rechazos o desperdicios todos los días. Si el alimento es para un grupo de tapires es indispensable establecer varios comederos a fin de evitar los problemas ocasionados por las jerarquías. Asimismo, es necesario que cualquier cambio de dieta sea de modo paulatino para evitar desórdenes intestinales, de ahí la importancia de continuar la dieta ofrecida por una institución o la otra, cuando se realizan traslados de ejemplares. El uso de bloques minerales o sales vitamínico-minerales no es forzoso si se está utilizando una fuente de alimento comercial; sin embargo, es necesario evaluar los aportes de la dieta total, para que en su caso se decida por la suplementación si existe deficiencia en alguno de estos.

La cantidad de agua consumida en vida libre no se conoce; no obstante, la piletta y bebederos deben ser de fácil limpieza y se debe ofrecer agua limpia y fresca en todo momento. En ocasiones será necesario realizar un análisis de dureza, metales pesados y microorganismos para determinar si el agua puede ser potencialmente tóxica (Robbins, 1993).

En cuanto a los insumos para enriquecimiento y entrenamiento es necesario que sea evaluado

el contenido calórico dentro de los aportes de la dieta para evitar obesidad (Shoemaker *et al.*, 1999). Lo más óptimo es utilizar las frutas y verduras para entrenamiento, y las ramas de árboles y arbustos para el enriquecimiento.

### CONSIDERACIONES DE LA FORMA FÍSICA DEL ALIMENTO

La forma física del alimento tiene un efecto en la manera en la que se procesan los alimentos en el tracto digestivo, principalmente en los herbívoros. También afecta directamente la masticación (Beharka *et al.*, 1998), la producción de saliva (Allen, 1997), el desarrollo de las papilas intestinales (Beharka *et al.*, 1998), la fermentación (Mertens, 1997), el tiempo de pasaje (Allen, 1996), así como la proporción de nutrientes no fermentados que pasan del rumen al intestino delgado (Firkins, 1997). En general, la efectividad de la fibra para los herbívoros es comúnmente determinada por el tamaño físico y la tasa de quebrantamiento que se efectúa durante la masticación. Las partículas más largas, con alto contenido de fibra, favorecen la masticación.

Es un hecho que la tasa de salivación incrementa en los periodos de alimentación (Bailey, 1961); por esto, pasar menos tiempo masticando puede disminuir la cantidad de saliva que se produce a lo largo del día, así como la cantidad de saliva que se produce por unidad de alimento consumido (Bailey, 1961; Maekawa *et al.*, 2002). La saliva provee aproximadamente la mitad del bicarbonato que entra al intestino y, debido a su pH de 8.5, es el amortiguante primario contra la acidez producida por la fermentación (Cassida y Stokes, 1986; Owens *et al.*, 1998). Los ingredientes molidos utilizados en la fabricación de los alimentos comerciales (pelets) son de partículas pequeñas. Las observaciones realizadas indican que estos alimentos se rompen fácilmente y que requieren de una me-

nor masticación durante su ingestión. Después de ser tragados los ingredientes molidos de los pelets se disuelven con el fluido intestinal. Estas partículas molidas formadas son muy pequeñas, por lo tanto, la utilización de alimentos comerciales o peletizados promueven muy poco la conducta de masticación (Maekawa *et al.*, 2002).

Tradicionalmente, en animales de zoológico se emplean concentrados proteícos, energéticos, vitamínicos y minerales (p.e. pelets, extrudizados, quebrados), así como forrajes o henos como componentes principales de las dietas para tapires. Esta práctica de alimentación puede contribuir a una ingesta inadecuada de nutrientes, que conduzca a una acidosis de colon por dos razones principales: 1) porque los animales consuman menos forraje y más concentrados de rápida fermentación y alta acidez, debido a diversas situaciones, como la recomendación de los fabricantes de ofrecer el alimento a libre acceso, o bien, debido a la dominancia o jerarquía de los animales que influye en el consumo (Shoemaker *et al.*, 1999); 2) porque los animales pueden estar consumiendo el concentrado y el forraje en tiempos diferentes. Cuando esto ocurre hay una alta producción de ácido derivada de una rápida fermentación de los azúcares y almidones presentes en los concentrados, mientras la producción de saliva de la masticación de los forrajes ocurre en tiempos separados. La saliva no se produce en el tiempo en que más se necesita para amortiguar los ácidos (Cassida y Stokes, 1986).

### CRIANZA ARTIFICIAL

Se utiliza cuando algunas hembras (primíparas, o bien, criadas a mano) no muestran interés en la crianza. Para la cría no existe problema con la crianza a mano, como ocurre en otras especies más sociales. Sin embargo, los primeros tres días de na-

cido es necesario establecer un examen de salud general del animal, evaluar la condición general y auscultación de pulmones, estado de hidratación, respuesta de amamantamiento, temperatura (hiper o hipotermia), hernia umbilical, valores sanguíneos y estado inmunológico. Asimismo, se debe pesar a la cría de modo regular para poder monitorear su curva de crecimiento. El peso al nacer oscila entre 5.5-12 kg; y la ganancia diaria de peso se ha determinado entre los 250 y 300 g/día en el primer mes (Shoemaker *et al.*, 1999). Para la crianza artificial se han utilizado diversas fórmulas lácteas, incluyendo leche de cabra y de vaca, aunque los que mejores resultados ofrecen son los suplementos lácteos para caballo doméstico. El destete comienza temprano, como a las dos semanas, y culmina como máximo a los cuatro meses de edad (Shoemaker *et al.*, 1999). Durante el destete es de suma importancia que los animales sean acostumbrados al consumo de forrajes y ramas de árboles y/o arbustos, ya que tradicionalmente se suelen utilizar frutas y verduras, con las que el paladar difícilmente se acostumbra a la dieta que queremos utilizar de adultos y es muy común que los animales se habitúen a consumir preferentemente frutas y verduras, las cuales son muy altas en carbohidratos solubles.

## CONCLUSIONES

Al igual que lo que ocurre con otras especies herbívoras mexicanas, como el mono saraguato o el venado temazate, las dietas del tapir en vida libre han sido abundantemente estudiadas; sin embargo, la dificultad para la implementación de esas dietas al manejo en cautiverio no es una tarea sencilla.

En cautiverio, los grandes herbívoros son alimentados con una serie de ingredientes, como alimentos comerciales concentrados, frutas, vegetales, heno o forraje en distintas cantidades, aunque las recomendaciones para la ración de

herbívoros indican que deben poseer bajas cantidades de carbohidratos rápidamente fermentables, como azúcares o almidones contenidos en frutas comerciales y granos, incluyendo el pan y alimentos balanceados a base de granos (Clauss y Dierenfeld, 2008).

La fracción de forraje puede incluir arbustos, árboles, corteza, viñas y tallos que pueden ser utilizados como suplemento de nutrientes e insumos de enriquecimiento conductual (Irbeck *et al.*, 2006); no obstante, para algunas especies, como el tapir, la provisión de cantidades suficientes de forraje se considera fundamental para su manejo alimenticio en cautiverio (Clauss *et al.*, 2003; Irbeck, *et al.*, 2006). En el caso particular de zoológicos, depende de su localización geográfica para adquirir con mayor o menor dificultad el forraje. En algunas ocasiones, la siembra de estos recursos dentro de las mismas instalaciones es fácil, pero incrementa el manejo operativo. Por lo tanto, el uso y variedad del forraje en las dietas depende de la disponibilidad, costo y logística en la obtención y almacenaje de estos (Clauss *et al.*, 2005; Irbeck *et al.*, 2006; Janssen, 2003). Proveer de material de forraje de árboles y arbustos en grandes cantidades debe ser la meta de cualquier institución que maneja herbívoros ramoneadores (Clauss y Dierenfeld, 2008), ya que estas especies en cautiverio evitan la fibra de los pastos o leguminosas si se les ofrecen fuentes más succulentas (concentrado, frutas, verduras), lo que eventualmente conducirá a una alta incidencia de desórdenes gastrointestinales (Clauss *et al.*, 2003; Clauss y Dierenfeld, 2008), como los reportados en tapires en cautiverio, entre los que se incluyen: prolapso rectal (Shoemaker *et al.*, 1999) y enterolitos (Murphy *et al.*, 1997); o bien, de modo indirecto, los problemas en patas o laminitis, como ocurre en el caballo doméstico por el exceso de carbohidratos solubles y deficiencia de fibra en su dieta (Robbins, 1993).

Debido a todo lo anterior, las recomendacio-

nes sugeridas por el autor, para la formulación de dietas de tapir en cautiverio (adulto, mantenimiento) deberán procurar ofrecer los siguientes insumos:

• Heno de gramíneas (pastos) o leguminosas (alfalfa, etc.) y/o ramas jóvenes de árboles o arbustos de la región <sup>1</sup>	60%
• Alimentos comerciales (≥12% PC en base seca, <5% almidones)	15-20%
• Frutas y verduras (preferentemente verdes) <sup>2</sup>	20-25%

<sup>1</sup>Árboles o arbustos previamente identificados y analizados químicamente; <sup>2</sup>utilizar estos insumos principalmente para el manejo rutinario de revisión médica y/o entrenamiento.

### AGRADECIMIENTOS

El autor quiere agradecer por su colaboración para este capítulo al mvz Victor Morales, Sandoval, Jefe de la Oficina de Nutrición del ZooMAT, Chiapas, México; al mvz Marco Antonio Pérez Hinojosa, responsable de la nutrición animal en el Parque Zoológico de León, Guanajuato, México; a los encargados del departamento de nutrición del Auto Safari Chapín, en Guatemala, y del Sedgwick Country Zoo, Kansas, en Estados Unidos de América, y a la Lic. Geraldine Nidasio de la Cerda por sus valiosas contribuciones.

### REFERENCIAS

- Allen, M.S. 1997. Relationship between fermentation acid production in the rumen and the requirement for physically effective fiber. *Journal of Dairy Science* 80:1447-1462.
- Allen, M.S. 1996. Physical constraints on voluntary intake of forages by ruminants. *Journal of Animal Science* 74:3063-3075.
- Bailey, C.B. 1961. Saliva secretion and its relation to feeding in cattle. III. The rate of secretion of mixed saliva in the cow during eating, with an estimate of the magnitude of the total daily secretion of mixed saliva. *British Journal of Nutrition* 15:443-451.
- Beharka A.A., T.G. Nagaraja, J.L. Morrill, G.A. Kennedy y R.D. Klemm. 1998. Effects of form of diet on anatomical, microbial, and fermentative development of the rumen of neonatal calves. *Journal of Dairy Science* 81:1946-1955.
- Bizerril, M.X.A, F.H.G. Rodrigues y A. Hass. 2005. Fruit consumption and seed dispersal of *Dimorphandra mollis* Benth. (Leguminosae) by the lowland tapir in the Cerrado of Central Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 65(3):407-413.
- Cassida, K.A. y M.R. Stokes. 1986. Eating and resting salivation in early lactation dairy cows. *Journal of Dairy Science* 69:1282-1292.
- Cervantes, F.A y V.J. Martínez. 1992. Food habits of the rabbit *Romerolagus diazi* (Leporidae) in central Mexico. *Journal of Mammalogy* 73(4):830-834.
- Clauss, M. y E. Dierenfeld. 2008. The nutrition of browsers. En: *Fowler's zoo and wild animal medicine. Current therapy* 6. M.E. Fowler y R.E. Miller (eds.). Saunders Elsevier, EUA, pp. 444- 454.
- Clauss, M., E. Kienzle y J.M. Hatty. 2003. Feeding practice in captive wild ruminants: peculiarities in the nutrition of browser/concentrate selectors and intermediate feeders. A review. En: *Zoo animal nutrition*. A. Fidget, M. Clauss, U. Gansloser, J.M. Hatty y J. Nijboer (eds.), Filander Verlag, pp. 27-52.
- Clauss, M., E. Kienzle y H. Wiesnet. 2003. Feeding browser to large zoo herbivores: how much is "a lot", how much is "sufficient"? En: *Zoo animal nutrition*. A. Fidget, M. Clauss, U. Gansloser, J.M. Hatty y J. Nijboer (eds.), Filander Verlag, pp. 17-25.
- Cruz, E. 2001. *Hábitos alimentarios e impacto de la actividad humana sobre el tapir en la Reserva de la Biosfera La Sepultura, Chiapas, México*. Tesis de maestría, El Colegio de la Frontera Sur, San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México.
- Downer, C.C. 2001. Observations on the diet and habitat of the mountain tapir (*Tapirus pinchaque*). *Journal of Zoology* 254:279-291.
- Firkins J.L. 1997. Effects of feeding nonforage fiber sources on site of fiber digestion. *Journal of Dairy Science* 80:1426-1437.
- Furstenburg D. y W. Van Hoven. 1994. Condensed tannin as an anti-defoliate agent against browsing by giraffe (*Giraffe camelopardalis*) in the Kruger National Park. *Compendium Biochemical Physiology* 107A(2):425-431.
- García, M. J. V. 2006. *Caracterización de la dieta y el hábitat del tapir (Tapirus bairdii Gill, 1865) en ecosistemas ribereños del Parque Nacional Laguna Lachuá, Cobán, Alta Verapaz, Guatemala*. Facultad de Ciencias Químicas y Farmacia-Universidad de San Carlos, Guatemala.
- Henry, O., F. Feer y D. Sabatier. 2000. Diet of the lowland tapir (*Tapirus terrestris* L.) in French Guiana. 2000. *Biotropica* 32(2):364-368.
- Hoffman, R.R. y B. Matern. 1988. Changes in gastrointestinal morphology related to nutrition in giraffes (*Giraffe camelopardalis*): a comparison of wild and zoo specimens. *International Zoo Yearbook* 27:168-176.
- Irbeck, N., M. Moore y E. Dierenfeld. 2006. Evolution of a browse database – a global application. En: *Zoo animal nutrition*. A. Fidget, M. Clauss, U. Gansloser, J.M. Hatty y J. Nijboer (eds.). Filander Verlag, pp. 199-200.

- Jansen, W.L. y J. Nijboer. 2003. *Zoo animal nutrition tables and guidelines*. European Zoo Nutrition Center, Amsterdam.
- Janssen, D. 2003. Tapiridae. En: *Zoo and wild animal medicine*. M.E. Fowler y R.E. Miller. Saunders, EUA, pp. 569- 577.
- Janzen, D.H. 1982. Seed in tapir dung in Santa Rosa National Park, Costa Rica. *Brenesia* 19(20):129-135.
- Lira, I.T, E. Naranjo, A. Güiris y E. Cruz. 2004. Ecología de *Tapirus Bairdii* (Perissodactyla: Tapiridae) en la reserva de la Biosfera El Triunfo (polígono i), Chiapas, México. *Acta Zoológica Mexicana* 20(1):1-21.
- Lizcano, D.J. y J. Cavelier. Características químicas de salados y hábitos alimenticios de la danta de montaña (*Tapirus pinchaque* Roulin, 1829) en los Andes centrales de Colombia. 2004. *Mastozoología Neotropical* 11(2):193-201.
- Maekawa, M., K.A. Beauchemin y D.A. Christensen. 2002. Effect of concentrate level and feeding management on chewing activities, saliva production, and ruminal pH of lactating dairy cows. *Journal of Dairy Science* 85:2574-2579.
- March, I.J. 1994. *Situación actual del tapir en México*. Centro de Investigaciones Ecológicas del Sureste, serie Monográfica N°1, San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México.
- Mertens D.R. 1997. Creating a system for meeting the fiber requirements for dairy cows. *Journal of Dairy Science* 80:1463-1481.
- Murphy, M.R., J.M. Masters, D.M. Moore, H.D. Glass, R.E. Hughes y S.D. Crissey. 1997. Tapir (*Tapirus*) enteroliths. *Zoo Biology* 16:427-433.
- Naranjo, E.J. 1995. Hábitos de alimentación del tapir *Tapirus bairdii* en un bosque lluvioso tropical de Costa Rica. *Vida Silvestre Neotropical* 4:32-37.
- Naranjo, E.J. y E. Cruz. 1998. Ecología del tapir *Tapirus bairdii* en la Reserva de la Biosfera La Sepultura Chiapas, México. *Acta Zoológica Mexicana* 73:111-123.
- Nidasio, D.C.G. 2008. Composición nutricional de la dieta de tapir (*Tapirus bairdii*) cautivo utilizando tres árboles forrajeros como complemento a su alimentación. En: *Utilización de forrajes para herbívoros silvestres..* Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia-UNAM.
- NRC. National Research Council. 1989. *Nutrient requirements of horses*. National Academy Press, Washington, DC.
- Owens, F.N., D.S. Secrist, W.J. Hill y D.R. Gill. 1998. Acidosis in cattle: a review. *Journal of Animal Science* 76:275-286.
- Robbins, C.T. 1993. *Wildlife feeding and nutrition*. Academic Press Inc, San Diego, CA.
- Salas, L.A. y T.K. Fuller. 1996. Diet of the lowland tapir (*Tapirus terrestris* L) in the Tabaro River valley southern Venezuela. *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie* 74(8):1444-1451.
- Shoemaker, A.H., R. Barongi, J. Flanagan, D. Janssen y S. Hernández-Divers. 1999. *Husbandry guidelines for keeping tapirs captivity*. En: <<http://www.tapirs.org/committees/zoo-committee.html>>, última consulta: 5 de enero del 2009.
- Stevens, C.E. 2001. *The digestive system of vertebrates*. Electronic books (CD). College of Veterinary Medicine, North Carolina State University Biomedical communications.
- Terwilliger, V.J. 1978. Natural history of Bairds tapir on Barro Colorado Island, Panama Canal Zone. *Biotropica* 10:211-220.
- Tobler, M.W. Habitat use and diet of Baird's tapirs (*Tapirus bairdii*) in a montane cloud forest of the Cordillera de Talamanca, Costa Rica. 2002. *Biotropica* 34(3):468-474.
- Van Soest, J.P., J.B. Robertson y B.A. Lewis. (1991). Methods for dietary fiber, neutral detergent fiber and nonstarch polysaccharides in relation to animal nutrition. *Journal of Dairy Science* 74:3583-3597.
- Williams, K.D. 1984. *The Central American tapir (Tapirus bairdii Gill) in northwestern Costa Rica*. Tesis de doctorado, Michigan State University, East Lansing, EUA.

## AUTORES

- Andrés Arias-Alzate** Facultad de Ciencias y Biotecnología, Universidad CES, Medellín, Colombia email: aarias@ces.edu.co
- Jorge E. Bolaños** El Colegio de la Frontera Sur, San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México email: jbolanos@ecosur.mx
- Sophie Calmé** El Colegio de la Frontera Sur, Chetumal, Quintana Roo, México / Université de Sherbrooke, Sherbrooke, Québec, Canadá email: sophie.calme@gmail.com
- Angela A. Camargo-Sanabria** Conacyt-Universidad Autónoma de Chihuahua, Facultad de Zootecnia y Ecología, Chihuahua, México email: angela.andrea.camargo@gmail.com
- Gerardo Ceballos** Laboratorio Ecología y Conservación de Fauna Silvestre, Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México, México email: gceballo@ecologia.unam.mx
- Cuauhtémoc Chávez** Departamento de Ciencias Ambientales, CBS, Universidad Autónoma Metropolitana–Unidad Lerma, Estado de México, México email: j.chavez@correo.ler.uam.mx
- Roberto Díaz Sibaja** Facultad de Biología, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Morelia, Michoacán, México email: roberto.diaz.sibaja@gmail.com
- Andrew Gonzalez** McGill University, Biology Department, Montreal, Québec, Canadá
- José F. González-Maya** Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México, México / PROCAT Colombia/Internacional, Las Alturas, Puntarenas, Costa Rica / IUCN/SSC Tapir Specialist Group email: jfgonzalezmaya@gmail.com

***Fernando Gual Sill*** Departamento de Producción Agrícola y Animal, División de Ciencias Biológicas y de la Salud, Universidad Autónoma Metropolitana–Unidad Xochimilco / Departamento de Etología, Fauna Silvestre y Animales de Laboratorio, Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, UNAM, México  
email: fguals@correo.xoc.uam.mx

***Angela P. Hurtado-Moreno*** PROCAT Colombia/Internacional, Las Alturas, Puntarenas, Costa Rica

***Iván Lira Torres*** Instituto de Ecología Aplicada, Ciudad Victoria, Tamaulipas  
email: lira\_12@hotmail.com

***Eduardo Mendoza*** Instituto de Investigaciones sobre los Recursos Naturales, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Morelia, Michoacán, México email: mendoza.mere@gmail.com

***Laura Mendoza*** Laboratorio Ecología y Conservación de Fauna Silvestre, Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México, México email: lxmc88@gmail.com

***Eduardo J. Naranjo*** El Colegio de la Frontera Sur, San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México email: enaranjo@ecosur.mx

***Ana Laura Nolasco*** Laboratorio Ecología y Conservación de Fauna Silvestre, Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México, México email: laura\_nolasco3@hotmail.com

***Georgina O’Farrill*** McGill University, Biology Department, Montreal, Québec, Canadá / Comisión para la Cooperación Ambiental, Montreal, Québec, Canadá email: georgina.ofarrill@gmail.com

***Jonathan Pérez-Flores*** El Colegio de la Frontera Sur, Chetumal, Quintana Roo, México  
email: johnspf77@yahoo.com.mx

***Rafael Reyna-Hurtado*** El Colegio de la Frontera Sur, Campeche, Campeche, México

***Mariano Sánchez-Trocino*** Centro de Nutrición y Conducta Pets Imaginarium  
email: marianotrocino@gmail.com

***Mauro Sanvicente López*** El Colegio de la Frontera Sur, Chetumal, Quintana Roo, México / Universidad Mesoamericana, Puebla, México

**Zarah Sosa** Laboratorio Ecología y Conservación de Fauna Silvestre, Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México, México email: biol94zish@gmail.com

**Gerardo Suzán** Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Universidad Nacional Autónoma de México, México email: gerardosuz@gmail.com

**Rafael G. Tinajero Ayala y Torres Aranda** Dirección General de Zoológicos y Conservación de la Fauna Silvestre, Secretaría del Medio Ambiente, México

**Erik Joaquín Torres-Romero** Laboratorio Ecología y Conservación de Fauna Silvestre, Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México, México email: ejtr23@hotmail.com

**Diego A. Zárrate-Charry** PROCAT Colombia/Internacional, Las Alturas, Puntarenas, Costa Rica

**Heliot Zarza** Departamento de Ciencias Ambientales, CBS, Universidad Autónoma Metropolitana–Unidad Lerma, Estado de México email: h.zarza@correo.ler.uam.mx





