



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

**CENTRO DE INVESTIGACIONES EN ECOSISTEMAS
BIOLOGÍA AMBIENTAL**

**TAMAÑO POBLACIONAL Y USO DEL HÁBITAT DE LA ESPECIE
AMENAZADA *Tapirus bairdii* EN LA RESERVA DE LA BIOSFERA
EL TRIUNFO, CHIAPAS.**

TESIS

**QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
MAESTRO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
(BIOLOGÍA AMBIENTAL)**

PRESENTA:

Juan Paulo Carbajal Borges

TUTOR PRINCIPAL DE TESIS: Dr. Miguel Martínez Ramos
Centro de Investigaciones en Ecosistemas,
Universidad Nacional Autónoma de México.

COMITÉ TUTOR: Dr. Héctor Takeshi Arita Watanabe
Centro de Investigaciones en Ecosistemas,
Universidad Nacional Autónoma de México.
Dr. Jean François Mas Caussel
Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental,
Universidad Nacional Autónoma de México.

MÉXICO D.F. FEBRERO, 2015



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

**CENTRO DE INVESTIGACIONES EN ECOSISTEMAS
BIOLOGÍA AMBIENTAL**

**TAMAÑO POBLACIONAL Y USO DEL HÁBITAT DE LA ESPECIE
AMENAZADA *Tapirus bairdii* EN LA RESERVA DE LA BIOSFERA
EL TRIUNFO, CHIAPAS.**

TESIS

**QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
MAESTRO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
(BIOLOGÍA AMBIENTAL)**

PRESENTA:

Juan Paulo Carbajal Borges

TUTOR PRINCIPAL DE TESIS: Dr. Miguel Martínez Ramos
Centro de Investigaciones en Ecosistemas,
Universidad Nacional Autónoma de México.

COMITÉ TUTOR: Dr. Héctor Takeshi Arita Watanabe
Centro de Investigaciones en Ecosistemas,
Universidad Nacional Autónoma de México.
Dr. Jean François Mas Caussel
Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental,
Universidad Nacional Autónoma de México.

MÉXICO D.F. FEBRERO, 2015

Dr. Isidro Ávila Martínez
Director General de Administración Escolar, UNAM
Presente.-

Por medio de la presente, me permito informar a usted, que en reunión ordinaria del Subcomité por Campo de Conocimiento de (Ecología y Manejo Integral de Ecosistemas) del Posgrado en Ciencias Biológicas, se aprobó el siguiente jurado para el examen de grado de **Maestro en Ciencias Biológicas** del alumno **Juan Paulo Carbajal Borges** con número de cuenta **511007389** con la tesis titulada: **"Tamaño poblacional y uso del hábitat de la especie amenazada *Tapirus bairdii* en la Reserva de la Biósfera El Triunfo, Chiapas"** bajo la dirección del **Dr. Miguel Martínez Ramos**, Tutor principal:

Presidente:	Dra. Ella Vázquez Domínguez
Vocal:	Dr. Enrique Martínez Meyer
Secretario:	Dr. Héctor Takeshi Arita Watanabe
Suplente:	Dr. Jorge Ernesto Schondube Friedewold
Suplente:	Dr. Víctor Arroyo Rodríguez

Sin otro particular, quedo de usted.

ATENTAMENTE
"POR MI RAZA HABLARÁ EL ESPÍRITU"
Cd. Universitaria, D.F., a 09 de enero de 2015

M. del Coro Arizmendi

Dra. María del Coro Arizmendi Arriaga
Coordinadora del Programa



AGRADECIMIENTOS

Refrendo mis agradecimientos al Posgrado en Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional Autónoma de México por permitirme cursar mis estudios de maestría en el área de biología ambiental.

Así mismo, agradezco el apoyo recibido por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología mediante la beca número 256151 (CVU. 296839) la cual me permitió realizar mis estudios de posgrado.

Así mismo, quiero agradecer a los miembros de mi comité tutorial, Dr. Héctor Takeshi Arita Watanabe y Dr. Jean François Mas Causse, por sus enriquecedoras observaciones y comentarios durante la elaboración de esta tesis así como por su apoyo en la resolución de mis dudas e inquietudes. Les agradezco mucho su paciencia y su trato siempre cordial y respetuoso. Finalmente, agradezco al Dr. Miguel Martínez Ramos, tutor principal de esta tesis, por todo el apoyo y amistad que me brindó tanto dentro como fuera del laboratorio.

AGRADECIMIENTOS A TITULO PERSONAL

Quisiera agradecer infinitamente al Dr. Eduardo Mendoza Ramírez por darme la oportunidad de realizar esta tesis con un tema que ahora considero de mi pertinencia. Eduardo, contigo aprendí qué es el verdadero pensamiento crítico, formaste mi criterio actual y me diste infinidad de oportunidades. Gracias por tus observaciones, tus asesorías, por abrirme las puertas de tu casa cuando lo necesité pero sobre todo por empujarme todos los días. Del mismo modo también quiero agradecer al Dr. Miguel Martínez Ramos por su afectuoso recibimiento en el laboratorio y su gran disponibilidad para resolver mis situaciones. Tanto Miguel como Eduardo son personas excepcionales y de los cuales aprendí mucho sobre la calidad humana y el respeto al trabajo. Espero que a pesar de mi largo proceso en la maestría y sobre todo, mi falta de consistencia, haberles dejado un poquito de alegría y algunos buenos recuerdos en sus vidas. Muchas gracias a ambos.

De mismo modo, quiero agradecer al personal de la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas de la reserva de la biosfera de El Triunfo. A su directo Juan Carlos Castro y subdirector Carlos Guichard por facilitarnos información, recursos materiales y humanos de la reserva para poder realizar nuestro trabajo de campo. De manera muy especial a los guardaparques de El Triunfo pues sin su apoyo esta tesis no hubiera podido existir. Su conocimiento natural y capacidades en campo fueron fundamentales para poder obtener información confiable y mantener el funcionamiento del equipo. Gracias infinitas a toda la familia Gálvez, Don Ismael, Don Enelfo, Don Ramiro y Edilberto su apoyo incondicional y su acompañamiento en campo fueron grandes momentos que recuerdo con mucho cariño.

También, mí sincero agradecimiento a los miembros de mi jurado, Dra. Ella Vázquez Domínguez, Dr. Enrique Martínez Meyer, Dr. Héctor Takeshi Artia Watanabe, Dr. Jorge Schondube Friedewold y Dr. Víctor Arroyo Rodríguez por sus agudas observaciones y críticas en el mejoramiento de este manuscrito, así como por su rápida respuesta durante el proceso de revisión y titulación.

Por último quisiera agradecer a mi madre, María Eugenia Borges Gómez, por su apoyo durante los primeros meses y últimos años en este proceso, sin su apoyo económico y amor nunca hubiera podido terminar. Gracias Madre. A mi padre Juan Carbajal Rosas por todas esas noches que observábamos las estrellas.

DEDICATORIA

Quiero dedicar esta tesis a todas las personas que me acompañaron durante mi proceso de admisión a la maestría, mi estancia en ella y durante mi largo proceso de titulación. Si al leer esto se sienten identificados quiero decirles que siempre guardo una gran gratitud y recuerdos de todas y todos. Gracias por acompañarme durante este viaje y espero volver a verlos en algún momento de nuestras vidas. A todos en Morelia, ya los extraño mucho. Muchas gracias por compartir conmigo un espacio en sus vidas.

ÍNDICE

Lista de figuras y tablas	1
Resumen.....	3
Abstract.....	5
Introducción general.....	6
Objetivo general.....	14
Objetivos particulares.....	14
Capítulo I. Estimación de la abundancia y densidad de <i>Tapirus bairdii</i> en la Zona Núcleo I de la reserva de la biosfera El Triunfo.....	15
Introducción.....	16
Objetivo.....	22
Materiales y métodos.....	23
Sitio de estudio.....	24
Diseño de muestreo.....	28
Foto-trampeo.....	28
Estimaciones de densidad y abundancia.....	30
Estimación de densidad a través del REM.....	30
Índice de abundancia del tapir basado en foto-trampeo.....	31
Estimación de la abundancia relativa basada en evidencia indirecta de la presencia del tapir.....	32
Resultados.....	33
Densidad del tapir en la zona núcleo I de la REBITRI.....	33
Abundancia del tapir basado en el foto-trampeo.....	33
Abundancia relativa del tapir basada en evidencia indirecta.....	34
Discusión.....	35

Conclusiones.....	41
Capítulo II. Patrones de actividad espacial y diaria de <i>Tapirus Bairdii</i> en la Zona Núcleo I de la reserva de la biosfera El Triunfo.....	42
Introducción.....	43
Objetivo.....	45
Materiales y Métodos.....	46
Sitio de estudio.....	46
Diseño del muestreo.....	46
Análisis de la información.....	47
Actividad temporal.....	48
Actividad espacial.....	48
Resultados.....	50
Patrones de actividad temporal.....	50
Patrones de actividad espacial.....	51
Discusión.....	56
Patrones de actividad temporal.....	56
Patrones de actividad espacial.....	55
Conclusiones.....	58
Conclusiones generales.....	59
Bibliografía.....	61
Anexo I. Esfuerzo de muestreo.....	73
Anexo II. Programación de la fórmula del REM en lenguaje R.....	75

ÍNDICE DE FIGURAS Y TABLAS

Figura 1. Especies pertenecientes al orden Perissodactyla y su grado de amenaza de acuerdo con la Lista Roja de la IUCN (Pc = Peligro crítico, Pe = En peligro, Vu = Vulnerable, Ca = Casi amenazado, Rm = Riesgo menor, Ne = No evaluado) (Modificado de Mendoza y Carbajal-Borges 2011).

Figura 2. Distribución histórica y actual del Tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*) según la Lista Roja de la IUCN (modificado de Castellanos et al. 2008).

Figura 1. Ubicación geográfica y zonificación de la reserva de la biosfera El Triunfo. La línea negra gruesa en el panel inferior representa los límites de la reserva y la línea en rojo los límites de las zonas núcleo: 1) El Triunfo, 2) Ovando, 3) Cuxtepeques, 4) El Venado y 5) La Angostura. Elaborado a partir de información proporcionado por la CONANP.

Figura 2. Localización de las 25 estaciones de monitoreo y extensión de los senderos utilizados en los recorridos mensuales para el registro de evidencia indirecta por parte del personal de la CONANP.

Figura 3. Análisis de sensibilidad del cálculo de la densidad a través del REM mediante la disminución y aumento de la velocidad promedio diaria del tapir en pasos de 2.4 km/24 hrs (0.1km/hr).

Figura 4. Promedios de densidades (A), índices de abundancias de foto-trampeo (B) e índices de abundancia de evidencia indirecta (C y D) de *T. bairdii* en distintos tipos de hábitats y en ambientes alterados (presión por casería o/y por fragmentación y pérdida del hábitat). Se presentan los valores de error estándar asociados a estimación de la media (barras de error) y el valor calculado para este estudio (líneas horizontales punteadas). Las gráficas se construyeron a partir de la información derivada de la tabla 1.

Figura 1. Distribución de los registros observados (barras negras) y esperados (barras grises) del tapir en la ZN-I de la REBITRI a partir del número de horas que abarcaba cada categoría del día.

Figura 2. Distribución porcentual de la actividad diaria del tapir en la ZN-I de la REBITRI. Las barras grises indican el periodo de actividad crepuscular diurno (5:00 – 7:00 hrs) y nocturno (17:00-19:00 hrs).

Figura 3. Distribución proporcional de los registros de tapir obtenidos durante el periodo diciembre 2010- mayo 2011. Los círculos rojos indican las estaciones que obtuvieron registros de tapir y su tamaño representa la proporción de registros detectados en cada estación de monitoreo.

Figura 4. Distribución de la densidad de registros de tapir provenientes de A) fototrampeo, B) huellas y C) excretas.

Tabla 1. Estimaciones de la densidad y abundancia de tapires en sus principales áreas de distribución en México (modificado de Naranjo 2009).

Tabla. 1. Estimaciones de densidades (A) y abundancias relativas (B, C y D) de *Tapirus bairdii*. Se presentan los valores de error estándar (\pm) o intervalos de confianza (inferior-superior) cuando son reportados en el estudio (BMM= Bosque mesófilo de montaña, SH= selva húmeda, SS= selva seca, PC= pastizales y cultivos, C= conservado, CC= conservado con caza, AC= alterado con caza, A= alterado). Fuentes: 1) González-Maya et al. 2012, 2) Portillo y Hernández 2011, 3) Sánchez-Núñez et al. 2011, 4) Pérez-Cortéz y Matus-Pérez 2010, 5) González-Maya et al. 2009, 6) Reyna-Hurtado y Tanner 2005, 7) Lira-Torres et al. 2004, 8) Kelly 2003, 9) Naranjo y Bodmer 2002, 10) Bolaños y Naranjo 2001, 11) Naranjo y Cruz 1998, 12) Foerster 1998, 13) Naranjo 1995, 14) Pérez-Cortéz et al. 2012 y 15) Lira-Torres y Briones-Salas 2012

Tabla 2. Características de los principales tipos de vegetación presentes en la REBITRI (Modificado de INE y SEMARNAP 1998).

Tabla 3. Comparación de tamaños poblacionales calculados para a partir de la densidad estimada en este estudio y de estudios anteriormente realizados en la Sierra Madre de Chiapas.

Tabla 4. Análisis de las preferencias de uso de distintos pisos altitudinales por parte del tapir.

RESUMEN

En los últimos 30 años, la población global de tapir mesoamericano (*Tapirus bairdii*) ha sufrido una reducción significativa a consecuencia principalmente de la pérdida y fragmentación de su hábitat. Se estima que en la actualidad existen menos de 2,500 individuos repartidos en unas cuantas poblaciones aisladas en lo que constituyó su ámbito de distribución histórico. El sur de México es una importante región para la conservación del tapir mesoamericano ya que se calcula que alberga entre el 27% y el 47% de su población global. La Reserva de la Biosfera El Triunfo (REBITRI) localizada en la Sierra Madre de Chiapas, mantiene una de las últimas poblaciones de esta especie en un ecosistema poco estudiado: el bosque de montaña. Este trabajo tiene como objetivo estimar la densidad y abundancia relativa de la población de tapir presente en la zona núcleo I de la REBITRI a través de métodos basados en el uso de evidencia directa e indirecta (fotografías, huellas y excretas) de la presencia de la especie. Además, con la información derivada del foto-trampeo, se analizaron sus patrones de actividad espacial y temporal (diaria). Se realizó foto-trampeo de diciembre de 2010 a mayo de 2011 con 25 foto-trampas colocadas fuera de senderos y a una distancia entre sí de 500 m. Se estimó la densidad de la especie con el Modelo de Encuentros Aleatorios y la abundancia a través del cálculo de los siguientes índices: 1) número de registros fotográficos/100 días foto-trampa, 2) no. de huellas por kilómetro y 3) no. de excretas por kilómetro. En cada estación de monitoreo se registró la altitud, pendiente del terreno, densidad del sotobosque y porcentaje de apertura de dosel. Se analizó la relación entre estas variables y la presencia del tapir con una regresión logística y un escalamiento multidimensional. Asimismo, se analizó la preferencia de hábitat del tapir con respecto a distintos pisos altitudinales utilizando el índice de selección Manly y colaboradores (1993). Se estimó una densidad del tapir de 0.12 individuos/km² (intervalos de confianza del 95% = 0.02-0.25), la abundancia relativa fue de 1.3 registros fotográficos/100 días foto-trampa y 0.34 huellas/km±0.07 (media ± error estándar) y 0.11 excretas/km ±0.05. La actividad del tapir se concentró principalmente durante el crepúsculo y la noche. El análisis de selección de hábitat mostró un uso preferencial de sitios en altitudes medias (1,746-2,019 m s.n.m). La densidad y las abundancias relativas aquí reportadas están por encima de las registradas en hábitats con algún tipo de alteración pero por debajo de los obtenidos en selvas húmedas y secas

conservadas. La baja densidad observadas en ecosistemas de montaña como el analizado, con respecto a otros ecosistemas, resaltan la urgente necesidad de establecer áreas de protección más extensas y corredores biológicos que permitan mantener poblaciones viables en la región de la Sierra Madre de Chiapas.

ABSTRACT

In the last 30 years the global population of the Mesoamerican tapir (*Tapirus bairdii*) has suffered a drastic reduction mainly due to the loss and fragmentation of its habitat. It is estimated that currently less than 2,500 individuals live in isolated populations across the species historic area of distribution. Southern of Mexico is a key area for conservation of the species due to the fact that it is estimated that supports between 27% and 47% of the remnant population of tapirs. El Triunfo biosphere reserve (ETBR) locates in the Sierra Madre of Chiapas mountain range supports one of the last populations of the Mesoamerican tapir inhabiting cloud forests, an ecosystem poorly studied in comparison with lowland forests. The objective of this study was to estimate density, relative abundance and activity patters of the tapir population in the core zone I of 'El Triunfo' using a combination of direct and indirect methods (camera-trapping, track and feces detection along transects). From December 2010 to May 2011, 25 camera-trapping stations were set every 500 m off trails. Density was estimated using the Random Encounter Model and abundance was estimated with the following indices: 1) number of picture records/100 camera-trapping days), 2) no. of tracks/km and 3) no. of feces/km (number of registers per km). Altitude, slope ,understory vegetation density and canopy closure was recorded in each camera trapping station. The relationship between these variables and tapir presence was analyzed with logistic regression non-metric multidimensional scaling. Habitat preferences, in relationship to altitude, was analyzed by calculating Manly's index. Tapir density was estimated in 0.12 individuals/km² (95% confidence intervals = 0.02-0.25) and relative abundance was 1.3 picture records/100 camera trap days and 0.34 tracks/km \pm 0.07 (mean \pm standard error) and 0.11 feces/km \pm 0.05. Camera-trapping data showed that tapir activity concentrated mainly during dusk and night time. Analysis of habitat selection showed that tapir preferentially use middle altitudes (1,746-2,019 m a.s.l). Estimated density and abundances, are higher than those reported for disturbed habitats but lower than those estimated in lowlands tropical forests (wet and dry). Relative low density and abundance makes urgent to create new protected areas design and effective biological corridors throughout the Sierra Madre of Chiapas in order to maintain the long-term viability of the tapir population in the region.

INTRODUCCIÓN GENERAL

El impacto de las actividades humanas sobre la biodiversidad se manifiesta en una serie de efectos que van desde la extinción local de poblaciones silvestres hasta la fuerte alteración o desaparición de ecosistemas completos (Primack et al. 2001). En el caso de los mamíferos silvestres se estima que en los últimos cuatro siglos, pero principalmente en los últimos 150 años, se han extinguido entre 76 y 85 especies como resultado del impacto de las actividades humanas (Baillie et al. 2010; Primack et al. 2001; WWF 2012). En la actualidad, según la Lista Roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, por sus siglas en inglés), se estima que el 25% del total de especies de mamíferos (5,490) están bajo alguna categoría de amenaza (amenazada, en peligro de extinción y peligro crítico) (Baillie et al. 2010; IUCN 2012). De esta manera, los mamíferos se ubican como el segundo grupo de vertebrados más amenazado a nivel global después de los anfibios (Baillie et al. 2010). Otra faceta en donde se expresa el impacto humano sobre la fauna de mamíferos es en términos de los cambios que han experimentado sus áreas de distribución. Un estudio estima que el 173 especies de mamíferos terrestres ha experimentado una reducción promedio del 68% en la extensión de su distribución geográfica en los últimos 150 años, siendo las regiones más afectada el sudeste Asiático, Australia, África y Europa (Ceballos y Ehrlich 2002).

Las regiones tropicales son especialmente ricas en su representación de especies de mamíferos silvestres lo cual se refleja en el hecho que de los 1,229 géneros de mamíferos descritos en la actualidad el 65% presentan una distribución primordialmente tropical (Wilson y Reeder 2005). Desafortunadamente, las regiones tropicales también se distinguen porque en la actualidad concentran gran parte del impacto humano (FAO 2012; WWF 2012). Así, de las 1,373 especies de mamíferos catalogadas como amenazadas por la Lista Roja, el 67% presentan distribución primordialmente tropical (IUCN 2012). Esta cifra de por sí alta puede ser una subestimación ya que el 80% de las especies para las cuales no existe información suficiente para determinar su grado de conservación (834), también se distribuyen en el trópico (Baillie et al. 2010; IUCN 2012).

Entre las principales amenazas para la fauna de mamíferos tropicales están la pérdida de su hábitat (i.e., deforestación y fragmentación) seguida de la sobreexplotación

de sus poblaciones (Ceballos y Ehrlich 2002; Fa et al. 2003; Morrison et al. 2007; Baillie et al. 2010). Se calcula que se ha perdido cerca del 80% de los bosques tropicales de África, 70% de los de Asia y 53% de los de América a causa de la deforestación (Achard et al. 2002). El cambio drástico en el entorno físico y biótico que ocurre cuando los bosques se transforman en ecosistemas simplificados como monocultivos y/o potreros, provoca la pérdida de recursos necesarios para la fauna, tales como alimento, refugio y sitios de apareamiento (Fahrig, 2002, 1997; Primack et al. 2001). Incluso en los casos donde persisten fragmentos de la vegetación original, el cambio en su configuración a nivel del paisaje (e.g., tamaño y grado de aislamiento) puede ser suficientemente como para afectar la viabilidad a largo plazo de la fauna remanente (Fahrig 2002, 2003; Kinnaird et al. 2003; Primack et al. 2001).

A los impactos de la fragmentación y pérdida del hábitat se suman los efectos de la sobreexplotación ya que la mastofauna representa un recurso muy apreciado como fuente de alimento, materiales diversos, mascotas, trofeos e incluso supuestos “remedios” medicinales (Primack et al. 2001). Como un ejemplo del impacto que estas actividades pueden tener sobre las especies de mamíferos silvestres se puede citar el caso de la cacería de subsistencia en la Amazonía brasileña. De acuerdo a Peres (2001), cada año son sacrificados en esta región entre 6.4 y 15.8 millones de mamíferos sólo para satisfacer el consumo local. En un estudio similar realizado en la cuenca del río Congo se estimó que la cantidad de mamíferos muertos por la cacería puede alcanzar la exorbitante cifra de 579 millones de individuos por año (Fa et al. 2003). A un nivel más local, se ha observado que en regiones tropicales de México como Calakmul, Campeche, tres comunidades rurales pueden hacer uso de hasta 7.4 toneladas de biomasa de vertebrados terrestres por año, principalmente mamíferos (Escamilla et al. 2000). Los efectos de la pérdida de hábitat y la sobreexplotación pueden establecer sinergias que hacen que el impacto final sobre la fauna se exacerbe. Por ejemplo, la fragmentación puede hacer más fácil el acceso a los cazadores a las zonas de vegetación remanente (Cullen et al. 2000). De igual manera, el efecto de la cacería sobre la fauna puede provocar reducciones marcadas en sus tamaños poblacionales haciéndola más sensible al impacto de la fragmentación del hábitat (Primack et al. 2001).

El conjunto de especies de mamíferos terrestres que son impactados por las actividades humanas es amplio sin embargo, un grupo que resulta particularmente afectado es el compuesto por animales de masa corporal grande (Cardillo et al. 2005; Dirzo y Miranda 1991; Kelt and Vuren 2001; Kinnaird et al. 2003; Redford 1992). Entre las causas que pueden explicar este efecto diferencial sobre la fauna de gran tamaño se han señalado las siguientes: i) el requerimiento de áreas extensas de hábitat para mantener poblaciones viables, ii) la preferencia que los cazadores tienen por presas de mayor talla, y iii) la presencia de atributos de historia de vida que pueden hacer a los mamíferos de mayor talla más sensibles a los impactos de la perturbación humana (e.g., bajas tasas reproductivas, baja densidad poblacional) (Cullen et al. 2000; Kelt y Vuren 2001; Jerozolimski y Peres 2003; Cardillo et al. 2005; Morrison et al. 2007).

Existe una gran variedad de ejemplos que ilustran el fuerte impacto que ha experimentado la fauna de mamíferos de talla grande. Entre estos se pueden mencionar los casos del elefante asiático (*Elephas maximus*) (hasta 5,000 kg) y el orangután de Borneo (*Pongo pygmaeus*) (hasta 80 kg), los cuales han visto reducidas sus poblaciones en un 50% en los últimos 30 años (Ancrenaz et al. 2008; Choudhury et al. 2008; Shoshani y Eisenberg 1982). Sin embargo, un caso que resulta particularmente notable es el del orden Perissodactyla, el cual está compuesto por caballos, rinocerontes y tapires; e incluye individuos que pueden rebasar los 3,500 kg de peso (Macdonald 2001; Wilson y Reeder 2005). De las 17 especies que componen este orden 14 (82%) enfrentan un alto riesgo de extinción en el futuro próximo, lo que convierte a este grupo en el más amenazado globalmente entre los mamíferos (Fig. 1) (IUCN 2012). Los factores que han puesto al orden Perissodactyla en su situación actual van desde su cacería para obtener partes del cuerpo que erróneamente se considera que tienen propiedades curativas (e.g., cuernos de rinoceronte) u ornamentales (e.g., pieles), hasta la competencia por recursos con el ganado y la pérdida de su hábitat nativo (IUCN 2012).

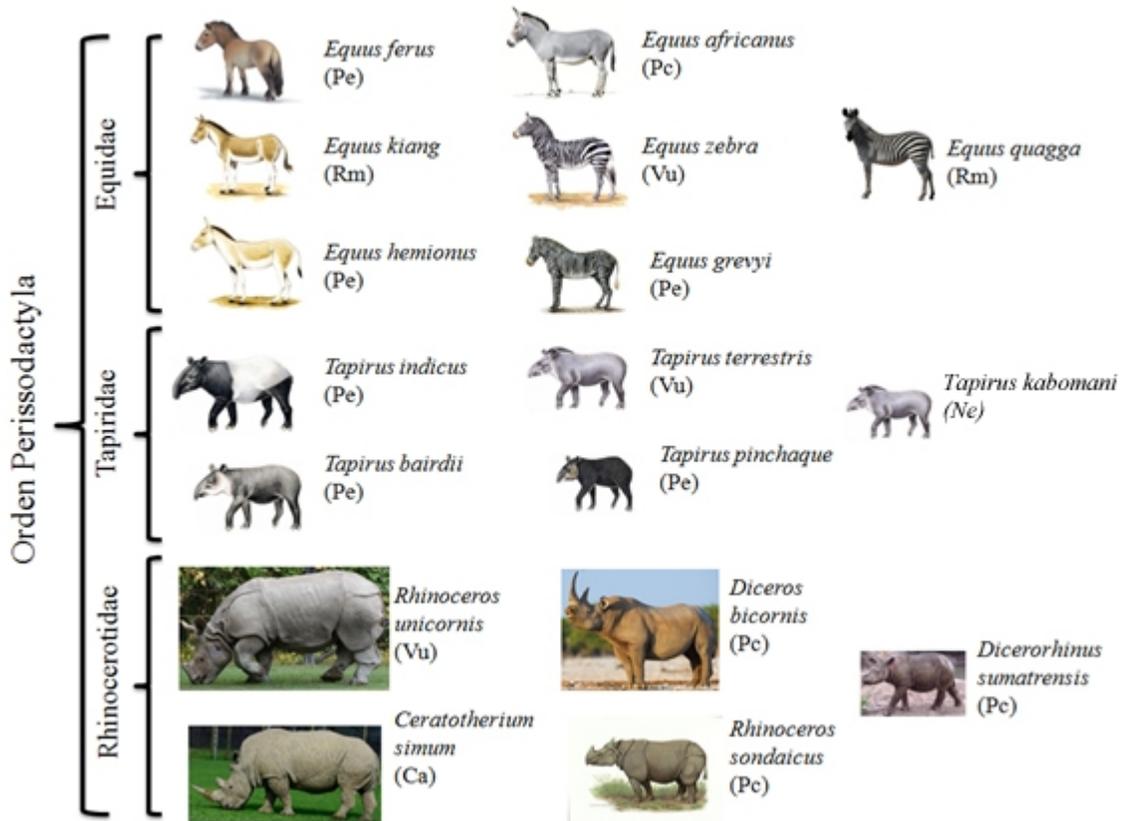


Figura 3. Especies pertenecientes al orden Perissodactyla y su grado de amenaza de acuerdo con la Lista Roja de la IUCN (Pc = Peligro crítico, Pe = En peligro, Vu = Vulnerable, Ca = Casi amenazado, Rm = Riesgo menor, Ne = No evaluado) (Modificado de Mendoza y Carbajal-Borges 2011).

Dentro del orden Perissodactyla un grupo que ha recibido relativamente poca atención es el de los tapires. Los integrantes de este grupo se consideran fósiles vivientes ya que han mantenido su aspecto físico desde el Mioceno (ca. 20 millones de años atrás) sin prácticamente ningún cambio (Rose y Archibald 2005; García et al. 2012). A través de su historia evolutiva, los tapires llegaron a contar con una representación relativamente alta de especies que se distribuían en Eurasia y América (Janis et al. 1998; Rose y Archibald 2005; García et al. 2012). Sin embargo, y a semejanza de gran parte de la mega-fauna existente en ese tiempo (e.g., mamuts, perezosos gigantes, megaterios), el grupo de los tapires experimentó una importante disminución en su riqueza de especies durante la etapa final del Pleistoceno (Rose y Archibald 2005; Schoch 1989). En la actualidad existen sólo cinco especies de tapir, cuatro de las cuales se localizan en el continente americano y una se distribuye en el sureste asiático (*Tapirus indicus*) (García et al. 2012).

Las especies de tapir en el continente Americano tienen una distribución prácticamente disyunta. El tapir brasileño (*T. terrestris*) se encuentra presente en toda la región tropical del continente sudamericano, mientras que el tapir andino (*T. pinchaque*) tiene una distribución restringida a los bosques de montaña y páramos de la cordillera andina de Colombia, Ecuador y norte de Perú (Brooks et al. 1997). En comparación, el tapir centroamericano (*T. bairdii*), como su nombre lo indica se distribuye desde el norte de Colombia hasta el sur de México (Castellanos et al. 2008; Naranjo 2009). Por su parte, la recientemente descubierta *T. kabomani* parece distribuirse en regiones muy particulares del Amazonas, donde se alternan praderas y zonas boscosas (Cozzuol et al. 2013).

Durante las últimas tres décadas, la población global de *T. bairdii* ha experimentado una reducción de aproximadamente 50% debido al impacto humano, especialmente la pérdida de hábitat y en menor medida a la cacería (Castellanos et al. 2008; Cruz et al. 2006; Naranjo 2009). Asimismo, la distribución geográfica de esta especie se ha visto fuertemente reducida y fragmentada (Fig. 2) (Castellanos et al. 2008). Se estima que la población actual de *T. bairdii* es menor a 5,500 individuos distribuidos en su mayoría en poblaciones remotas y aisladas de Panamá, Costa Rica, Honduras, Guatemala, Belice y México (Fig. 2) (Castellanos et al. 2008).

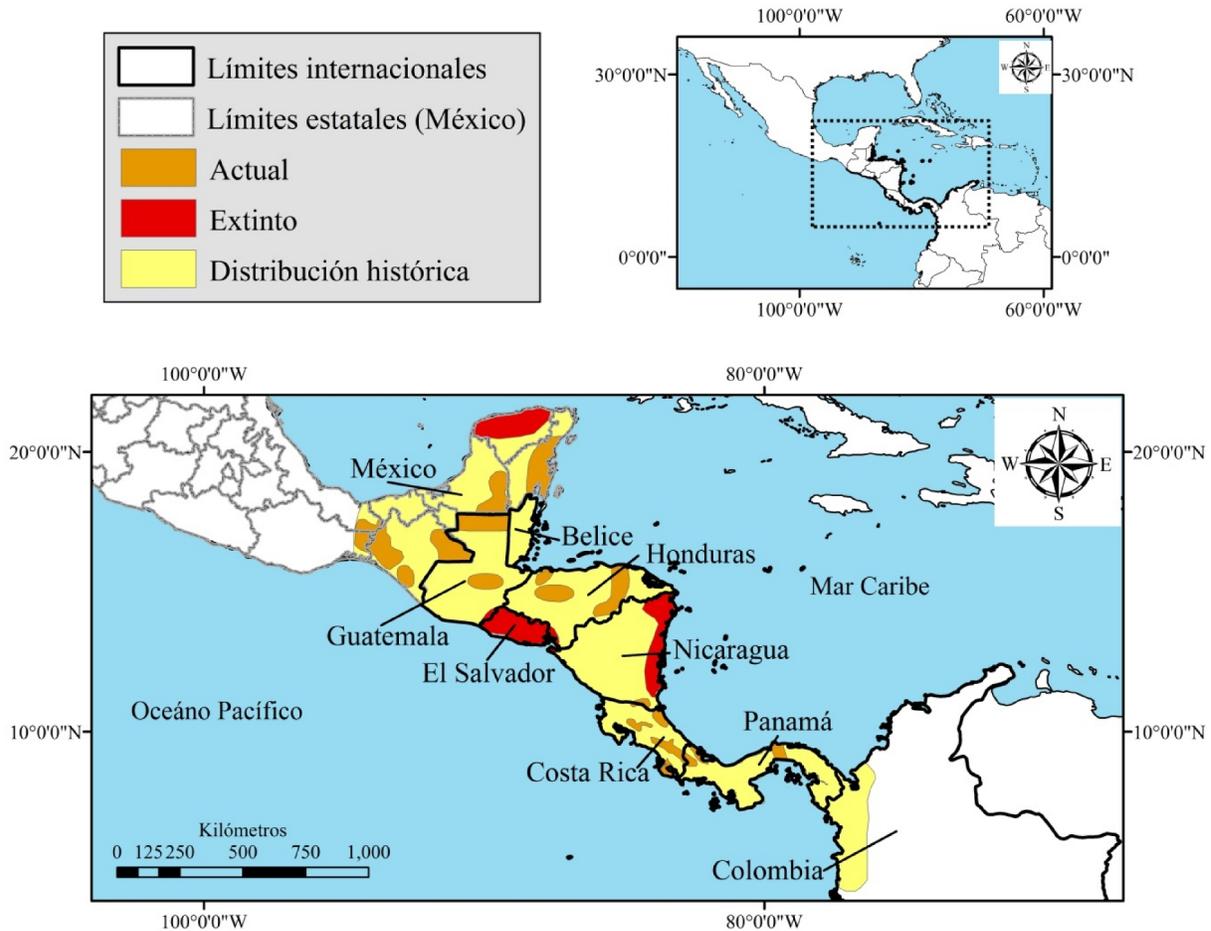


Figura 4. Distribución histórica y actual del Tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*) según la Lista Roja de la IUCN (modificado de Castellanos et al. 2008).

El sur de México es una región crítica para la conservación de *T. bairdii*, ya que se considera que alberga entre 1,500 y 2,600 tapires lo que representa entre el 27% y el 47% de su población global (Castellanos et al. 2008; Naranjo 2009). Pero, a semejanza de lo que sucede en el resto de su área de distribución, los ecosistemas del sureste de México están experimentado fuertes presiones debidas principalmente a las altas tasas de deforestación (Díaz-Gallegos et al. 2008; Ramírez-Mejía 2011). A consecuencia de esto, la distribución del tapir centroamericano ha pasado en las últimas tres décadas de ocupar ocho estados del sur del país a estar presente, con poblaciones relativamente grandes, en tan sólo cuatro: Oaxaca, Chiapas, Quintana Roo y Campeche (Tabla 1) (Fig. 2) (Nolasco et al. 2007; Naranjo 2009; Mendoza et al. 2013). En estos estados, las poblaciones de tapir están principalmente restringidas a las zonas donde se encuentran las áreas naturales protegidas (ANPs) de mayor extensión (Tabla 1). Sin embargo, debido a la acelerada pérdida de

hábitat que está experimentando el sur de México, las ANPs están quedando cada vez más aisladas lo cual puede generar, entre otras cosas, un empobrecimiento genético de las poblaciones remanentes al limitar el intercambio de individuos (Primack et al. 2001; DeFries et al. 2005; Medici et al. 2005; Mills 2007; Gatti et al. 2011).

Tabla 1. Estimaciones de la densidad y abundancia de tapires en sus principales áreas de distribución en México (modificado de Naranjo 2009).

Región	Hábitat estimado^a (km²)	Calidad del hábitat^b	Densidad estimada^c (ind./km²)	Estimación de tamaño poblacional^d
Calakmul, Campeche	8,000	Media	0.10	800
Sian Ka'an y Balam Ka'ax, Quintana Roo	4,500	Media	0.10	450
Selva Lacandona, Chiapas	3,000	Alta	0.20	600
Los Chimalapas, Oaxaca	3,000	Media/Alta	0.15	450
Sierra Madre de Chiapas	1,500	Media/Alta	0.15	225
El Ocote, Chiapas	≤ 300	Baja	0.05	≤ 15
Sierra Juárez, Oaxaca	≤ 300	Baja	0.05	≤ 15
Uxpanapa, Veracruz	≤ 200	Media/Alta	0.15	≤ 30
Chacahua, Oaxaca	≤ 200	Media	0.10	≤ 20

a. Estimado a partir de imágenes satelitales de Google Earth 4.3 de las zonas de bosque compacto con presencia verificada de tapir

b. Determinado a partir de los tipos de vegetación dominante, disponibilidad de agua y amenazas presentes en el área

c. Densidades estimadas a partir de datos reportados para algunas áreas dentro de la región.

d. Tamaños poblaciones obtenidos por la multiplicación del hábitat estimado y las densidades esperadas.

Aunque se cuenta con algunos cálculos de los tamaños de las poblacionales de tapir en el país, existen pocos estudios que hayan evaluado de manera directa sus densidades poblaciones. En general, la información sobre abundancia y densidad del tapir en el país es muy limitada o se encuentra desactualizada. Sólo existen ocho trabajos publicados en los que se ha estimado valores de densidad o abundancia de esta especie dentro de México (Naranjo y Cruz 1998; Bolaños y Naranjo 2001; Naranjo y Bodmer 2002; Lira-Torres et al. 2004; Reyna-Hurtado y Tanner 2005; Pérez-Cortéz y Matus-Pérez 2010; Sánchez-Núñez et al. 2011, Lira-Torres y Briones-Salas 2012). Esta escasez de información puede asociarse, por lo menos en parte, con el hecho de que los miembros de esta especie tienen un comportamiento sumamente evasivo, presentan bajas densidades de manera natural y habitan áreas de vegetación densa (e.g., bosques tropicales húmedos o de montaña). Esta serie de características se combinan para que la probabilidad de observar esta especie en el

campo sea notoriamente baja. Consecuentemente, la mayoría de las estimaciones de abundancia del tapir se han basado en el uso de la evidencia indirecta de su presencia (i.e., huellas y excretas). A la escasez de información se añade el hecho de que hay una serie de factores que puedan afectar la precisión de las estimaciones existentes basadas en evidencia indirecta (e.g., diferencias en las tasas de decaimiento de las excretas y/o variaciones en el tipo de sustrato donde las huellas quedan impresas). La grave amenaza que afecta a la especie hace urgente contar con métodos más robustos que permitan describir el estado de las poblaciones de esta especie en un mayor número de localidades dentro de su área de distribución remanente (Brooks et al. 1997; Medici et al. 2005).

Por otro lado, aunque se tiene consenso sobre el importante papel que las ANPs del sureste tienen para el mantenimiento de las poblaciones de tapir, existe poca información sobre la densidad de sus poblaciones y los patrones de actividad temporal y espacial que exhiben. En México, existen sólo cinco publicaciones que evalúen la influencia que tiene las características del hábitat sobre la presencia del tapir (Naranjo y Cruz 1998; Lira-Torres et al. 2004; Reyna-Hurtado y Tanner 2005; Pérez-Cortéz et al. 2012 y Lira-Torres y Briones-Salas 2012). Sin embargo, la información recopilada hasta ahora resulta insuficiente debido a la gran variedad de ecosistemas donde los tapires aún se distribuyen. El conocimiento sobre estas características de la ecología del tapir es fundamental para desarrollar planes de manejo y conservación adecuados a las problemáticas que cada población enfrenta.

Por esta razón, el presente estudio se enfoca en la estimación parámetros poblacionales de *T. bairdii* (abundancias relativas y densidad poblacional) y la caracterización de sus patrones de actividad en una región que se ha identificado como prioritaria para la conservación de la especie: la Reserva de la Biosfera de El Triunfo (REBITRI), en el estado de Chiapas. Con este fin, se combinan distintas técnicas. En particular se aplica un método novedoso para el cálculo de la densidad basado en el uso de información generada mediante el foto-trampeo en combinación con un modelo matemático: modelo de encuentros aleatorios (Rowcliffe et al. 2008). El cual es acompañado con el reporte de índices abundancia relativa (huellas y excretas) con el fin de generar información que nos permita tener noción de su desempeño. Por último, se

describen los patrones de actividad temporal diaria y espacial de los tapires en la zona núcleo I (ZN-I) de la REBITRI.

OBJETIVO GENERAL

- Estimar la abundancia y densidad de *Tapirus bairdii* en la zona núcleo I (ZN-I) de la Reserva de la Biosfera de El Triunfo (REBITRI) y caracterizar sus patrones de actividad temporal diaria y espacial.

OBJETIVOS PARTICULARES

- 1) Estimar la densidad y abundancia relativa de *T. bairdii* en la ZN-I de la REBITRI con base en el análisis de información derivada de foto-trampas y el conteo de la evidencia indirecta de su presencia (huellas y excretas).
- 2) Caracterizar los patrones de actividad temporal diaria y espacial del tapir en la ZN-I.
- 3) Comparar los registros de foto-trampeo y evidencia indirecta de presencia del tapir en términos de los patrones espaciales de actividad dentro de la ZN-I y con respecto a datos de este tipo obtenidos en otras áreas donde está presente el tapir.

Capítulo I

Estimación de la abundancia y densidad de *Tapirus bairdii* en la Zona Núcleo I de la reserva de la biosfera El Triunfo

INTRODUCCIÓN

La densidad es un parámetro poblacional cuyo conocimiento es esencial en el proceso de evaluar y monitorear el estado de conservación de la fauna silvestre (Primack et al. 2001; Mills 2007). Sin embargo, en el caso de los mamíferos terrestres, la obtención de este parámetro puede ser una tarea extremadamente complicada, ya sea porque la fauna bajo estudio presenta gran movilidad, conductas evasivas y bajas densidades o porque habitan en sitios con características que dificultan su detección (e.g., vegetación densa y/o topografía accidentada) (Buckland 2001; Silveira et al. 2003; Kays y Slauson 2008). Un claro ejemplo de esto es el caso del tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*). A pesar de que esta especie es el vertebrado terrestre más grande del Neotrópico (>280 kg) aún se desconocen varios aspectos básicos de su ecología poblacional (Medici et al. 2005; Naranjo, 2009; Mendoza y Carbajal-Borges, 2011). Esta situación es preocupante pues existe consenso sobre la grave situación de conservación por la que atraviesa esta especie, debido a la alarmante disminución que ha sufrido su población global como resultado del impacto de las actividades humanas (Medici et al. 2005; Naranjo 2009; Castellanos et al. 2011). La carencia de información básica sobre esta especie hace muy difícil diseñar planes efectivos para su conservación y manejo los cuales, sin embargo, son urgentes para evitar la extinción de sus poblaciones silvestres.

Las estimaciones poblacionales de *T. bairdii* han descansado tradicionalmente en la aplicación de dos métodos principales, las observaciones directas en transectos para el cálculo de la densidad y el conteo de la evidencia indirecta de su presencia (i.e., huellas y excretas) para el reporte de índices de abundancia relativa. Existe aún un número muy reducido de estudios en donde se hayan calculado la densidad del tapir a través de evidencia directa (Tabla 1). La mayoría de los estudios existentes reportan estimaciones de abundancia relativa obtenidos a partir del registro de evidencia indirecta (Tabla 1). Si bien las huellas y excretas han sido utilizada para estimar la abundancia de varias especies de mamíferos (e.g., venados, pecarís, jaguares, pumas, lince), la información que generan puede estar sujeta a sesgos importantes que se derivan entre otras cosas de: i) la imposibilidad de determinar de manera definitiva si distintos conjuntos de huellas o excretas pertenecen a un mismo individuo y ii) la variación ambiental (e.g., cantidad de

precipitación, tipo de sustrato) que puede provocar distintas tasas de decaimiento de las excretas o diferencias en la probabilidad de impresión de pisadas (Sanderson 1966; Lopes y Ferrari 2000; Wilson y Delahay 2001; Camargo-Sanabria y Mandujano 2011). A estos factores se suma el efecto que puede tener el uso de distintos diseños de muestreo y la existencia de diferencias en la eficiencia para detectar e identificar huellas o excretas que puede haber entre distintos equipos de trabajo.

Tabla. 1. Estimaciones de densidades (A) y abundancias relativas (B, C y D) de *Tapirus bairdii*. Se presentan los valores de error estándar (\pm) o intervalos de confianza (inferior-superior) cuando son reportados en el estudio (BMM= Bosque mesófilo de montaña, SH= selva húmeda, SS= selva seca, PC= pastizales y cultivos, C= conservado, CC= conservado con caza, AC= alterado con caza, A= alterado)

A						
Localidad	Densidad (ind/km²)	Número de observaciones	Esfuerzo de muestro	Hábitat principal	Calidad del hábitat	Referencia
Cordillera Talamanca, Costa Rica	2.93 (2.37-5.03)	77	590 días foto-trampa	BMM	C	1
Corcovado, Costa Rica	1.19	-	Telemetría	SH	C	12
Corcovado, Costa Rica	0.6 \pm 13	26	962 km	SH	C	13
Montes Azules, México	0.24 \pm 0.09	16	1,309.9 km	SH	C	9
Ribera del río Lacantún, México	0.2	6	425.6 km	SH	AC	10
El Triunfo, México	0.07 \pm 0.03	3	456.9 km	BMM	C	7
Montes Azules, México	0.05 \pm 0.04	3	506.2 km	SH	AC	9
B	Registros/100 días foto- trampa		Esfuerzo de muestro (días foto-trampa)			
Calakmul, México	3.8	130	-	SS	C	14
Bala'an Ka'ax, México	3.3	6	161	SS	C	4
Cordillera Talamanca, Costa Rica	1.9	80	4,318	BMM	C	5
Chiquibul, Belice	1.2	6	486	SH	C	8
Chimalapas, Oaxaca	0.8	40	4,860	SH	C	15
Cordillera Talamanca, Costa Rica	0.2	7	4,215	BMM	AC	5
Tapalwas, Honduras	0.2	4	2,400	SH	CC	2

C	Huellas/km	Esfuerzo de muestro				
Bala'am Ka'ax, México	1.05	56	55.4 km	SS	C	4
El Triunfo, México	0.84 ±0.24	208	456.9 km	BMM	C	7
Corcovado, Costa Rica	0.66	-	-	SH	C	13
Frontera Corozal, México	0.37	130	375 km	SH	A	3
Calakmul, México	0.3	62	-	SS	C	6
Montes Azules, México	0.27	351	1,310 km	SH	C	9
Ribera del río Lacantún, México	0.26	111	426 km	SH	AC	10
La Sepultura, México	0.7	39	56.1 km	SH	C	11
La Sepultura, México	0.4	14	34.5 km	SS	C	11
La Sepultura, México	0.1	3	26.4 km	BMM	C	11
La Sepultura, México	0.02	1	51.1 km	PC	A	11
Montes Azules, México	0.15	87	596 km	SH	AC	9
D	Excretas/km					
El Triunfo, México	0.36 ±0.14	97	456.9 km	BMM	C	7
La Sepultura, México	0.6	36	56.1 km	SH	C	11
La Sepultura, México	0.3	9	34.5 km	SS	C	11
La Sepultura, México	0.2	4	26.4 km	BMM	C	11
La Sepultura, México	0	0	51.1 km	PC	AC	11
Ribera del río Lacantún, México	0.07	31	426 km	SH	AC	10

Fuentes: 1) González-Maya et al. 2012, 2) Portillo y Hernández 2011, 3) Sánchez-Núñez et al. 2011, 4) Pérez-Cortéz y Matus-Pérez 2010, 5) González-Maya et al. 2009, 6) Reyna-Hurtado y Tanner 2005, 7) Lira-Torres et al. 2004, 8) Kelly 2003, 9) Naranjo y Bodmer 2002, 10) Bolaños y Naranjo 2001, 11) Naranjo y Cruz 1998, 12) Foerster 1998, 13) Naranjo 1995, 14) Pérez-Cortéz et al. 2012 y 15) Lira-Torres y Briones-Salas 2012.

De la situación recién descrita resulta evidente que existe una gran necesidad de desarrollar nuevos enfoques que permitan generar estimaciones más consistentes y comparables de la abundancia y densidad de las poblaciones de tapir. En este sentido, las foto-trampas son una opción de gran utilidad (Kelly, 2008; Rowcliffe y Carbone, 2008, McCallum 2013). Estos dispositivos son cámaras fotográficas conectadas a sensores infrarrojos de movimiento que permiten detectar la actividad de la fauna y capturarla en imágenes. Entre las características de las foto-trampas que las están convirtiendo en una de las herramientas más útiles para el estudio de la fauna silvestre son: a) su capacidad para generar un registro permanente de la presencia y patrones de actividad de una gran cantidad de especies, aún aquellas que se presentan en densidades bajas; b) su capacidad para operar de manera autónoma y continua por periodos prolongados y c) su bajo impacto sobre los hábitats y especies estudiados (Kays y Slauson 2008; Balme et al. 2009; O'Connell et al. 2010, McCallum 2013).

Una de las formas más comunes en las que se ha utiliza la información de las foto-trampas para estimar abundancia es a través del cálculo de índices. Entre los índices más utilizados están los que reportan el número de fotografías registradas por 100 o 1,000 días de esfuerzo de muestreo (días foto-trampa) (O'Brien et al. 2003; Trolle et al. 2008; Tobler et al. 2008; Rovero y Marshall 2009). Si bien este tipo de índices aparecen como un medio útil para estimar la abundancia de las especie, su uso indiscriminado (sobre todo para realizar comparaciones entre distintos sitios o especies) ha sido fuertemente criticado debido a que no incorpora el efecto de las variaciones en la probabilidad de detección que pueden existir entre especies y hábitats (Jennelle et al. 2002; Rowcliffe et al. 2008; Rovero y Marshall 2009).

En el caso de las especies que presentan marcas naturales distintivas como manchas, franjas o cicatrices existe la posibilidad de realizar la identificación de individuos en las fotografías obtenidas (Mendoza et al. 2011). La foto identificación se ha utilizado exitosamente en combinación con modelos de marcaje-recaptura para estimar la densidad de poblaciones de tigres, jaguares, chitas y leopardos (Karanth 1995; Karanth et al. 2004; Maffei et al. 2004; Karanth et al. 2006; Marker et al. 2008). Algunos estudios han intentado realizar estimaciones de densidad de tapires a través de la aplicación de foto-trampeo y

modelos de marcaje-recaptura; sin embargo, se ha descubierto que la incertidumbre asociada a la identificación de individuos de esta especie puede provocar sesgos muy importantes en los cálculos de abundancia obtenidos de esta manera (Trolle et al. 2008; Oliveira-Santos et al. 2010).

Recientemente se propuso un método denominada Modelo de Encuentros Aleatorios (REM por sus siglas en inglés, Rowcliffe et al. 2008) para la estimación de la densidad de mamíferos en base a información derivada de foto-trampas pero sin la necesidad de realizar identificación individual. La lógica del REM se basa en los modelos mecanicistas que los físicos emplean para describir la tasa de colisión de las moléculas de gas ideal en un plano de dos dimensiones (Hutchinson y Waser, 2007). En el caso del REM los animales juegan el papel de las moléculas de gas y los registros fotográficos son análogos a las colisiones de las moléculas con un punto fijo (Hutchinson y Waser 2007; Rowcliffe et al. 2008). La estimación de densidad a partir de este método requiere contar con información sobre la tasa de registro de la especie de interés (número de fotos/esfuerzo de muestreo), su velocidad de desplazamiento diario y si se mueve de manera individual o grupal. Asimismo, se requiere contar con información relacionada con el campo de detección de las foto-trampas (radio y ángulo de detección). Los pocos estudios que han evaluado el desempeño del REM han obtenido resultados alentadores respecto a su potencial para estimar la densidad de poblaciones de mamíferos silvestres cuando no es del todo confiable la identificación individual (Rovero y Marshall 2009; García et al. 2009; Suselbeek 2009; Manzo et al. 2011).

De esta manera, existe la posibilidad de que el REM pueda ser una opción útil para estimar la densidad del tapir. Este capítulo se centra en la estimación de la abundancia relativa y la densidad poblacional del tapir centroamericano en la zona núcleo I (ZN-I) de la reserva de la biosfera El Triunfo (REBITRI), combinando la aplicación de métodos tradicionales como el registro de evidencia indirecta (i.e., huellas y excretas) y métodos más novedosos basados en el uso de foto-trampeo. En este estudio se evalúa el uso de esta técnica para el cálculo de densidad del tapir en la REBITRI.

OBJETIVO

Estimar la densidad y abundancia de la población de tapires presente en la zona núcleo I de la Reserva de la Biosfera de El Triunfo con base en el análisis de información derivada de foto-trampas y evidencia indirecta.

MATERIALES Y MÉTODOS

SITIO DE ESTUDIO

El presente trabajo se llevó a cabo en la Reserva de la Biosfera de El Triunfo (REBITRI), localizada en la porción central de la Sierra Madre de Chiapas (coordenadas extremas: 15° 09' 10" y 15° 57' 02" latitud Norte, y 92° 34' 04" y 93° 12' 42" longitud Oeste) (Fig. 1). La superficie total de la REBITRI es 119,177.29 hectáreas, y está dividida en 5 zonas núcleo y una zona de amortiguamiento. Las zonas núcleo son: 1) El Triunfo (11,549.8 ha), 2) Ovando (2,188.51 ha), 3) Cuxtepeques (1,201.01 ha), 4) El Venado (4,060.89 ha) y 5) La Angostura (6,821.9 ha) (Fig. 2). Estas zonas están destinadas a la protección del ecosistema y a la investigación científica, por lo que no se permite ninguna actividad extractiva o de cambio en el uso del suelo. Por otro lado, la zona de amortiguamiento, que rodea a las zonas núcleo, tiene una extensión de 93,355.18 ha. Dentro de esta zona está permitido realizar actividades de conservación, protección, restauración y el aprovechamiento intensivo (INE y SEMARNAP 1998).

La REBITRI se distingue por su accidentada topografía en sus dos vertientes, la Pacífico y la de la Depresión Central (INE y SEMARNAP 1998). En ambas vertientes se pueden apreciar tres tipos de relieves: i) crestas alargadas (por arriba de los 2,000 m s.n.m.), ii) macizos montañosos con pendientes fuertes a escarpadas (entre los 1,000 y los 2,000 m s.n.m.) y iii) laderas con pendientes moderadas a fuertes (bajo la cota de los 1,000 m s.n.m.). La variación altitudinal dentro de la REBITRI va de los 450 a los 2,750 m s.n.m. (INE y SEMARNAP 1998).

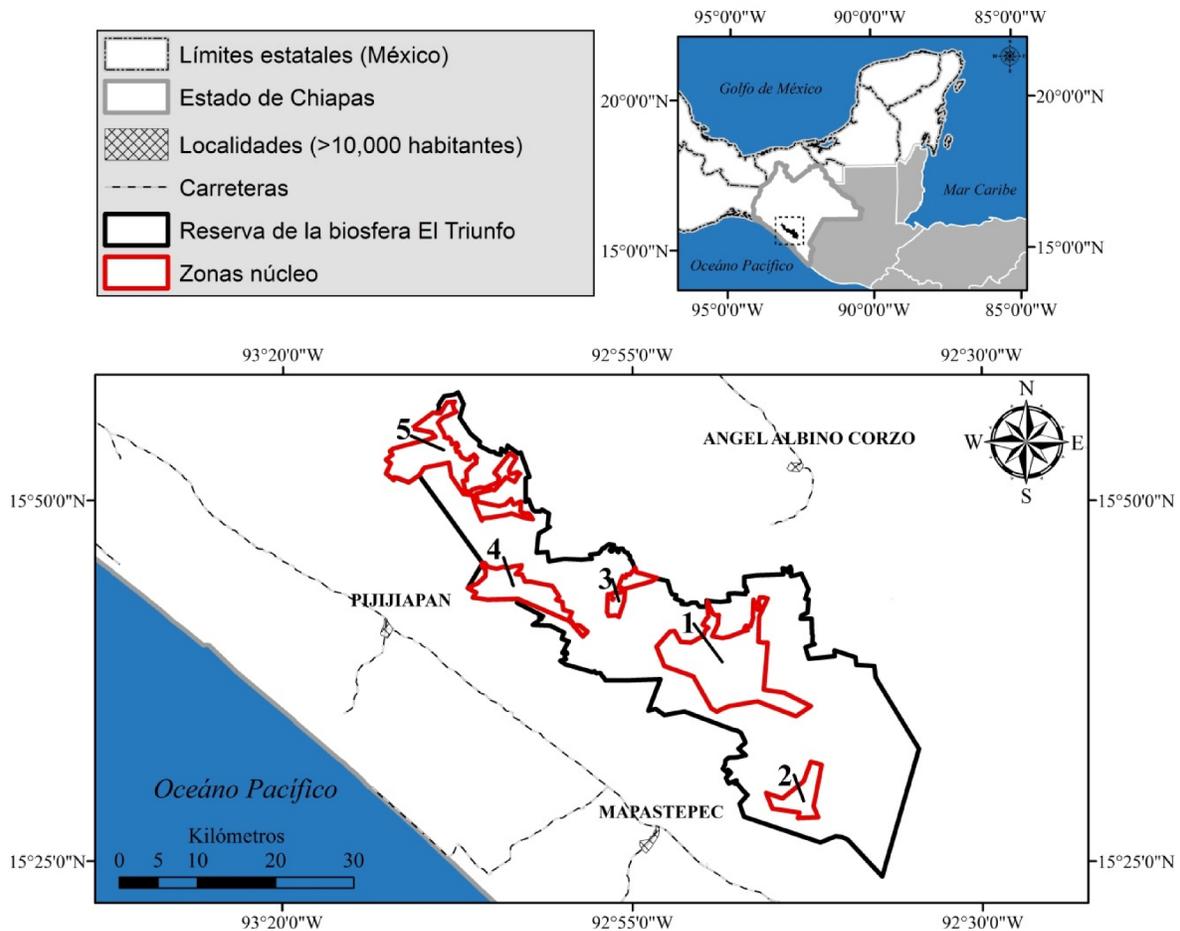


Figura 1. Ubicación geográfica y zonificación de la reserva de la biosfera El Triunfo. La línea negra gruesa en el panel inferior representa los límites de la reserva y la línea en rojo los límites de las zonas núcleo: 1) El Triunfo, 2) Ovando, 3) Cuxtepeques, 4) El Venado y 5) La Angostura. Elaborado a partir de información proporcionado por la CONANP.

Debido a su posición geográfica y compleja fisiografía, la REBITRI presentan cuatro tipos de climas según el sistema de Köppen modificado por García 1973 (INE y SEMARNAP 1998):

- 1) Aw2(w)igw". Cálido subhúmedo con lluvias en verano y una precipitación anual que varía entre los 1,000-2,500 mm, se presenta al noroeste de la reserva hasta una altura de 1,000 m s.n.m.
- 2) A(e)gw". Semicálido húmedo con abundantes lluvias en verano y una precipitación anual de 2,000-3,000 mm., se distribuye entre los 1,000 y los 2,000 m s.n.m.
- 3) Am(w)igw". Cálido húmedo con abundantes lluvias en verano y una precipitación anual de 2,500-4,000 mm, distribuido en las partes bajas de la vertiente del Pacífico, hasta una altura de 1,000 m s.n.m.

- 4) C(m)(w). Templado húmedo con abundantes lluvias en verano y una precipitación anual que varía de los 2,500-4,500 mm, se presenta al este de la reserva en alturas superiores a los 2,000 m s.n.m.

En cuanto a la flora presente en la REBITR, el Herbario del Instituto de Historia Natural de Chiapas (CHIP) ha documentado la presencia de 977 especies de plantas vasculares (INE y SEMARNAP 1998). Además, dentro de la reserva se distinguen ocho tipos de vegetación de acuerdo a la variación en altitud, precipitación y exposición solar (Tabla 2).

Tabla 2. Características de los principales tipos de vegetación presentes en la REBITRI (Modificado de INE y SEMARNAP 1998).

Tipo de vegetación	Especies dominantes	Fisonomía	Distribución altitudinal (m s.n.m.)	Distribución topográfica
Matorral perennifolio de neblina	<i>Gaultheria acuminata</i> , <i>Ugni myricoides</i> y <i>Vaccinium matudae</i>	Arbustos micrófilos de hasta 2 m	Picos de las montañas más altas	Picos de montañas más altas
Bosque mesófilo de montaña	<i>Matudaea trinervia</i> , <i>Chiranthodendron pentadactylon</i> , <i>Quercus sp.</i> , <i>Hedyosmum mexicanum</i> , <i>Ocotea sp.</i> , <i>Conostegia volcanalis</i> , <i>Amphitecna sp.</i> , <i>Symplocarpon aff. purpusii</i> , <i>Calyptranthes sp.</i> , <i>Glossostipula concinna</i> , <i>Eugenia vulcanicola</i> y <i>Zunila cucullata</i>	1 a 2 estratos arbóreos de hasta 40 m de altura. En lugares de mayor exposición la altura no es mayor a los 12 m. Abundancia de orquídeas, bromelias y helechos arborescentes	900 a 2,750.	Vertientes del pacífico, de la depresión central y en los terrenos ondulantes de los valles del parteaguas
Bosque lluvioso de montaña baja	<i>Terminalia amazonia</i> , <i>Aspidosperma megalocarpon</i> , <i>Calophyllum brasiliense</i> , <i>Ficus crassiuscula</i> , <i>Myroxylon balsamum</i> , <i>Sapium macrocarpum</i> , <i>Tetrorchidium rotundatum</i> , <i>Vatairea lundellii</i> y <i>Bursera simaruba</i>	Dosel continuo de 25 a 45 m de altura y un estrato arbóreo inferior	1,200 y 1,600.	Laderas
Bosque estacional perennifolio	<i>Albizia caribaea</i> , <i>A. longepedata</i> , <i>Andira inermis</i> , <i>Astronium graveolens</i> , <i>Bursera simaruba</i> , <i>B. grandifolia</i> , <i>Calycophyllum candidissimum</i> , <i>Calophyllum brasiliense</i> , <i>Cedrela mexicana</i> , <i>Ceiba pentandra</i> , <i>Chlorophora tinctoria</i> , <i>Couepia polyandra</i> , <i>Cybistax donnell-smithii</i> y <i>Hymenaea courbaril</i>	1 a 2 estratos con dosel discontinuo de 25 a 35 m, algunas especies caducifolias	Hasta los 1,200	Pendientes de exposición oeste y noreste. Se continúa hasta la Planicie Costera

Tipo de vegetación	Especies dominantes	Fisonomía	Distribución altitudinal (m s.n.m.)	Distribución topográfica
Bosque de pino-encino-liquidámbar	<i>Liquidambar styraciflua</i> , <i>Carpinus caroliniana</i> , <i>Clethra suaveolens</i> , <i>Cornus disciflora</i> , <i>P. montezumae</i> , <i>Quercus candicans</i> , <i>Q. oocarpa</i> y <i>Q. segoviensis</i>	Dosel superior continuo de 15 a 35 m	1,300 y 1,700.	Declive oriental y en los límites superiores de las plantaciones de café.
Bosque de pino-encino	<i>Cupressus benthamii</i> var. <i>Lindleyi</i> y <i>Pinus oocarpa</i> var. <i>Ochoterenai</i>	Sotobosque abierto con pocas especies arbóreas. Pinos y encinos mezclados o rodales puros de pinos o encinos con alturas de hasta 25 m.	650 hasta los 1,900.	Declive oriental y en las crestas y filos hacia el declive Pacífico
Bosque de galería o ripario	<i>Platanus chiapensis</i> , <i>Fraxinus chiapensis</i> , <i>Populus arizonica</i> , <i>Taxodium mucronatum</i> , <i>Alnus acuminata</i> , <i>Cornus excelsa</i> , <i>Cuphea hyssopifolia</i> y <i>Salix spp.</i>	Sotobosque muy denso con árboles de entre 10 a 25 m, algunos pueden llegar a los 50 m	altitudes cercanas a los 1,500	Márgenes de arroyos y ríos que descienden hacia el interior de los valles del parteaguas
Selva baja caducifolia	<i>Lafoensia puniceifolia</i> , <i>Calycophyllum candidissimum</i> y <i>Lonchocarpus rugosus</i> , <i>Aphelandra deppeana</i> , <i>Stemmadenia obovata</i> , <i>Cordia alliodora</i> , <i>Bursera simaruba</i> , <i>B. bipinnata</i> , <i>Byrsonima crassifolia</i> , <i>Guazuma ulmifolia</i> y <i>Styrax argenteus</i>	Un solo estrato arbóreo de dosel muy cerrado. Puede alcanzar los 12 m de altura, algunas especies pueden llegar hasta los 20 m	Por debajo de los 800	En los límites de la reserva hacia el extremo noroeste y sobre la vertiente del Pacífico

Dentro de los límites de la REBITRI se han registrado 548 especies de vertebrados terrestres, lo que representa el 45% del total de vertebrados terrestres reportados para el estado de Chiapas y el 22% del total reportado para México (INE y SEMARNAP 1998). En particular para los mamíferos, se han reportado 112 especies lo cual representa el 56% del total de especies registradas en el estado de Chiapas y 23% de las registradas en México. Es importante recalcar que la REBITRI ocupa el segundo lugar en cuanto a riqueza de especies de mamíferos entre las áreas naturales protegidas del país, solamente superada por la Reserva de la Biosfera de Montes Azules (Espinoza et al. 1998; INE y SEMARNAP 1998).

DISEÑO DE MUESTREO

Foto-trampeo

En diciembre de 2010, se establecieron 25 estaciones de monitoreo equipadas con una foto-trampa por estación (20 de la marca Bushnell modelo 119445 y cinco de la marca Cuddeback modelo CaptureIR) en la ZN-I de la REBITRI. Para definir la ubicación de las estaciones se usaron como referencia los senderos Palo gordo, Bandera y Costa (Fig. 2). Estos senderos se recorrieron con un GPS para determinar que las estaciones de monitoreo quedaran ubicadas a una distancia mínima entre ellas de 500 m en línea recta. Para evitar el registro repetitivo de individuos que pudieran estar haciendo un uso preferencial de los senderos, las estaciones de monitoreo fueron colocada fuera de los mismos, a una distancia perpendicular de aproximadamente 30 m. Las foto-trampas fueron colocadas a una altura aproximada de 70 cm y la vegetación enfrente de ellas fue parcialmente removida para evitar interferencias con el sensor de las cámaras y para extender su campo de visión. De este modo, 11 de las estaciones quedaron colocadas en el sendero Palo gordo, seis en el sendero Bandera y ocho en el sendero Costa (Fig. 2). Se abarcó un ámbito de variación altitudinal entre 1,474 y 2,291 m s.n.m. y de pendiente del terreno entre 3° y 50°.

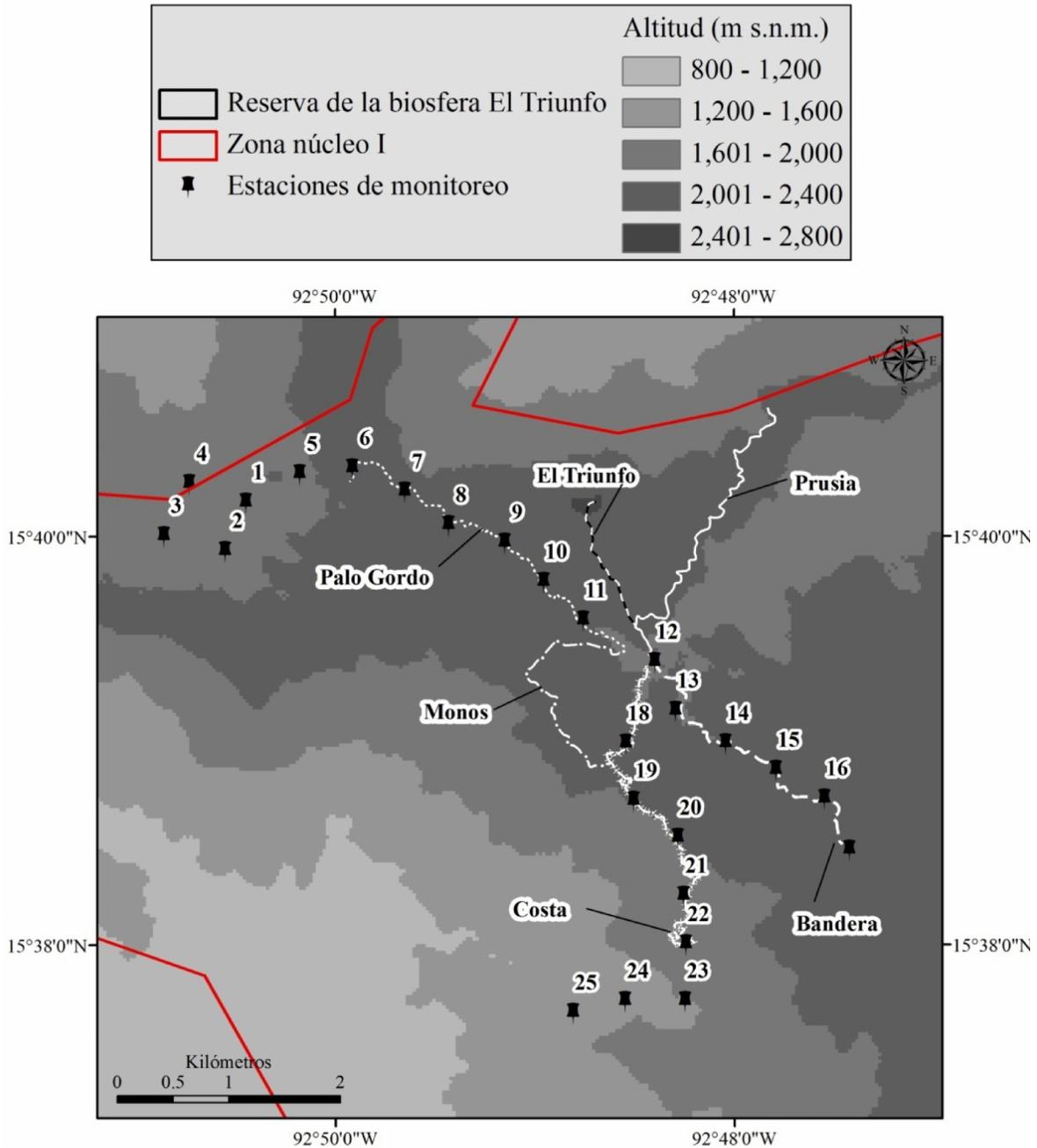


Figura 2. Localización de las 25 estaciones de monitoreo y extensión de los senderos utilizados en los recorridos mensuales para el registro de evidencia indirecta por parte del personal de la CONANP.

El sensor infrarrojo de movimiento de las foto-trampas fue ajustado a una sensibilidad media de detección ya que el clima frío de la ZN-I genera un buen contraste entre la temperatura ambiental y la temperatura corporal de los mamíferos. Asimismo, se fijó un intervalo mínimo de 30 segundos para el registro de imágenes consecutivas. Las foto-trampas fueron revisadas mensualmente para descargar la información de sus tarjetas

de memoria y verificar su correcto funcionamiento hasta el mes de noviembre del 2011. Las imágenes correspondientes a tapir fueron organizadas por estación, hora y día de registro usando el programa Camera Base v1.5.1 (Tobler, 2010). Las fotografías de tapir se agruparon en intervalos de una hora (i.e., eventos) para evitar contar como registros independientes fotos tomadas de manera consecutiva en un mismo sitio en un intervalo corto de tiempo.

La mayoría de las estaciones permanecieron activas durante un periodo de cinco meses (diciembre-2010 a mayo-2011). A partir de mayo-2011 algunas de las foto-trampas empezaron a presentar problemas en su funcionamiento de manera que sólo algunas permanecieron funcionando hasta noviembre-2011 (Apéndice I).

ESTIMACIONES DE DENSIDAD Y ABUNDANCIA

Estimación de la densidad a través del REM

Se estimó la densidad del tapir para el periodo diciembre 2010-mayo 2011 en el cual la mayoría de las foto-trampas estaban aún activas. La estimación de densidad (D) se realizó con la siguiente fórmula (Rowcliffe et al. 2008):

$$D = \frac{Y}{t} * \frac{\pi}{vr(2 + \theta)}$$

donde y = número de registros independientes de tapir, t = esfuerzo de muestreo (total de días foto-trampa), v = velocidad promedio diaria en km/día, r = radio del área de detección de la foto-trampa en km, θ = ángulo del área de detección de la foto-trampa en radianes.

El valor del ángulo del área de detección de las foto-trampas se obtuvo directamente de los manuales de cada modelo de foto-trampa utilizada. El radio del área de detección se estimó en el campo caminando enfrente de cada una de las foto-trampas a diferentes distancias cada vez mayores hasta que dejaban de registrar la actividad. Se obtuvo el valor promedio de los ángulos (0.8727 radianes) y radios (0.008 km) del área de detección de las foto-trampas para usarse en la fórmula del REM.

Para contar con un valor de velocidad promedio de desplazamiento diario del tapir se realizó una revisión bibliográfica de publicaciones en donde se hubiera calculado este

parámetro con base a trabajo de campo. Se decidió utilizar el valor reportada por Lizcano y Cavelier (2004) para el tapir andino (*T. pinchaque*) (0.6 km/h=14.4 km/24 hrs) por considerarse que éste era el más metodológicamente dado que se basa en el uso de collares con GPS y por ser las condiciones (topografía) del área estudiada por estos autores las más similares a las presentes en la REBITRI.

La estimación de la densidad y de sus intervalos de confianza (95%) se realizó con una programación en lenguaje R v2.15.0 (R Core Team 2012) y utilizando las instrucciones proporcionadas por el Dr. Marcus Rowcliffe (Apéndice II). Para tener una estimación de la sensibilidad del cálculo de densidad a cambios en el valor de velocidad promedio diaria del tapir, se calculó la densidad disminuyendo e incrementando alternativamente el valor reportada por Lizcano y Cavelier (2004) en 3 pasos de 2.4 km/24 hrs.

Índice de abundancia del tapir basado en foto-trampeo

Se calculó un índice de abundancia relativa (IA) del tapir mediante la siguiente fórmula (O'Brien et al. 2003; Trolle 2003):

$$IA = \frac{P}{t} * 100$$

donde: P= número de registros de tapir (agrupados en periodos de una hora) y t= esfuerzo de muestreo (total de días foto-trampa). Se obtuvieron valores mensuales y uno general para el periodo diciembre-2010 a mayo-2011.

Estimación de la abundancia relativa basada en evidencia indirecta de la presencia del tapir

Para estimar la abundancia relativa del tapir en la ZN-I a partir de evidencia indirecta (i.e., huellas y excretas), se solicitó la información recopilada por el programa de monitoreo de especies clave de la REBITRI para el periodo diciembre 2009-noviembre 2011. Como parte de este programa el personal de la reserva realiza recorridos mensuales de los senderos Monos (longitud= 2,550 m), Costa (longitud=4,450 m), El Triunfo (longitud=1,440 m), Prusia (longitud=3,450 m), Bandera (longitud=3,050 m) y Palo Gordo (longitud=3,650 m) para registrar la presencia de huellas, excretas o en su caso los avistamientos directos de

tapir (Fig. 4). Cada sendero es recorrido temprano durante la mañana a una velocidad constante de aproximadamente 2.5 km/h y se va registrando con un GPS la ubicación de las huellas y excretas que se encuentren. Las huellas o las excretas ubicadas a una corta distancia entre sí (a unos cuantos metros) se consideran como un sólo registro. Una vez registrada la evidencia indirecta se borra o coloca fuera del camino para evitar que sea contada de nuevo en el siguiente mes (CONANP 2011).

Con esta información se calcularon los índices de abundancia relativa (IAR) para cada tipo de evidencia (huellas y excretas). Este índice reporta el número de registros encontrado por kilómetro recorrido (Lancia et al. 1994):

$$IAR = \frac{N}{DR}$$

donde: N= número registros (excretas o huellas) y DR= distancia recorrida en kilómetros.

RESULTADOS

En el periodo donde se concentran los análisis de este estudio (diciembre 2010–mayo 2011) se acumuló un total de 3,817 días foto-trampa de monitoreo y 54 registros fotográficos de *T. bairdii*. Cuando estos registros se agruparon dentro de periodos de una hora, resultó en un total de 48 eventos de presencia de tapir.

DENSIDAD DEL TAPIR EN LA ZONA NÚCLEO I DE LA REBITRI

La densidad estimada mediante el REM fue de 0.12 ind/km² con intervalos de confianza del 95% = 0.02-0.25. El análisis de sensibilidad mostró que si el valor utilizado de velocidad de desplazamiento del tapir por día es menor del valor real puede estarse subestimando la densidad del tapir en la zona de estudio. Por el contrario, si el valor utilizado de velocidad de desplazamiento del tapir es mayor al real el efecto sobre la densidad estimada es menor (Fig. 3).

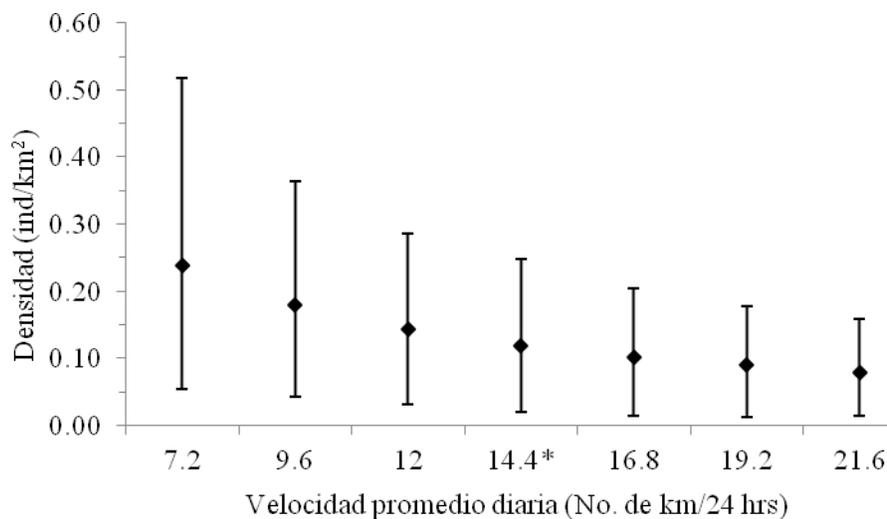


Figura 3. Análisis de sensibilidad del cálculo de la densidad a través del REM mediante la disminución y aumento de la velocidad promedio diaria del tapir en pasos de 2.4 km/24 hrs (0.1km/hr).

ABUNDANCIA DEL TAPIR BASADO EN EL FOTO-TRAMPEO

El valor del índice de abundancia del tapir calculado para el periodo diciembre-2010 a mayo-2011 fue de 1.3 eventos /100 días foto-trampa. El valor de este índice varió entre 0.7 a 1.9 eventos/100 días foto-trampa entre meses.

ABUNDANCIA RELATIVA DEL TAPIR BASADA EN EVIDENCIA INDIRECTA

Para el periodo diciembre 2009-noviembre 2011 se recorrieron un total de 330 km de senderos lográndose registrar un conjunto de 144 registros de evidencia indirecta de la presencia del tapir (113 huellas y 31 excretas). Se obtuvo un valor de 0.34 ± 0.07 (media \pm error estándar) huellas de tapir por km. En el caso de excretas se obtuvo un valor de $0.11/\text{km} \pm 0.05$.

DISCUSIÓN

En los cinco meses en los que se concentró este estudio se obtuvieron 54 fotos de *T. bairdii* (equivalentes a 48 eventos independientes de detección). En contraste, en los recorridos mensuales de los senderos realizados durante 24 meses por parte de los guarda parques de la REBITRI no hubo ningún avistamiento de la especie. Este resultado pone en evidencia la gran utilidad del foto-trampeo como una herramienta para el estudio del tapir.

El contar con las imágenes de tapir permitió utilizar otros enfoques para obtener estimadores de la densidad de la especie. En particular, aplicar el método propuesto por Rowcliffe y colaboradores (2008) para obtener una estimación de la densidad de tapir sin necesidad del reconocimiento individual. Esta estimación se basó en un mayor número de observaciones en comparación con la densidad calculada por Lira-Torres y colaboradores (2004) para esta misma zona, la cual sólo obtuvo tres avistamientos directos en 457 km recorridos. El valor obtenido mediante el REM (0.12 ind/km^2) se encuentra dentro de la variación de densidades reportadas para *T. bairdii* utilizando una variedad de métodos (Fig. 4, Tabla 1). Y aunque es cerca del doble del valor de densidad obtenido previamente ($0.07 \text{ ind/km}^2 \pm 0.03$ error estándar) por Lira-Torres y colaboradores (2004), no es desproporcionadamente mayor. Lo anterior permite pensar que el REM puede estar efectivamente generando una estimación precisa de la densidad real del tapir en la ZN-I de la REBITRI. Sin embargo, en el caso de este estudio, se observó que los registros se concentraron en una pequeña porción del área de estudio. Lo anterior puede indicar la existencia de una preferencia por parte del tapir sobre zonas que probablemente ofrecen mayores recursos. Esta situación podría estar violando el supuesto del movimiento aleatorio de los organismos, por lo tanto, es necesario evaluar de manera más intensiva la efectividad de este método a través de comparar sus resultados con los obtenidos a través de métodos independientes (e.g., análisis genético de muestras de excretas). Así como realizar estudios que permitan generar información más precisa sobre los parámetros que requiere el REM para su aplicación (e.g., mediciones más precisas la velocidad de desplazamiento diaria del tapir en la REBITRI usando radio collares). En este sentido, los resultados del análisis de sensibilidad realizado a la fórmula del REM indican que los cálculos de densidad (en particular cuando se ven desde el punto de vista de los intervalos de confianza del 95%) no cambian de manera drástica con variaciones pequeñas de la velocidad promedio diaria. Tomando en cuenta todo lo anterior, el REM resulta prometedor en cuanto a su utilidad

para aplicarse con una especie como el tapir en la que la identificación individual no es tan certera (Oliveira-Santos et al. 2010).

Reconociendo las limitaciones de la estimación derivada del uso del REM es posible analizar su resultado en un contexto más amplio y comparativo. La estimación de densidad obtenida en este estudio es 24 veces menor a la obtenida por González-Maya et al. (2012) para un valle de bosque de montaña en la cordillera de Talamanca, Costa Rica (2.93 ind/km²) (Fig. 4, Tabla 1). Sin embargo, estos autores discuten la posibilidad de que el sitio muestreado haya presentado esta densidad inusualmente alta de tapires por ofrecer una cantidad de recursos particularmente alta en relación con las zonas adyacentes. Por otra parte, la densidad calculada en este estudio es levemente mayor que la obtenida en sitios de selva húmeda perturbados pero claramente menor que la densidad estimada en sitios de selva húmeda conservada o bajo algún tipo de protección (Fig. 4, Tabla 1).

En un sentido más general, es interesante mencionar que la densidad reportada aquí es cercana a la calculada para el tapir andino (*T. pinchaque*), 0.17 y 0.18 ind/km² (Downer, 1996; Lizcano y Cavelier, 2000), especie que se distribuye en un hábitat similar en términos topográficos a la población de tapir de la REBITRI. En contraste, la densidad de *T. bairdii* calculada en este trabajo apenas alcanza las densidades más bajas reportadas para el tapir brasileño (*T. terrestris*) (0.07-3.7 ind/km²) (Peres, 2000; Mendes Pontes, 2004; Trolle et al. 2008; Medici, 2010; Noss et al. 2012).

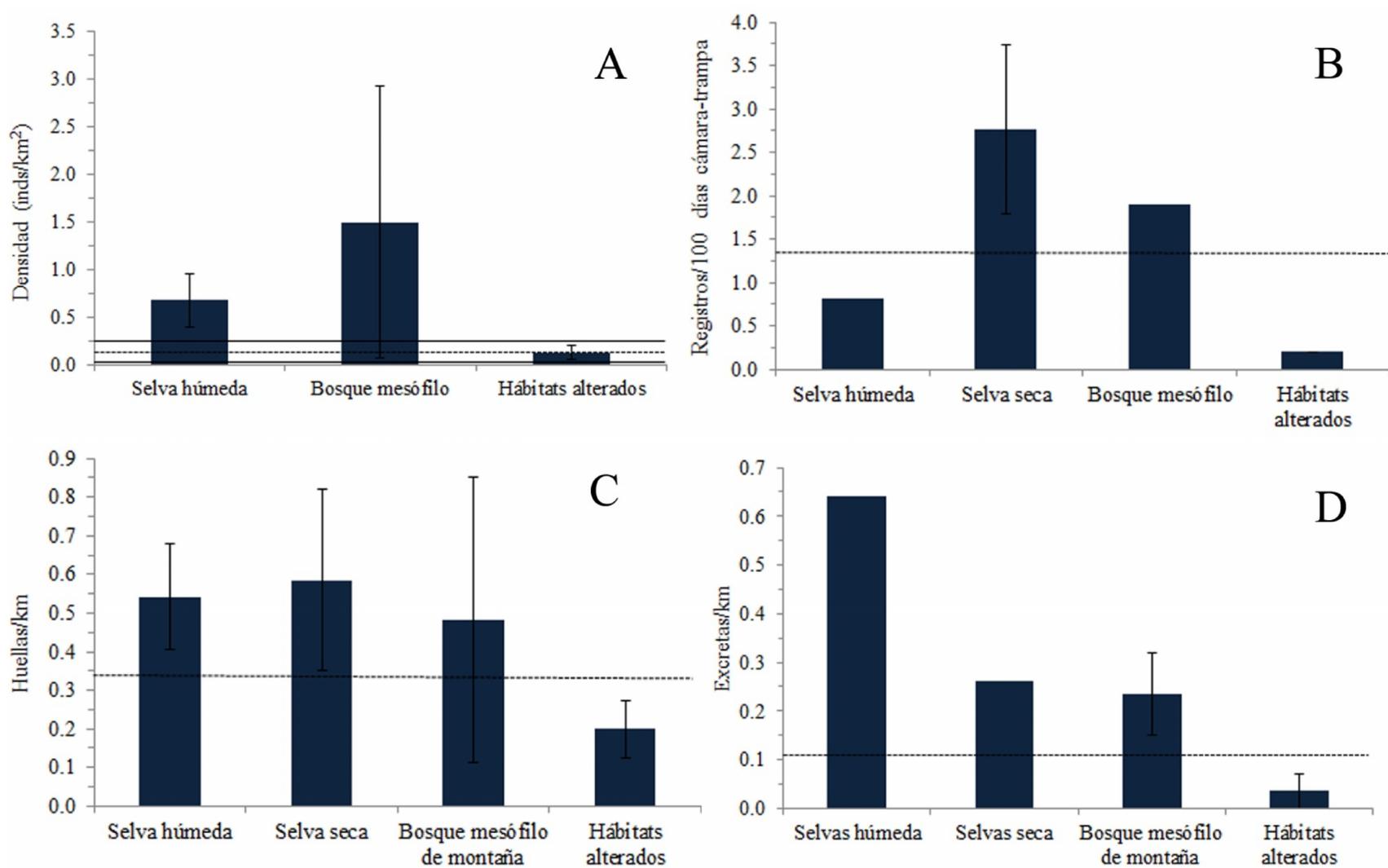


Figura 4. Promedios de densidades (A), índices de abundancias de foto-trampeo (B) e índices de abundancia de evidencia indirecta (C y D) de *T. bairdii* en distintos tipos de hábitats y en ambientes alterados (presión por casería o/y por fragmentación y pérdida del hábitat). Se presentan los valores de error estándar asociados a estimación de la media (barras de error) y la densidad calculada para este estudio (líneas horizontales punteadas), en este se presentan los intervalos de confianza inferior y superior (líneas sólidas). Las gráficas se construyeron a partir de la información derivada de la tabla 1.

Por otra parte, el índice de abundancia obtenido a través del foto-trampeo se encuentra también dentro del ámbito de variación reportado para la especie en otros estudios (Fig. 4). Es cercano al obtenido por González-Maya y colaboradores (2009) en dos áreas protegidas de bosque de montaña de la cordillera de Talamanca, Costa Rica (Fig. 4). Es también, mayor a la abundancia en ambientes alterados e incluso al reportado por Lira-Torres y Briones-Salas (2012) en una zona de bosque tropical húmedo de la región de los Chimalapas, Oaxaca (Fig. 4). Las estimaciones con las que contrasta más son las reportadas para la selvas secas de un área adyacente a la zona de protección de flora y fauna de Bala'an K'aax, Quintana Roo y para la Reserva de la Biosfera de Calakmul, Campeche (Fig. 4). Sin embargo, estos valores pueden estar influidos por el hecho que en ambos estudios las foto-trampas fueron colocadas exclusivamente en la cercanía de aguadas que se sabe son sitios asiduamente visitados por los tapires (Pérez-Cortéz y Matus-Pérez, 2010; Pérez-Cortéz et al. 2012).

Los valores obtenidos de abundancia de huellas y excretas fueron mayores a los obtenidos en otros estudios en zonas de hábitat alterado (Fig. 4). En el caso de huellas, estos valores fueron similares a los reportados en sitios de bosque mesófilo así como de selva húmeda y selva seca. En el caso de excretas el valor registrado en este estudio fue menor al reportado en estudios realizados en otros tipos de hábitats, en particular las selvas húmedas. Las abundancias de huellas y excretas que se encontraron en este estudio fueron incluso menores a los obtenidos por Lira-Torres y colaboradores (2004) (0.85 ± 0.22 huellas/km y 0.32 ± 0.17 excretas/km) para la ZN-I de la REBITRI. Esto puede estar vinculado con el hecho de que Lira-Torres y colaboradores (2004) incluyeron en sus recorridos algunos senderos que son menos utilizados por el personal de la CONANP para el monitoreo. Sin embargo, otra posibilidad es que esta diferencia refleje una disminución de la abundancia del tapir dentro de la REBITRI.

Si el valor de densidad aquí calculado se extrapola por el área de BMM (tipo de vegetación en la cual se distribuyeron la mayoría de las foto-trampas) presente en la ZN-I se obtiene un total de 9 individuos. Sin embargo, si solo se considera el área total que ocupa la ZN-I, el tamaño poblacional asciende a 14 individuos. Por su parte, cuando la extrapolación se realiza tomando la extensión total del BMM dentro de la REBITRI se

obtiene un tamaño poblacional de 59 tapires, mientras que si se considera el área total que ocupa la REBITI el tamaño poblacional de tapires es de 143 individuos (Tabla 3). La estimación de densidad para este estudio se realizó en un área núcleo la cual se considera como la mejor conservada y con muy bajo impacto antrópico (C. Guichard com. per.) por lo que el valor de tamaño poblacional para el total de la REBITI debe tomarse con mucha cautela. Esto se debe principalmente a que la calidad y los tipos de hábitats que se distribuyen a través de la reserva varían de manera importante. Los tamaños poblacionales aquí calculados son, aunque menores, cercanos a los calculados mediante la densidad sugerida por Naranjo (2009) para la sierra madre de Chiapas sin embargo, representa casi el doble si tomamos en cuenta la densidad calculada por Lira-Torres y colaboradores (2004) para el mismo tipo de hábitat y zona núcleo (Tabla 3). De cualquier modo, los tamaños poblacionales estimados para la porción de BMM protegida dentro la REBITRI son menores a la población mínima viable requerida para esta especie de acuerdo a algunas modelaciones (Medici et al. 2005).

Tabla 3. Comparación de tamaños poblacionales calculados para a partir de la densidad estimada en este estudio y de estudios anteriormente realizados en la Sierra Madre de Chiapas.

Fuente	Densidad estimada (ind./km ²)	Tamaños poblacionales			
		BMM en ZN-I ^a	ZN-I ^b	BMM en REBITRI ^c	REBITRI ^d
Este estudio	0.12	9	14	59	143
Naranjo, 2009*	0.15	-	17	-	179
Lira-Torres et al. 2004	0.07	5	8	34	83

a) 72.1 km², b) 115.5 km², c) 489.9 km² y d) 1,191.8 km².

*Se incluyen varios tipos de vegetación.

Teniendo en cuenta lo anteriormente discutido, Se puede concluir que la abundancia de tapir registrada en la ZN-I de la REBITRI parece estar, independientemente del estimador utilizado, por encima de la que presentan hábitats alterados. Sin embargo, la comparación con estudios realizados en hábitats distintos es complicada debido al hecho de que en general existen muy pocos estudios y entre los cuales puede existir un sesgo importante en las estimaciones de abundancia o densidad debido al método o diseño de muestro utilizado. En términos generales parece que la abundancia encontrada en este estudio se asemeja a la reportada por otros estudios realizados en hábitats similares

(bosques de montaña) pero es significativamente menor al reportado por González-Maya y colaboradores (2012) la cual pueda estar fuertemente influido por la diferencia entre los métodos usados.

Estas comparaciones subrayan la necesidad de contar con un mayor número de estudios sobre la especie en donde se estime su abundancia o densidad utilizando metodologías estandarizadas y fácilmente comparables. Sólo de esta manera se va a poder contar con un panorama general del estado que guardan las poblaciones de esta especie amenazada en distintos sitios de su distribución geográfica. Por su parte, las estimaciones basadas en evidencia indirecta como excretas y huellas parecen tender a presentar un alto grado de variación que dificulta detectar diferencias entre hábitats. Entre otras cosas, esto se puede deber a que tanto los patrones de defecación como la probabilidad de registro de pisadas y la preservación de ambos a lo largo del tiempo puede variar de manera importante entre sitios debido a contraste en el clima, la cantidad de recursos disponibles y el tipo de suelo presentes.

En este sentido, la implementación de métodos como el REM puede ser un aporte valioso para el monitoreo del tapir. El uso de este método junto con estudios complementarios permitiría contar con estimaciones de densidad más comparables entre distintas zonas. Finalmente, el contar con métodos de monitoreo más eficientes sentaría las bases para establecer programas de manejo y conservación más efectivos tan necesarios para esta especie en peligro de extinción. En el caso de la REBITRI esto podría permitir salvaguardar la población presente en esta zona la cual por las particularidades ecológicas y de aislamiento de la región pudiera presentar características muy distintivas (e.g., genéticas).

CONCLUSIONES

- La densidad de la población de tapires para la ZN-I fue de 0.12 ind/km^2 (intervalos de confianza del 95% = 0.02-0.25).
- El índice de abundancia calculado para el periodo diciembre-2010 a mayo-2011 fue igual a 1.3 eventos /100 días foto-trampa.
- Los registros de evidencia indirecta (0.34 ± 0.07 huellas/km y 0.11 ± 0.05 excretas/km) fueron menores con respecto a los reportados por Lira-Torres y colaboradores (2004) para el mismo sitio.

Capítulo II

Patrones de actividad espacial y diaria de *Tapirus Bairdii* en la Zona Núcleo I de la reserva de la biosfera El Triunfo

INTRODUCCIÓN

El tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*) es una especie única de los ecosistemas de Mesoamérica. Este megaherbívoro (>250 kg) desempeña un papel ecológico importante como dispersor de semillas a grandes distancias y en general tiene un efecto importante sobre la comunidad de plantas debido a los grandes volúmenes de alimento (follaje y frutos) que requiere y al pisoteo que produce su desplazamiento (Janzen 1981; Foerster 1998; Naranjo 2009; O’Farrill et al. 2011; Capece et al. 2013; O’Farrill et al. 2013). Sin embargo, en las últimas tres décadas se estima que la población global del tapir centroamericano ha disminuido en un 50% como consecuencia principal de la pérdida y fragmentación de su hábitat (Castellanos et al. 2008; Naranjo, 2009). Se calcula que en la actualidad existe una población global menor a los 5,500 individuos de esta especie repartidos en unas cuantas poblaciones de zonas remotas y aisladas en lo que fue su distribución original (Castellanos et al. 2008; Naranjo, 2009). Incluso, se considera que esta especie ha desaparecido de países enteros como en El Salvador (Castellanos et al. 2008). Esta situación ha provocado que la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, por sus siglas en inglés) clasifique a esta especie como en peligro de extinción (Castellanos et al. 2008).

México resguarda una buena parte de la población global de *T. bairdii*, se estima que en el sureste del país habita entre el 27% y el 47% del total de individuos de esta especie (Castellanos et al. 2008; Naranjo, 2009). Las poblaciones más importantes en términos de su tamaño se encuentran restringidas principalmente a las áreas naturales protegidas (ANPs) más extensas del sureste de México como las reservas de la biosfera de Calakmul (Campeche), Sian Ka’an (Quintana Roo), Montes Azules (Chiapas), La Sepultura y El Triunfo (ubicadas en la Sierra Madre de Chiapas), el Área de Protección de Flora y Fauna de Bala'an Ka'ax (Quintana Roo) y la región de los Chimalapas (Oaxaca) (Naranjo 2009; Castellanos et al. 2011; Mendoza et al. 2013). En estas zonas las poblaciones de tapir centroamericano habitan una amplia variedad de hábitats que incluyen ecosistemas costeros, bosques tropicales húmedos, bosques tropicales secos y bosques mesófilos de montaña (Lira-Torres et al. 2004; Naranjo, 2009; Pérez-Cortéz y Matus-Pérez, 2010; Reyna-Hurtado y Tanner, 2005). En estos ecosistemas se ha descrito que de manera

general, los tapires prefieren hábitats con una alta disponibilidad de cuerpos de agua, sotobosques diversos y densos, alta disponibilidad de vegetación riparia y zonas con baja presencia humana (Naranjo, 2009).

Si bien esta especie tiene la capacidad de hacer un uso amplio de hábitats, existe evidencia de que sus patrones de actividad pueden estar condicionados por las características locales de la región que habitan (Naranjo, 2009). Una revisión de publicaciones con las palabras clave “habitat use”, “daily activity”, “activity patterns”, “uso de hábitat”, “patrones de actividad”, “*Tapirus bairdii*” y “tapir centroamericano” en los principales buscadores (Google Scholar, Web of Knowledge, Scopus, Ebsco); así como en la literatura gris, muestra que en los últimos 25 años solamente se han realizado 12 estudios donde se han abordado aspectos relacionados con los patrones de actividad (espacial y temporal) de *T. bairdii* (Fragoso 1991, Naranjo 1995, Muench 2001, Foerster y Vaughan 2002, Tobler 2002, Lira-Torres et al. 2004, Reyna-Hurtado y Tanner 2005, García-Vettorazzi 2006, González-Maya et al. 2009, Harmsen et al. 2010, Sánchez-Nuñez et al. 2011 y Pérez-Cortéz et al. 2012). Este tipo de información se refiere principalmente a bosques tropicales húmedos de tierras bajas mientras que la información existente de otros ecosistemas, tales como bosques tropicales de montaña y bosques tropicales secos es muy escasa. Contar con información local sobre los patrones de actividad permitiría establecer o mejorar las estrategias de conservación y manejo con más oportunidad de éxito pues responderían a las particularidades que cada población se enfrenta.

Por otro lado, existen a su vez pocos estudios que hayan descrito con detalle los patrones de actividad del tapir centroamericano a lo largo del día (Foerster y Vaughan 2002; González-Maya et al. 2009; Pérez-Cortéz et al. 2012). Tradicionalmente se supone que los tapires son especies esencialmente nocturnas sin embargo, algunos autores han señalado que este tipo de comportamiento responde a una estrategia para evitar el contacto humano (Naranjo y Cruz 1998; Foerster y Vaughan 2002; Wallace et al. 2002; Novario 2005; González-Maya et al. 2009). No obstante, observaciones en campo también han demostrado que los tapires pueden permanecer activos durante las fase diurna del día, especialmente en zonas de baja o nula presencia humana (Foerster y Vaughan, 2002; Lira-Torres et al. 2004; Pérez-Cortéz et al. 2012). Por otra parte, Foerster y Vaughan (2002) y

Oliveira-Santos y colaboradores (2010) proponen que la reducción de la actividad durante el periodo diurno responde a que en ambientes cálidos los tapires reducen su actividad como estrategia para evitar las horas más calurosas del día.

Muy probablemente, el reducido número de estudios sobre los patrones de actividad tanto temporal como espacial del tapir se deba a que recopilar este tipo de información en campo resulta complicado. El tapir centroamericano es una especie sumamente esquiva y habita ecosistemas con vegetación densa lo que complica en gran medida su observación. En ambientes montañosos esta situación se exagera debido a las complicaciones que impone el terreno. Sin embargo, durante la última década el foto-trampeo se ha revelado como una técnica efectiva para el estudio de la fauna, en particular los mamíferos medianos y grandes (Rowcliffe y Carbone, 2008, McCallum 2013). Las foto-trampas son cámaras fotográficas dotadas con sensores infrarrojos de movimiento que pueden registrar información de manera continuamente por periodos prolongados de tiempo (O'Connell et al. 2010). El uso de foto-trampas permite aumentar notablemente la probabilidad de registrar especies difíciles de observar en campo, ya sea por sus bajas densidades o por su comportamiento sumamente evasivo (Kelly, 2008). Las fotografías obtenidas a través de esta técnica son evidencia concluyente de la presencia de la especie pero también permiten contar con información detallada sobre el lugar, fecha y hora en la que se obtuvo el registro. Su efectividad en el caso del tapir ya ha sido demostrado en varios estudios (Lizcano y Cavelier 2000; Noss et al. 2003; Novario 2005; Tobler et al. 2008; Trolle et al. 2008; González-Maya et al. 2009; Pérez-Cortéz y Matus-Pérez 2010; Pérez-Cortéz et al. 2012; González-Maya et al. 2012).

OBJETIVO

Describir los patrones de actividad espacial y temporal (a lo largo del día) de *Tapirus bairdii* en la zona núcleo I de la Reserva de la Biosfera El Triunfo.

MATERIALES Y MÉTODOS

SITIO DE ESTUDIO

La REBITRI se encuentra ubicada en la porción central de la Sierra Madre de Chiapas, México. Sus coordenadas extremas: 15° 09' 10" y 15° 57' 02" latitud Norte, y 92° 34' 04" y 93° 12' 42" longitud Oeste (Fig. 3). La superficie total de la REBITRI es de 119,177.29 hectáreas y está dividida en 5 zonas núcleo y una zona de amortiguamiento (93,355.18 ha) que rodea las zonas núcleo. Las zonas núcleo son: 1) El Triunfo (11,549.8 ha), 2) Ovando (2,188.51 ha), 3) Cuxtepeques (1,201.01 ha), 4) El Venado (4,060.89 ha) y 5) La Angostura (6,821.9 ha) (Fig. 3). Estas últimas son destinadas a la protección de los ecosistemas y a la investigación científica por lo que no se permite ninguna actividad extractiva o de cambio en el uso del suelo (INE y SEMARNAP, 1998). El Triunfo se distingue por su accidentada topografía en sus dos vertientes, la Pacífico y la de la Depresión Central, comprende un gradiente altitudinal que va de los 450 a los 2,450 m s.n.m. y pendientes que sobrepasan los 60° (INE y SEMARNAP, 1998).

El presente estudio se llevó a cabo en la zona núcleo I (ZN-I) la cual presenta una extensión de 11,549.8 ha y es la zona núcleo más accesible. La ZN-I presenta una variación altitudinal que va de los 1,000 a los 2,450 m s.n.m y los climas predominantes según la clasificación Köppen modificado por García (1973) son el semicálido húmedo y templado-húmedo, ambos con abundantes lluvias en verano. La temperatura media anual del área oscila entre los 18 y 22° C y presenta una precipitación anual que varía entre los 2,500 y los 3,500 mm (INE y SEMARNAP, 1998; Lira-Torres et al. 2004; Long y Heath, 1991). La vegetación predominante dentro de los márgenes de la ZN-I es el bosque mesófilo de montaña (Rzedowski 1996; INE y SEMARNAP 1998; Rzedowski 2006).

DISEÑO DEL MUESTRO

Usando los senderos Palo Gordo, Bandera y Costa como guía, se establecieron 25 estaciones de monitoreo las cuales contaban con una foto-trampa. La distancia entre estaciones de monitoreo adyacentes fue de 500 m lineales. Las estaciones se colocaron fuera de los senderos a una distancia perpendicular de aproximada de 30 m. El diseño de

monitoreo se encuentra descrito de manera más detallada en el apartado “Diseño de monitoreo” del Capítulo I de esta tesis.

Para caracterizar los sitios donde se colocaron las estaciones de monitoreo se registraron las siguientes variables: a) altitud, con un GPS marca Garmin modelo GPSmap 60Csx; b) pendiente máxima del terreno, con un clinómetro; c) densidad del sotobosque a lo largo de un transecto de 30 m cuyo centro era la ubicación de la foto-trampa. La orientación del transecto fue aleatoria (norte-sur o este-oeste). A lo largo de cada transecto se seleccionaron 10 puntos al azar en donde se contó el número de veces que la vegetación tocaba una vara de 2 m de alto. d) Porcentaje de apertura del dosel frente al campo visual de las foto-trampa. Se tomaron fotografías del dosel con una cámara digital Nikon modelo Coolpix 5000 equipada con un objetivo Nikon gran angular de 180° modelo FC-E8. La cámara se colocó a una altura aproximada de 1.3 m y las fotografías fueron realizadas evitando la exposición directa al sol. Las imágenes obtenidas fueron analizadas el programa HemiView 3.2 (Delta-T Devices 1999).

Además, se recopilaron los registros de evidencia indirecta (i.e., huellas, excretas) obtenidas de los monitoreos mensuales que el personal de la CONANP realizó durante el periodo de diciembre 2009-noviembre 2011. En estos recorridos los guardaparques, quienes cuentan con una amplia experiencia en la detección de rastros de tapir, recorren los senderos Monos , Costa, El Triunfo, Prusia, Bandera y Palo Gordo para registra huellas, excretas o avistamientos directos del tapir (Fig.3). Cada uno de estos senderos se recorre temprano durante la mañana a una velocidad constante y se va registrando con un GPS la ubicación de las huellas y excretas que se encuentran dentro de una banda de 1 m a cada lado del centro del sendero. Una vez registrada la evidencia indirecta se borra para evitar que sea contada de nuevo en el siguiente mes. La información de los senderos Palo Gordo, Costa y Bandera se utilizó para compararla con la obtenida a través del foto-trampeo.

ANÁLISIS DE LA INFORMACIÓN

La base de datos para este análisis consistió de los registros de tapir obtenidos en el periodo diciembre 2010-mayo 2011. Estas imágenes fueron organizadas por fecha, hora y estación de monitoreo utilizando el programa CameraBase versión 1.4 (Tobler, 2010). Las imágenes

registradas en un mismo sitio dentro de un periodo de una hora fueron agrupadas y consideradas como un registro único (evento).

Actividad temporal

Como punto de partida se analizó el patrón de actividad del tapir con base en el número de eventos registrados a lo largo del día. En particular, se puso a prueba la hipótesis nula que la actividad del tapir se distribuye de manera uniforme a lo largo del día. Aplicando una prueba de Rayleig (Zar, 1999) con el programa Oriana v 4.05 (Kovach Computing Services 2012). La información del número de eventos por hora se representó de manera porcentual en un histograma circular, utilizando el programa Oriana V 4.05 (Kovach Computing Services 2012).

Además, los eventos obtenidos a lo largo del día se agruparon en tres categorías: diurno, nocturno y crepuscular. Estas categorías fueron definidas a partir de las horas correspondientes al amanecer y anochecer para la zona y temporada de estudio con el programa Sun Times v7.1 (Kay y Du Croz, 2008). La categoría correspondiente al crepúsculo se definió como el periodo transcurrido entre una hora antes y después del anochecer y amanecer, respectivamente. Estos datos se analizaron con una prueba de bondad de ajuste de Chi cuadrada (χ^2) (Zar, 1999). Para calcular el número de eventos esperados para cada categoría (diurno, nocturno y crepuscular), se dividió el número total de eventos entre las 24 horas del día y el número resultante se multiplicó por el número de horas correspondientes a cada categoría. Por ejemplo, para el caso del crepúsculo se multiplicó por 4 horas el número promedio de eventos por día.

Actividad espacial

Tomando como punto focal cada estación de monitoreo se generaron vecindarios de 250 m de radio que abarcaron la totalidad de los senderos: Palo Gordo, Bandera y Costa. Estos vecindarios fueron a su vez utilizados para seleccionar la evidencia indirecta (i.e., huellas y excretas) que fue registrada en la cercanía de cada estación de monitoreo. Esta información se utilizó para generar mapas de la densidad de los registros con el programa ArcMap (ESRI 2008) con el fin de comparar de manera visual la distribución de registros de los distintos tipos de evidencia (fotografías vs. evidencia indirecta) en el área de estudio.

Con el fin de explorar la relación entre número de registros de tapir y las características de las estaciones donde estos registros fueron obtenidos se realizaron dos tipos de análisis. En primer lugar de manera exploratoria se realizó un análisis de escalamiento multidimensional no-métrico para evaluar si las estaciones donde se había registrado la presencia del tapir compartían una similitud en términos de las variables medidas (altitud, pendiente máxima, densidad del sotobosque y porcentaje de apertura del dosel). En segundo lugar, se realizó un análisis de regresión logística en donde la variable de respuesta fue 0 en el caso de las estaciones donde no se obtuvo ningún registro de tapir y 1 donde se obtuvo por lo menos un registro. Las variables explicativas fueron de nuevo las que caracterizaban las estaciones de monitoreo. Estos análisis se realizaron en el programa R (R Core Team 2012).

De manera complementaria, se realizó un análisis de selección de hábitat para evaluar si existía una preferencia en el uso por parte de los tapires de altitudes bajas, medias o altas. Con este fin se calculó el índice de selección propuesto por Manly y colaboradores (1993) con el programa Ecological Methodology (Kenney y Krebs, 2000).

RESULTADOS

Se obtuvieron un total de 48 eventos de presencia del tapir (54 fotografías) a lo largo de 3,817 días foto-trampa de monitoreo.

PATRONES DE ACTIVIDAD TEMPORAL

Los resultados de la prueba de Rayleig ($p < 0.005$, $Z = 7.82$) permitieron rechazar la hipótesis nula de que la actividad del tapir se distribuye de manera uniforme a lo largo del día. Asimismo, los resultados del análisis de bondad de ajuste mostraron la existencia de un exceso de eventos en el periodo crepuscular y una deficiencia de los mismos en el periodo diurno ($\chi^2 = 21.18$, $p < 0.01$) (Fig. 1). El pico de actividad se presentó entre las 17:00 y 18:00 hrs. Sin embargo, se observó menor intensidad en la actividad a lo largo de prácticamente todo el día (Fig. 2).

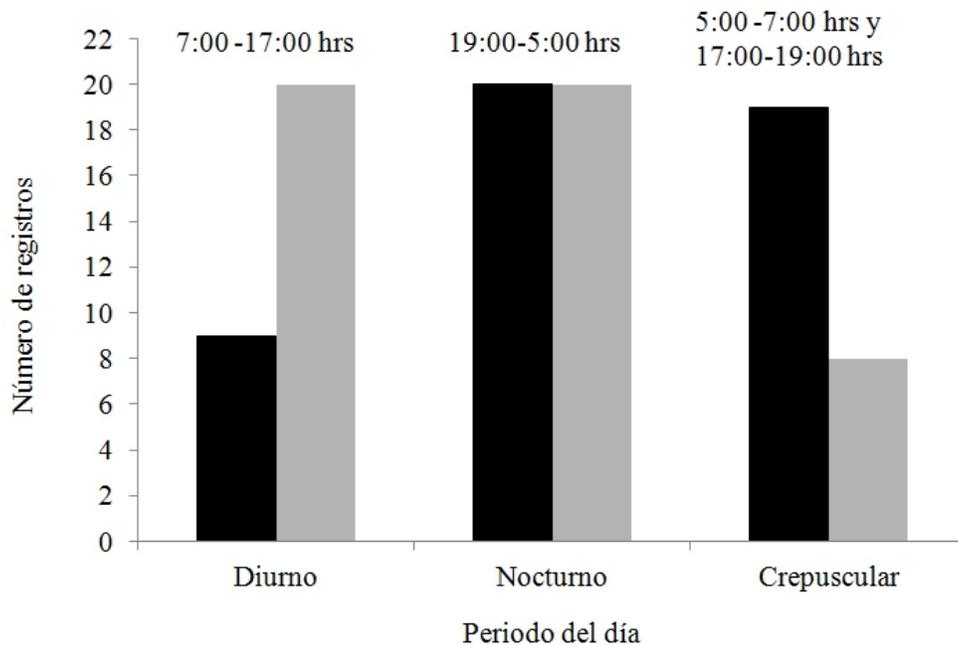


Figura 1. Distribución de los registros observados (barras negras) y esperados (barras grises) del tapir en la ZN-I de la REBITRI a partir del número de horas que abarcaba cada categoría del día.

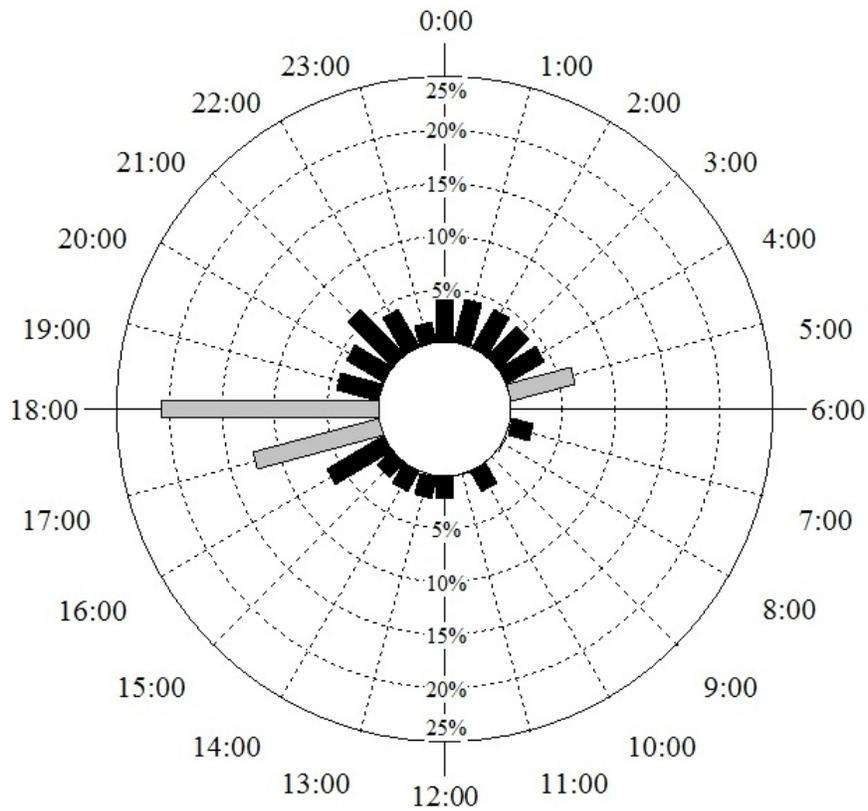


Figura 2. Distribución porcentual de la actividad diaria del tapir en la ZN-I de la REBITRI. Las barras grises indican el periodo de actividad crepuscular diurno (5:00 – 7:00 hrs) y nocturno (17:00-19:00 hrs).

PATRONES DE ACTIVIDAD ESPACIAL

Sólo en seis estaciones de monitoreo se obtuvieron registros de la presencia del tapir (Fig. 3). Cuatro de estas estaciones, ubicadas en la porción norte del área de estudio, concentraron el 92% de los registros (Fig. 3).

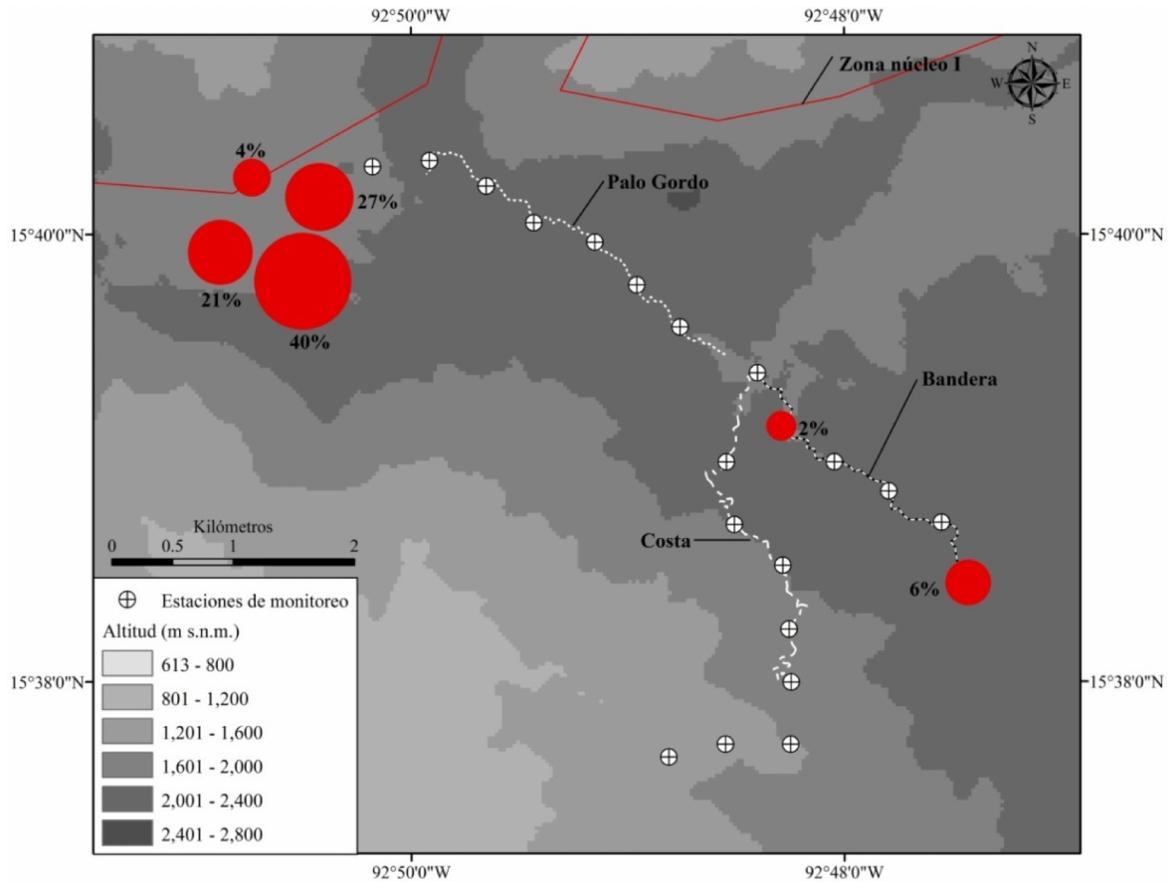


Figura 3. Distribución proporcional de los registros de tapir obtenidos durante el periodo diciembre 2010- mayo 2011. Los círculos rojos indican las estaciones que obtuvieron registros de tapir y su tamaño representa la proporción de registros detectados en cada estación de monitoreo.

Para los vecindarios donde se contó tanto con información de las foto-trampas como de evidencia indirecta (porción de los senderos donde se contó la evidencia indirecta) se observaron contrastes claros en la distribución de los registros. La evidencia derivada de las foto-trampas fue la más escasa mientras que la obtenida a partir de huellas fue la más común. De esta manera, mientras que la evidencia de foto-trampeo y aún la de excretas se restringieron a unos cuantos puntos sobre o asociados a los senderos la evidencia de huellas se encontró distribuida prácticamente a todo lo largo de los senderos. Sólo dos puntos asociados a los senderos hubo coincidencia de los tres tipos de evidencia, al inicio y al final del sendero Bandera. Por otra parte, sólo los registros de huellas hicieron evidente el uso del sendero Costa por parte de los tapires (Fig. 4).

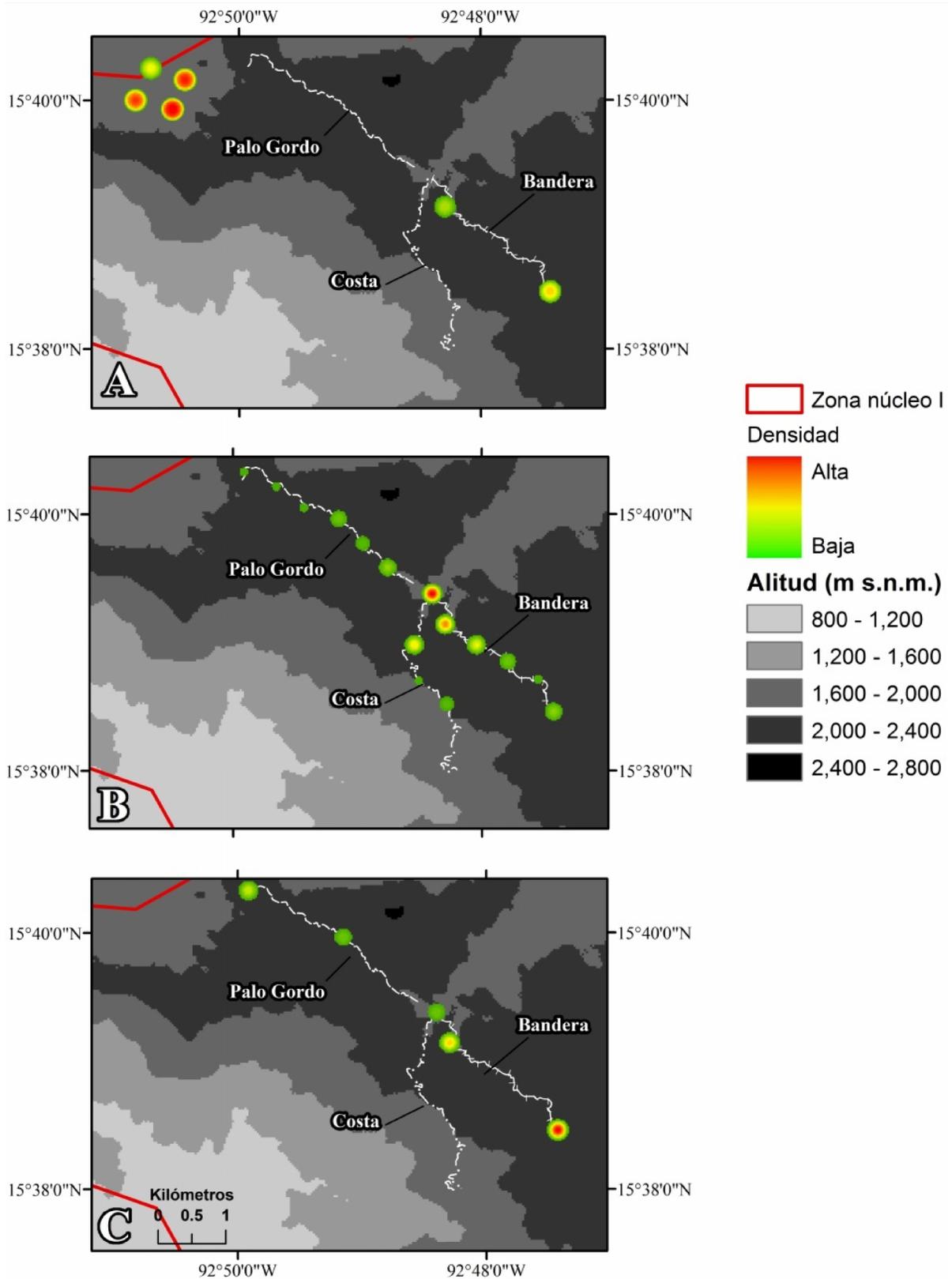


Figura 4. Distribución de la densidad de registros de tapir provenientes de A) foto-trampeo, B) huellas y C) excretas.

El análisis de escalamiento multidimensional no-métrico de las variables medidas en campo no mostró agrupaciones claras entre estas y las foto-trampas que obtuvieron registro de tapir. Esto fue confirmado por en el análisis de regresión logística para el cual tampoco se encontró evidencia entre alguna de estas variables y los sitios con registro. Sin embargo, el índice de selección arrojó una fuerte preferencia por parte del tapir en términos de su uso de sitios en altitudes intermedias (Tabla 1). En contraste, la zonas con altitudes menores o mayores el uso fue nulo o muy bajo (Tabla 1).

Tabla 1. Análisis de las preferencias de uso de distintos pisos altitudinales por parte del tapir.

Hábitat (m s.n.m.)	Índice de selección (W)	Límites de confianza del 95% con corrección de Bonferroni	Índice de selección estandarizado	Prueba de hipótesis nula de selección al azar
Bajo (474-1,746)	0	0	0	
Medio (1,746-2,019)	2.81	$2.57 \leq W \leq 3.06$	0.94	$X^2=83.02$ $p=0.0001$
Alto (2,019-2,291)	0.19	$0 \leq W \leq 0.44$	0.06	

DISCUSIÓN

PATRONES DE ACTIVIDAD TEMPORAL

En este estudio se encontró que si bien la actividad del tapir se concentra durante los periodos crepusculares y nocturno también puede extenderse, aunque en menor intensidad, durante el periodo diurno. El patrón de actividad aquí descrito es similar al reportado por Foerster y Vaughan (2002) en el parque nacional el Corcovado, Costa Rica y al de Pérez-Cortéz y colaboradores (2012) para la Reserva de la Biosfera de Calakmul, Campeche en términos de la presencia de actividad en el periodo diurno. Sin embargo, contrasta con lo observado por González-Maya y colaboradores (2009) en la cordillera de Talamanca, Costa Rica, donde la actividad del tapir durante el periodo diurno fue nula. Algunos autores han señalado que durante el día el tapir permanece en zonas de descanso de vegetación densa y conforme inicia la noche (crepúsculo nocturno) se trasladan a zonas de forrajeo más intenso en las cuales permanecen hasta el amanecer (crepúsculo diurno) (Padilla y Dowler 1994; Foerster y Vaughan 2002; Naranjo 2009). Es posible que los picos de actividad observados durante el crepúsculo en este estudio, especialmente en el crepúsculo nocturno, puedan estar relacionados con este comportamiento. Por otra parte, otros autores han señalado que en sitios sujetos a perturbación humana los tapires pueden tender a restringir su actividad durante la noche (Naranjo y Cruz, 1998). En este sentido, el hecho de que los tapires en la ZN-I presenten actividad (aunque relativamente menor) durante el día, puede indicar que la población está sujeta a baja perturbación. Asimismo, la existencia de un clima templado puede favorecer que la actividad del tapir se extienda por un periodo más amplio, sobre todo durante el día donde se encuentran las horas de mayor calor.

PATRONES DE ACTIVIDAD ESPACIAL

Los registros de foto-trampeo mostraron que una zona particularmente activa en términos de registros de tapir fue el extremo noroeste del área muestreada. Esta concentración de registros puede deberse entre otras razones a que esta zona fue parcialmente desmontada para establecer cultivos (I. Gálvez com. pers.) por lo que presenta una mezcla de vegetación secundaria en distintos grados de sucesión (>20 años) e incluso algunos árboles frutales. Asimismo, es un sitio donde se da la acumulación estacional de agua que en conjunto son

características que pueden resultar atractivas para el tapir. Por otra parte, el hecho de que estos registros de tapir se concentren en una zona que no es monitoreada periódicamente por el personal de la reserva, ya que se encuentra al borde de la ZN-I, es de relevancia en términos del manejo en la REBITRI.

Además, resulta relevante el hecho de que existiera una relativamente baja coincidencia entre los patrones de actividad espacial descritos a partir de la distinta evidencia (foto-trampas, excretas y huellas). En particular llama la atención el fuerte contraste entre la distribución de registros de huellas y lo obtenido en las foto-trampas. Esto parece indicar que los tapires hacen un uso preferencia de los senderos, una conducta que se ha reportado en otras especies de mamíferos terrestres. Resulta de gran relevancia evaluar de manera más extensiva en qué medida el uso de distintas técnicas de muestreo puede generar distintos patrones de uso de la REBITRI por parte del tapir.

El análisis de selección de hábitat indican que los tapires parecen estar prefiriendo zonas de altitud intermedia dentro de la ZN-I. Este rango de altitud es posible que presente mayor disponibilidad de ciertos recursos o proporcionar mayor refugio. Independientemente de cual sea la causa lo que esto indica es que parece existir un subconjunto de los hábitats de la ZN-I y probablemente en general en la REBITRI cuyo manejo y conservación resultarían críticos para mantener a la población de tapires. Por otra parte esta evidencia apunta hacia la gran necesidad de realizar muestreos a una mayor escala espacial dentro de la REBITRI de manera que se pueda generar más claramente una impresión de cuál es el grado de heterogeneidad espacial en términos de los patrones de uso y actividad del tapir.

Si bien se tiene un patrón general sobre las preferencias del hábitat de lo tapires, existe poca información sobre sus patrones de actividad espacial en sistemas montañosos. Los resultados aquí expuestos muestran que los tapires presentan marcadas preferencias por ciertas zonas que tal vez estén presentando una calidad mejor de hábitat en términos de disponibilidad de recursos (e.i., áreas con pendientes bajas, alta disponibilidad de vegetación riparia, fácil acceso a los cuerpos de agua). Estudios posteriores en ambientes montañosos, deberían incorporar la obtención de información sobre otros aspectos de la ecología del tapir (e.g., análisis de su dieta e identificación de comederos y zonas de

descanso) con el fin de evaluar cuáles son los aspectos del hábitat más importantes para mantener poblaciones de tapir y determinar si los diseños de ANPs como el Triunfo están protegiendo esos aspectos.

CONCLUSIONES

- La actividad temporal diaria de la población de tapires en la ZN-I de la REBITRI se extendió durante gran parte del día. Los picos de mayor actividad se presentaron durante el crepúsculo nocturno (17:00-19:00 hrs) y, aunque en menor intensidad, su actividad se mantuvo estable durante todo periodo nocturno. En el periodo diurno la actividad se redujo de manera considerable presentándose algunas horas de inactividad.
- El análisis de selección de hábitat reveló una preferencia por parte de los tapires por concentrar su actividad en pisos altitudinales medios dentro de la ZN-I. El análisis de escalamiento multidimensional no-métrico indicó que los sitios donde se concentraron los registros de tapir parecen tener características distintivas, sin embargo el análisis de regresión logística no permitió identificar esas características.

CONCLUSIONES GENERALES

El presente trabajo representa el primer esfuerzo en México para estimar la densidad del tapir mesoamericano mediante el uso del foto-trampeo. Sobresalió el hecho de que el foto-trampeo tuvo una probabilidad significativamente mayor de registrar a esta especie que lo métodos tradicionales de observación directa (48 eventos independientes comparado con cero de observación directa). La aplicación del REM parece ser un método útil que puede ayudar a generar estimaciones robustas y comparativas de la densidad del tapir. Sin embargo, resulta deseable que se utilice el REM junto con otros estimadores de la abundancia o densidad con la finalidad de que la información obtenida sea más robusta.

Se sugiere que estudios posteriores que empleen el REM consideraren que aunque es importante el diseño aleatorio que requiere el método, se debe tomar en cuenta que puede existir sobrestimación dada por registros repetitivos de individuos que estén haciendo un uso preferencial de ciertas áreas (e.g. cuerpos de agua, camino, letrinas, yacimientos de sal, zonas de descanso). Establecer bloques de monitoreo que tomen en cuenta aspectos notables del hábitat (e.g., comunidades vegetales) es una opción que incluso permitiría evaluar no solo la importancia de los mismos en términos ecológicos, sino que también podría informarnos qué tipos de aprovechamiento son compatibles con las poblaciones de tapir. En el caso de la REBITRI deberían tomarse en cuenta los tipos de vegetación presentes (zonas núcleo, zona de amortiguamiento, cafetales) y las características topográficas del área (i.e., valles intermontanos, pequeñas cuencas o cañadas, laderas, cimas de montañas, zonas inundables, zona de deslaves).

Por otro lado, los parámetros tanto de densidad como los índices de abundancia y de abundancia relativa de huellas de este estudio reflejan que el estado de conservación de la población de tapires dentro del bosque mesófilo de montaña se encuentra entre los valores más bajos de la variación observada para esta especie en distintos tipos de hábitats. Es posible que la complejidad topográfica imponga restricciones importantes en términos de accesibilidad a los recursos (e.i., pendientes fuertes, áreas expuestas a los fenómenos climáticos, difícil acceso a cuerpos de agua) limitando de esta manera la capacidad de este de hábitat en mantener densidades poblacionales altas.

En términos poblacionales, la extrapolación de la densidad obtenida para la ZN-I por el total del área que ocupa la REBITRI y para el área con bosque mesófilo de montaña indica que probablemente el tamaño poblacional de tapires para esta ANP sea menor de 100 individuos. Lo anterior es relevante pues simulaciones de tamaños poblacionales mínimos viables revelan que poblaciones menores son sensibles a los procesos de extinción. Esto sin tomar en cuenta los efectos de la perturbación humana (e.g., cacería, pérdida del hábitat). Las proyecciones futuras sobre el cambio de uso de suelo dentro de la región de la Sierra Madre de Chiapas, incluso las más conservadoras, indican que la cobertura de selvas y bosques primarios seguirá reduciéndose. Aunque la población de tapires de la REBITRI presenta cierto grado de protección contra la pérdida y fragmentación de su hábitat, la disminución de la conectividad entre la REBITRI y otras zonas con presencia de tapir puede provocar un empobrecimiento genético importante de la población. De este modo resulta urgente la consolidación del corredor biológico mexicano y otras zonas de protección a través de la Sierra Madre de Chiapas como estrategia que permita mantener poblaciones viables en esta región del país.

BIBLIOGRAFÍA

- Achard, F. J., Eva, H. D., Stibig, H.-J., Mayaux, P., Gallego, J., Richards, T., y J.-P. Malingreau. 2002. Determination of Deforestation Rates of the World's Humid Tropical Forests. *Science* 297, 999–1002.
- Ancrenaz, M., Marshall, A., Goossens, B., van Schaik, C., Sugardjito, J., Gumal, M., y S. Wich. 2008. Pongo pygmaeus (*Bornean Orangutan*). International Union for the Conservation of Nature: The Red List. <http://www.iucnredlist.org/apps/redlist/details/17975/0>
- Baillie, J. E. M., Griffiths, J., Turvey, S. T., Loh, J., y B. Collen. 2010. Evolution Lost: Status and Trends of the World's Vertebrates. Zoological Society of London. U. K.
- Balme, A. G., Hunter, L. T. B., y R. Slotow. 2009. Evaluating Methods for Counting Cryptic Carnivores. *The Journal of Wildlife Management* 73 (3): 433-441.
- Bolaños, J. 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 Biodiversidad* 5: 45-57.
- Brooks, M., Bodmer, R. E., S. Matola, S. 1997. Tapirs: Status survey and conservation action plan. International Union for Conservation of the Nature/Species Survival Commission-Tapir Specialist Group. U. K.
- Buckland, S. T. 2001. Introduction to Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations. Oxford University Press.
- Camargo-Sanabria, A. A., y S. Mandujano. 2011. Comparison of pellet-group counting methods to estimate population density of white-tailed deer in a Mexican tropical dry forest. *Tropical Conservation Science* 4 (2): 230-243.
- Capece, P. I., Aliaga-Rossel, E, y P. A. Jansen. 2013. Viability of Small Seeds Found in Feces of the Central American Tapir (*Tapirus Bairdii* Gill, 1865) on Barro Colorado Island, Panama. *Integrative Zoology* 8 (1): 57–62.
- Cardillo, M., Mace, G. M., Jones, K. E., Bielby, J., Bininda-Emonds, O. R., Sechrest, W., Orme, C. D. L., y A. Purvis. 2005. Multiple Causes of High Extinction Risk in Large Mammal Species. *Science* 309, 1239–1241.
- Castellanos, A., Foerster, C .R., Lizcano, D. J., Naranjo, E. J., Cruz, E., Lira-Torres, I., Samudio, R., Matola, S., Schipper, J., y J. F. González-Maya. 2008. *Tapirus bairdii*

- (Baird's Tapir, Central American Tapir). International Union for the Conservation of Nature: The Red List. <http://www.iucnredlist.org/apps/redlist/details/21471/0>
- Ceballos, G. y P. R Ehrlich. 2002. Mammal Population Losses and the Extinction Crisis. *Science* 296, 904–907.
- Choudhury, A., Lahiri Choudhury, D. K., Desai, A., Duckworth, J. W., Easa, P. S., Johnsingh, A. T. J., Fernando, P., Hedges, S., Gunawardena, M., Kurt, F., Lister, A., Menon, V., Riddle, H., Rübel, A., y E. Ikramanayake. 2008. *Elephas maximus* (Asian Elephant, Indian Elephant). International Union for the Conservation of Nature: The Red List. <http://www.iucnredlist.org/apps/redlist/details/7140/0>
- CONANP. 2011. Anexo 2: Monitoreo de Tapir (*Tapirus bairdii*) en la reserva de la biosfera El Triunfo, en el estado de Chiapas. Programa de Monitoreo de Especies Prioritarias Anexo 2. México: Comisión de Áreas Naturales Protegidas. http://www.conanp.gob.mx/programas/pdf/mon_30.pdf.
- Cruz, E., Lira-Torres, I., Güiris, D. M., Osorio, D., y M. T. Quintero. 2006. Parásitos del tapir centroamericano *Tapirus bairdii* (Perissodactyla: Tapiridae) en Chiapas, México. *Rev. Biol. Trop.* 54, 445–450.
- Cullen Jr., L., Bodmer, R. E., y C. Valladares-Padua. 2000. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil. *Biol. Conserv.* 95, 49–56.
- DeFries, R., Hansen, A., Newton, A. C., y M. C. Hansen. 2005. Increasing isolation of protected areas in tropical forests over the past twenty years. *Ecol. Appl.* 15, 19–26.
- Delta-T Devices. 1999. HemiView (version 3.2). EE.UU.: Delta-T Devices Ltd.
- Díaz-Gallegos, J. R., Mas, J. M., y A. Velázquez. 2008. Monitoreo de los patrones de deforestación en el corredor biológico mesoamericano, México. *Interciencia* 882–890.
- Dirzo, R., y A. Miranda. 1991. Contemporary Neotropical Defaunation and Forest Structure, Function, and Diversity-A Sequel to John Terborgh. *Conserv. Biol.* 4, 444–447.
- Downer, C. C. 1996. The mountain tapir, endangered 'flagship' species of the high Andes. *Oryx* 30 (01): 45-58.

- Escamilla, A., Sanvicente, M., Sosa, M., y C. Galindo-Leal. 2000. Habitat Mosaic, Wildlife Availability, and Hunting in the Tropical Forest of Calakmul, Mexico. *Conserv. Biol.* 14, 1592–1601.
- Espinoza, E., Anzures, A., y E. Cruz. 1998. Mamífero de la reserva de la biosfera El Triunfo, Chiapas. *Revista Mexicana de Mastozoología* 3: 79-94.
- ESRI. 2008. ArcMap 9.3.1. EE.UU.: Environmental Systems Research Institute.
- Fa, J. E., Currie, D., y J. Meeuwig. 2003. Bushmeat and Food Security in the Congo Basin: Linkages Between Wildlife and People's Future. *Environ. Conserv.* 30, 71–78.
- Fahrig, L. 1997. Relative Effects of Habitat Loss and Fragmentation on Population Extinction. *J. Wildl. Manag.* 61, 603–610.
- Fahrig, L. 2002. Effect of Habitat Fragmentation on the Extinction Threshold: A Synthesis. *Ecol. Appl.* 12, 346–353.
- Fahrig, L. 2003. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 34, 487–515.
- FAO, 2012. La Situación de los bosques del mundo 2012. Subdivisión de Políticas y Apoyo en Materia de Publicación Electrónica División de Comunicación, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. Italia.
- Foerster, C. R. 1998. Ecología de la danta centroamericana *Tapirus bairdii* en un bosque tropical húmedo de Costa Rica. Tesis de Maestría, Costa Rica: Universidad Nacional de Costa Rica. http://atrium.tapirs.org/documents/Foerster_CR_1998_Ecologia_Danta_Bosque_Humedo_Tropical_Costa_Rica.pdf.
- 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. 1991. The Effect of Selective Logging on Bairds Tapir. En *Latin American Mammalogy: History, Biodiversity, and Conservation*, editado por Mares, M. A., y D. Schmidly, 925-304. University of Oklahoma Press.
- García, E. 1973. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana). Instituto de Geografía. México: Universidad Nacional Autónoma de México.

- García, M. J. 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. Tesis de Licenciatura, Guatemala: Universidad de San Carlos de Guatemala.
- García, M. J., Medici, E. P., Naranjo, E. J., Novarino, W., y R. S. Leonardo. 2012. Distribution, habitat and adaptability of the Genus *Tapirus*. *Integr. Zool.* 7 (4), 346–355.
- García, P., Arévalo, V., y I. Mateos. 2009. Using Sightings for Estimating Population Density of Eurasian Otter (*Lutra lutra*): a Preliminary Approach with Rowcliffe et al's Model. *IUCN Otter Specialist Group Bulletin* 26 (1): 50-59.
- Gatti, A., Brito, D., y S. L. Mendes. 2011. How many lowland tapirs (*Tapirus terrestris*) are needed in Atlantic Forest fragments to ensure long-term persistence? *Stud. Neotropical Fauna Environ.* 46, 77–84.
- González-Maya, J. F., Schipper, J. 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 (25). 1: 29-35.
- González-Maya, J. F., Schipper, J., Polidoro, B., Hoepker, A., Zárrate-Charry, D., y J. L. Belant. 2012. Baird's Tapir Density in High Elevation Forests of the Talamanca Region of Costa Rica. *Integrative Zoology*: 381–388.
- Harmsen, B. J., Foster, R. J., Silver, S., Ostro, L., y C. P. Doncaster. 2010. Differential Use of Trails by Forest Mammals and the Implications for Camera-Trap Studies: A Case Study from Belize. *Biotropica* 42 (1): 126–133.
- Hutchinson, J. M. C., y P. M. Waser. 2007. Use, Misuse and Extensions of “ideal Gas” Models of Animal Encounter. *Biological Reviews* 82 (3): 335-359.
- INE, y SEMARNAP. 1998. Programa de Manejo Reserva de la Biosfera El Triunfo. México: Instituto Nacional de Ecología y Secretaría de Medio Ambiente Recursos Naturales y Pesca. http://www2.ine.gob.mx/publicaciones/consultaPublicacion.html?id_pub=168.
- IUCN. 2013. The IUCN Red List of Threatened Species. International Union for the Conservation of Nature. <http://www.iucnredlist.org/>.

- Janis, C. M., Scott, K. M., Jacobs, L. 1998. Evolution of Tertiary Mammals of North America: Terrestrial carnivores, ungulates, and ungulatelike mammals. Cambridge University Press. U. K.
- Janzen, D. H. 1981. Digestive Seed Predation by a Costa Rican Baird's Tapir. *Biotropica* 13 (2): 59-63.
- Jennelle, C.S., Runge, M.C., 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 (2): 119-120.
- Jerzolimski, A., y C. A. Peres. 2003. Bringing home the biggest bacon: A cross-site analysis of the structure of hunter-kill profiles in Neotropical forests. *Biol. Conserv.* 111, 415–425.
- Karanth, K. U. 1995. Estimating Tiger *Phnatera tigris* Populations From Camera-Trap Data Using Capture-Recapture Models. *Biological Conservatio* 71: 333-338.
- Karanth, K. U., Nichols, J. D., Kumar, N., Link, W. A., y J. E. Hines. 2004. Tigers and their prey: Predicting carnivore densities from prey abundance. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 101 (14): 4854.
- Karanth, K. U, Nichols, J. D., Kumar, N. S., y J. E Hines. 2006. Assessing tiger population dynamics using photographic capture-recapture sampling. *Ecology* 87 (11): 2925–2937.
- Kay, S., y T. Du Croz. 2008. Sun Times. Windows (version 7.1). <http://www.aptl72.dsl.pipex.com/suntimes.htm>.
- Kays, R. W, y K. M Slauson. 2008. Remote cameras. En *Noninvasive survey methods for carnivores*, 110–140. Island Press.
- Kelly, M. J. 2003. Jaguar Monitoring in the Chiquibul Forest, Belize. *Caribbean Geography* 1 (13): 19-32.
- Kelly, M. J. 2008. Design, evaluate, refine: camera trap studies for elusive species. *Animal Conservation* 11 (3): 118-184.
- Kelt, D. A., y D. H. van Vuren. 2001. The Ecology and Macroecology of Mammalian Home Range Area. *Am. Nat.* 157, 637–645.
- Kenney, A. J., y C. J. Krebs. 2000. *Ecological Methodology*. Windows 98 (version 5.2). Canada: Dep. of Zoology, Univerity of Columbia.

- Kinnaird, M. F., Sanderson, E. W., O'Brien, T. G., Wibisono, H. T., y G. Woolmer. 2003. Deforestation Trends in a Tropical Landscape and Implications for Endangered Large Mammals. *Conserv. Biol.* 17, 245–257.
- Kovach Computing Services. 2012. Oriana (version 4.01). EE.UU: Kovach Computing Service.
- Lancia, R. A., Nichols, J. D., Pollock, K. H., y T. H. Bookhout. 1994. Estimating the Number of Animals in Wildlife Populations. En *Research and Management Techniques for Wildlife and Habitats*, 5.a ed., 215-253. USA: Wildlife Society.
- Lira-Torres, I., Naranjo, E. J., Güiris, D. M., y E. Aldán. 2004. Ecología de *Tapirus bairdii* (Perissodactyla: Tapiridae) en la Reserva de la Biosfera El Triunfo (Polígono I), Chiapas, México. *Acta Zoológica Mex. Nueva Ser.* 1, 1–21.
- Lira-Torres, I., y M. Briones-Salas. 2012. Abundancia relativa y patrones de actividad de los mamíferos de los Chimalapas, Oaxaca, México. *Acta Zoológica Mex. Nueva Ser.* 28 (3), 566-585.
- Lizcano, D. J., y J. Cavelier. 2000. Daily and Seasonal Activity of the Mountain Tapir (*Tapirus pinchaque*) in the Central Andes of Colombia. *Journal of Zoology* 252 (4): 429-435.
- Lizcano, D. J., y J. Cavelier. 2004. Using GPS collars to study mountain tapirs (*Tapirus pinchaque*) in the Central Andes of Colombia. *Tapir Conservation* 13: 18–23.
- Long, A., y M. Heath. 1991. Flora of the El Triunfo Biosphere Reserve, Chiapas, Mexico: A Preliminar Floristic Inventory and the Plant Communities of Polygon I. *Anales del Instituto de Biología* 62 (2): 133-172.
- Lopes, M. A., y S. F. Ferrari. 2000. Efectos de La Colonización Humana En La Abundancia y Diversidad de Mamíferos En La Zona Oriental Del Amazonas Brasileño. *Conservation Biology* 14 (6): 1658–1665.
- Macdonald, D. 2001. *The New Encyclopedia of Mammals*. Oxford University Press, U. K.
- Maffei, L., Cuéllar, E., 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 (3): 295–304.
- Manly, Bryan F. J., McDonald, L., y D. L. Thomas. 1993. *Resource Selection by Animals: Statistical Design and Analysis for Field Studies*. EE.UU: Springer.

- Manzo, E., Bartolommei, P., Rowcliffe, J. M., y R. 2011. Estimation of population density of European pine marten in central Italy using camera trapping. *Acta Theriologica* 57 (2): 165-172.
- Marker, L., Fabiano, E., y M. Nghikembua. 2008. The Use of Remote Camera Traps to Estimate Density of Freeranging Cheetahs in North-Central Namibia. *Cat News* 49: 22-24.
- McCallum, J. 2013. Changing Use of Camera Traps in Mammalian Field Research: Habitats, Taxa and Study Types. *Mammal Review* 43 (3): 196-206.
- Medici, E. P. 2010. Assessing the Viability of Lowland Tapir Populations in a Fragmented Landscape. UK: University of Kent.
- Medici, E. P., Carillo, L., Montenegro, O. L., Miller, P. S., Carbonell, F., Chassot, O., Cruz, E., et al. 2005. Taller de Conservación de la Danta Centroamericana (*Tapirus bairdii*) Evaluación de viabilidad de población y hábitat (PHVA). Belice: IUCN/SSC Tapir Specialist Group & IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group.
- Mendes Pontes, A. R. 2004. Ecology of a community of mammals in a seasonally dry forest in Roraima, Brazilian Amazon. *Mammalian Biology - Zeitschrift für Säugetierkunde* 69 (5): 319-336.
- Mendoza, E., Fuller, T. L., Buermann, W., Ramírez-Mejía, D. y T. B. Smith. 2013. Preliminary Assessment of the Effectiveness of the Mesoamerican Biological Corridor for Protecting Potential Baird's Tapir (*Tapirus Bairdii* Gill, 1865) Habitat in Southern Mexico. *Integrative Zoology*: 35-47.
- Mendoza, E., Martineau, P. R., Brenner, E., y R. Dirzo. 2011. A Novel Method to Improve Individual Animal Identification Based on Camera trapping Data. *The Journal of Wildlife Management* 75 (4): 973-979.
- Mendoza, E., y J. P. Carbajal-Borges. 2011. Avances y perspectivas para la conservación del tapir centroamericano en México. *Biodiversitas* 99, 12-16.
- Mills, L.S. 2007. Conservation of wildlife populations: demography, genetics, and management. Wiley-Blackwell, UK.

- Morrison, J. C., Sechrest, W., Dinerstein, E., Wilcove, D. S., y J. F. Lamoreux. 2007. Persistence of Large Mammal Faunas as Indicators of Global Human Impacts. *J. Mammal.* 88, 1363–1380.
- Muench, C. 2001. Patrones de uso del hábitat del tapir (*Tapirus bairdii*) en dos localidades de la selva Lacandona, Chiapas. Tesis de Licenciatura, México, D.F.: Universidad Nacional Autónoma de México.
- Naranjo, E. J. 1995. 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. 2009. Ecology and Conservation of Baird's tapir in Mexico. *Tropical Conservation Science.* 2, 140–158.
- Naranjo, E. J., y E. Cruz. 1998. Ecología del tapir en la Reserva de la Biósfera La Sepultura. *Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)* (73): 111-125.
- Naranjo, E. J., y R. E. Bodmer. 2002. Population Ecology and Conservation of Baird's Tapir (*Tapirus bairdii*) in the Lacandon Forest. *Tapir Conservation* 11 (2): 25-33.
- Nolasco, A. L., Lira-Torres, I., y G. Ceballos. 2007. Ampliación del área de distribución histórica del tapir (*Tapirus bairdii*) en el Pacífico Mexicano. *Rev. Mex. Mastozoología* 11, 91–94.
- Noss, A. J., Cuéllar, R. L., Barrientos, J., Maffei, L., Arispe, R., Rúmiz, D., y K. Rivero. 2003. A camera trapping and radio telemetry study of lowland tapir (*Tapirus terrestris*) in Bolivian dry forests. *Tapir Conservation* 12 (1): 24–32.
- Noss, A. J., B. Gardner, Maffei, L., Cuéllar, E., Montaña, R., Romero-Muñoz, A., Sollman, R., y A. F. O'Connell. 2012. Comparison of Density Estimation Methods for Mammal Populations with Camera Traps in the Kaa-Iya Del Gran Chaco Landscape. *Animal Conservation*: 527–535.
- Novario, W. 2005. Population monitoring and study of daily activities of Malayan tapir (*Tapirus indicus*). Rufford Small Grant for Nature Conservation in association with the Whitley Laing Foundation.
- O'Brien, T. G., Kinnaird, M. F., y H. T. Wibisono. 2003. Crouching Tigers, Hidden Prey: Sumatran Tiger and Prey Populations in a Tropical Forest Landscape. *Animal Conservation* 6 (2): 131-139.

- O'Connell, A. F., Nichols, J. D., y U. K. Karanth. 2010. Camera Traps in Animal Ecology: Methods and Analyses. EE.UU.: Springer.
- O'Farrill, G., Chapman, C. A., 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 (04): 305-313.
- O'Farrill, G., Galetti, M. y A. Campos-Arceiz. 2013. Frugivory and Seed Dispersal by Tapirs: An Insight on Their Ecological Role. *Integrative Zoology* 8 (1): 4–17.
- Oliveira-Santos, L. G. R., Machado-Filho, L. C. P., Tortato, M. A., y L. Brusius. 2010. Influence of extrinsic variables on activity and habitat selection of lowland tapirs (*Tapirus terrestris*) in the coastal sand plain shrub, southern Brazil. *Mammalian Biology* 75 (3): 219–226.
- Oliveira-Santos, L. G. R., Zucco, C. A., Antunes, P. C., y P. G. Crawshaw Jr. 2010. Is it possible to individually identify mammals with no natural markings using camera-traps? A controlled case-study with lowland tapirs. *Mammalian Biology* 75 (4): 375-378.
- Padilla, M., y R. C. Dowler. 1994. *Tapirus terrestris*. *Mammalian Species* (481): 1-8.
- Peres, C. A. 2000. Efectos de La Cacería de Subsistencia Sobre La Estructura de La Comunidad de Vertebrados En Bosques Amazónicos. *Conservation Biology* 14 (1): 240–253.
- Peres, C. A. 2001. Synergistic Effects of Subsistence Hunting and Habitat Fragmentation on Amazonian Forest Vertebrates. *Conserv. Biol.* 15, 1490–1505.
- Pérez-Cortéz, S., Enríquez, P. L., Sima-Panti, D., Reyna-Hurtado, R., 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. *Rev. Mex. Biodivers.* 83, 753–761.
- Pérez-Cortéz, S., y E. S. Matus-Pérez. 2010. El tapir *Tapirus bairdii* en la región sureste del Área de Protección de Flora y Fauna Bala'an Ka'ax, Quintana Roo, México. *THERYA* 2, 137–144.

- Portillo, H. O., y J. Hernández. 2011. Densidad del Jaguar (*Panthera onca*) en Honduras: Primer estudio con trampas-cámara en la Mosquita Hondureña. *Revista Latinoamericana de Conservación* 2 (1): 45-50.
- Primack, R. B., Rozzi, R., Feinsinger, P., Dirzo, R., y F. Massardo. 2001. *Fundamentos de Conservación Biológica: Perspectivas latinoamericanas*. Fondo de Cultura Económica. México.
- R Core Team. 2012. R: A Language and Environment for Statistical Computing (version 2.15.0). Austria: R Foundation for Statistical Computing. Austria. <http://www.R-project.org>.
- Ramírez-Mejía, D. 2011. Escenarios de cambio de cobertura y uso de suelo en el corredor biológico mesoamericano-México. Tesis de Licenciatura. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Morelia, Michoacán, México.
- Redford, K.H. 1992. The Empty Forest. *BioScience* 42, 412–422.
- Reyna-Hurtado, R., y G. W Tanner. 2005. Habitat Preferences of Ungulates in Hunted and Nonhunted Areas in the Calakmul Forest, Campeche, Mexico. *Biotropica* 37 (4): 676–685.
- Rose, K. D., y J. D. Archibald. 2005. The rise of placental mammals: origins and relationships of the Major Extant Clades. Johns Hopkins University Press, EE.UU.
- Rovero, F., y A. R Marshall. 2009. Camera trapping photographic rate as an index of density in forest ungulates. *Journal of Applied Ecology* 46 (5): 1011–1017.
- Rowcliffe, J. M., Field, J., Turvey, S. T., y C. Carbone. 2008. Estimating Animal Density Using Camera Traps Without the Need for Individual Recognition. *Journal of Applied Ecology* 45 (4): 1228-1236.
- Rowcliffe, J. M., y C. Carbone. 2008. Surveys using camera traps: are we looking to a brighter future? *Animal Conservation* 11 (3): 169-246.
- Rzedowski, J. 1996. Análisis preliminar de la flora vascular de los bosques mesófilos de montaña de México. *Acta Botánica Mexicana* (35): 25-44.
- Sánchez-Nuñez, E., Ortiz, H. E., y E. Arellano. 2011. Abundance and habitat use of the tapir (*Tapirus bairdii*) in Frontera Corozal, Selva Lacandona, Chiapas, Mexico. *Tapir Conservation* 20 (1-2): 25-29.

- Schoch, R.M., 1989. A review of the tapiroids, in: Prothero. En Schoch D. R. (Eds.) The Evolution of Perissodactyls. Oxford University Press, U. K. pp. 298–320.
- Shoshani, J., y J. F. Eisenberg. 1982. *Elephas Maximus*. Mamm. Species. 182, 1–8.
- Silveira, L., Jácomo, A. T. A., y J. A. Diniz-Filho. 2003. Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. *Biological Conservation* 114 (3): 351-355.
- Suselbeek, L. 2009. Mammal density estimation from camera trapping data using Gas models; a test with the paca (*Agouti paca*). Tesis de Maestría, Países Bajos: University of Groningen.
- 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 (3): 468-474.
- Tobler, M. W. 2010. Camera Base. Microsoft Office Access (versión 1.5.1). EEUU. <http://www.atrrium-biodiversity.org/tools/camerabase/>.
- Tobler, M. W., Carrillo-Percestequi, S. E. Leite Pitman, R., Mares, R., y G. Powell. 2008. An Evaluation of Camera Traps for Inventorying Large- and Medium-sized Terrestrial Rainforest Mammals. *Animal Conservation* 11 (3): 169-178.
- Trolle, M. 2003. Mammal survey in the southeastern Pantanal, Brazil. *Biodiversity and Conservation* 12 (4): 823-836.
- Trolle, M., Noss, A. J., Cordeiro, J. L. P., y L. F. B. Oliveira. 2008. Brazilian Tapir Density in the Pantanal: A Comparison of Systematic Camera-Trapping and Line-Transect Surveys. *Biotropica* 40 (2): 211–217.
- Wallace, R., Ayala, G., y H. Gómez. 2002. Lowland tapir activity patterns and capture frequencies in lowland moist tropical forest. *Tapir Conservation* 11 (2): 14.
- Wilson, D. E., Reeder, D. A., 2005. Mammal Species of the World. A Taxonomic and Geographic Reference. <http://www.bucknell.edu/msw3/>
- Wilson, G. J., y R. J. Delahay. 2001. A review of methods to estimate the abundance of terrestrial carnivores using field signs and observation. *Wildlife Research* 28 (2): 151-164.

WWF. 2012. Living Planet Report 2012. World Wildlife Fund.
[http://awsassets.panda.org/downloads/1_lpr_2012_online_full_size_single_pages_f
inal_120516.pdf](http://awsassets.panda.org/downloads/1_lpr_2012_online_full_size_single_pages_final_120516.pdf)

Zar, J. H. 1999. Biostatistical Analysis. EE.UU.: Prentice Hall PTR.

ANEXO I

Anexo I. Esfuerzo de muestreo para cada estación de monitoreo durante este estudio.

Estación de monitoreo	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Total
1	16	30	28	31	30	31	166
2	16	30	28	31	30	31	166
3	16	30	28	31	30	31	166
4	16	30	28	31	30	31	166
5	16	30	28	31	30	31	166
6	16	30	28	31	30	31	166
7	16	30	28	31	30	31	166
8	16	30	28	31	30	31	166
9	16	30	28	31	30	31	166
10	16	30	28	31	27	-	132
11	16	30	28	31	30	31	166
12	15	30	28	31	21	-	125
13	15	30	28	31	30	18	152
14	15	30	28	31	30	31	165
15	15	17	-	-	-	-	32
16	15	30	28	31	30	31	165
17	15	30	28	31	30	18	152
18	14	30	28	31	22	-	125
19	14	30	28	31	30	31	164
20	14	30	28	31	22	-	125
21	14	30	28	31	30	31	164
22	14	30	28	31	30	31	164
23	14	30	28	31	30	31	164
24	14	30	28	31	30	31	164
25	14	30	28	31	30	31	164
TOTAL	378	378	378	378	378	378	3817

ANEXO II

Anexo II. Programación de la fórmula del REM en lenguaje R proporcionado por el Dr. Marcus Rowcliffe.

```

#Function parameter definitions:
#P: vector of photo number per location
#T: vector of time per location (same length as P)
#param: a named list of model parameters containing list (v, g, a, theta):
#v: speed of movement
#g: group size
#a: camera detection radius
#theta: camera detection arc (in radians)
#NB - ensure that units are consistent (i.e. distance in v and a, and time in v and T)
#strata: a factor the same length as P defining which stratum each location is in
#areas: a named list giving the area of each stratum (names must correspond to the levels in strata)
#its: the number of resamples for bootstrapping

#Single stratum density estimation
#For use in TRD
STRD <- function(i, P, T, param, strata)
{
  x <- strata==levels(strata)[i]
  pi * param$g * sum(P[x]) / (sum(T[x]) * param$v * param$a * (2+param$theta))
}

#Trap rate density estimator, with or without stratification
TRD <- function(P, T, param, strata=NULL, areas=NULL)
{
  if(is.null(strata))
  {
    pi * param$g * sum(P) / (sum(T) * param$v * param$a * (2+param$theta))
  }
  else
  {
    nstrata <- length(areas)
    areas <- unlist(areas[order(names(areas))])
    locdens <- sapply(1:nstrata, STRD, P, T, param, strata)
    sum(locdens * areas) / sum(areas)
  }
}

#Single resampled traprate density estimate for use in bootTRD
TRDsample <- function(i, P, T, param, strata=NULL, areas=NULL)
{
  if(is.null(strata))
  {
    x <- sample(1:length(T), replace=TRUE)
  }
  else
  {
    nstrata <- length(areas)
    x <- NULL
    for (i in 1:nstrata) x <- c(x, sample(which(strata==levels(strata)[i]),
replace=TRUE))
    strata <- sort(strata)
  }
  TRD(P[x], T[x], param, strata, areas)
}

#Trap rate density estimate with bootstrapped confidence intervals and variance

```

```
boofTRD <- function(P, T, param, strata=NULL, areas=NULL, its=1000)
{
  BSdens <- sapply(1:its, TRDsample, P, T, param, strata, areas)
  Lo95CL <- quantile(BSdens, c(0.025))
  Up95CL <- quantile(BSdens, c(0.975))
  Variance <- var(BSdens)
  Density <- TRD(P,T,param,strata,areas)
  res <- cbind(Density, Variance, Lo95CL, Up95CL)
  dimnames(res)[[1]] <- "Estimates"
  res
}
```