



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO**

FACULTAD DE CIENCIAS

**Abundancia Poblacional de *Tapirella bairdii* En Tres
Núcleos Agrarios de la Sierra Mixe de Oaxaca, México**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

BIÓLOGA

P R E S E N T A:

CATALINA VÁZQUEZ CAMACHO



DIRECTOR DE TESIS:

**DR. FRANCISCO JAVIER BOTELLO
LÓPEZ**

CIUDAD UNIVERSITARIA, CD. MX. 2018



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.

Agradecimientos Institucionales

A la UNAM y al Instituto de Biología por brindarme mi formación profesional y acercarme a la investigación. A las instituciones que financiaron este trabajo: A la Comisión para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), a la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP), al Instituto Estatal de Ecología del Estado de Oaxaca y Conservación Biológica y Desarrollo Social (CONBIODES) por todo el apoyo brindado.

A las autoridades y comités de monitoreo de los núcleos agrarios de Totontepec Villa de Morelos, San Juan Metaltepec y San Miguel Quetzaltepec. A Jhovani, por todo el trabajo de campo que has hecho por este proyecto.

Al Dr. Francisco Botello por dirigir mi tesis, por otorgarme el tema que ahora considero mío, por la confianza y el apoyo.

A mis sinodales:

Dr. Víctor Sánchez Cordero

Dr. Rafael Reyna Hurtado

Dr. Francisco Botello López

Dr. Eduardo Mendoza Ramírez

Dr. José Jaime Zúñiga Vega

Por su tiempo y comentarios para mejorar este trabajo.

Agradecimientos personales

Primero que nada, quiero agradecer a mi familia por acompañarme y apoyarme en este proceso que no ha sido ni rápido ni fácil.

A mi papá Fernando, que ha estado ahí todo el tiempo brindándome la paciencia, el apoyo silencioso y oportuno en todos los ámbitos. Le doy gracias por lo importante que me ha dado: la libertad de poder elegir que quiero hacer con mi vida, a través de su apoyo incondicional.

A mi mamá Erendira, por siempre ser su pequeña gigante, entusiasmarse en todo lo que realizo y poner lo mejor de sí para acompañarme en cualquier proceso, fácil o difícil. Sé que puedo contar en que escucharas y te interesaras por todo lo que hago. Gracias por mostrarme como perdonar y seguir adelante.

A mi hermano Sebastian, te agradezco estar conmigo siempre, ser mi amigo y vecino de cuarto. Por las interminables pláticas de madrugada, por la retroalimentación en el conocimiento de la vida. Por guiarme, apoyarme y ser mi inspiración en cambios de página, en que la magia existe y está en uno mismo.

A mi hermana Mariana, porque siempre ha sido mi ejemplo de la persona que quiso algo y luchó hasta lograrlo, por saber tener una meta y hacer todo para conseguirla y lo más importante buscar ser feliz pese a todo.

A Jesús, te agradezco las incontables veces que estuviste a mi lado y que me apoyaste incondicionalmente con tiempo y esfuerzo para que cumpliera este trabajo. Te agradezco tu oído para desahogar mi estrés y frustración. Por poner a prueba mi paciencia y mi autoconocimiento. También por enseñarme el gran valor de la organización, la disciplina y por mostrarme la parte material de la vida.

A Marquito por ser mi mejor amigo y estar presente para lo que sea que necesite, ya sea académico o personal sé que siempre encuentro lo que necesito en tus palabras.

Agradezco a mis amigas de la vida que siempre han estado ahí más que para ayudarme con la tesis para ayudarme con la vida: Brenda, Susy, Monse, Zaira, y Rebeca. Recientemente Mafer que bueno que ya estás en los presentes y no en lo ausentes.

A mis amigas de la oficina: Eliut, Elisa, Ana y María, gracias por las godineadas, por tantas risas y apoyo académico, por las desveladas, las pláticas interesantes, salidas a pajarear o recreativas, por ser mis “niñas chinas” más eficientes de todas.

Agradezco a mis amigos de la carrera a los presentes y ausentes, aquellos con los que compartí la experiencia de vivir la universidad con todo lo que representa. Gracias por todo el cariño, apoyo y guía para conseguir mis metas.

Agradezco el apoyo de mis profesores durante la carrera, por su pasión y por enseñarme que el único aprendizaje real es el autodidacta.

A mi tutor Paco por ser mi jefe, maestro y amigo, agradezco la confianza que siempre has depositado en mí hasta cuando yo la había perdido, has sido piedra angular en mi formación.

A la UNAM por tanta enseñanza, a la Facultad de Ciencias por tanta experiencia, clases, material y apoyo, a CONBIODES por proyectos tan interesantes e importantes.

A Jhovani porque siempre lo molestaba con este trabajo y respondía todas mis dudas, porque sin su dedicada participación en campo nunca hubiera sido posible este trabajo. A Rigo también por ser la tía que nos consiente.

Por último, me agradezco a mí porque al fin terminé...

Índice de Tablas

Tabla 1. Estudios de estimación de densidad de <i>T. bairdii</i> en México	17
Tabla 2. Estudios de tasa de captura de <i>T. bairdii</i> en México	17
Tabla 3. Características de los núcleos agrarios de acuerdo a INEGI, 2005.	25
Tabla 5. Esfuerzo de muestreo de cada fototrampa por polígono durante enero a diciembre del 2015.....	31
Tabla 6. Caracterización de la vegetación y uso de suelo serie V por INEGI.	33
Tabla 7. Estimación de densidad con método MEA de cada polígono por temporada en periodo 2015.	35
Tabla 8. Estimación de densidad con método MEA de la región de estudio en el periodo 2015	36
Tabla 9. Muestra el promedio de individuos identificados, su moda y los datos de estimación de densidad obtenidos en CAPTURE.....	39

Índice de figuras

<i>Figura 1. Mapa de regiones de Oaxaca..</i>	<i>9</i>
<i>Figura 2. Distribución de T. bairdii: actual, histórica y potencial</i>	<i>12</i>
<i>Figura 3. Estado de Oaxaca resaltando el distrito Mixe y los municipios de monitoreo del presente estudio.</i>	<i>22</i>
<i>Figura 5. Polígonos de estudio y estaciones de monitoreo.</i>	<i>24</i>
<i>Figura 6. Análisis estadísticos del método MEA.</i>	<i>37</i>
<i>Figura 7. Estaciones de monitoreo que cumplieron estar activas durante 24hrs en los tres meses seleccionados</i>	<i>38</i>
<i>Figura 8. Estimación de densidad de T. bairdii por polígono con el método CRF..</i>	<i>40</i>

Contenido

Resumen	7
Introducción	8
Biodiversidad en México	8
Bosque nublado.....	9
Tapirella bairdii.....	11
Densidad poblacional de Tapirella bairdii	13
Tipos de monitoreo en Tapirella bairdii.....	19
Justificación	20
Objetivos	20
Objetivo general.....	20
Objetivos particulares	20
Métodos	21
Sitio de estudio.....	21
Monitoreo participativo	23
Diseño del muestreo.....	23
Caracterización de la vegetación de las fototrampas	25
Compilación de datos de campo	26
Tasa de captura de Tapirella bairdii.....	27
Densidad poblacional de T. bairdii por medio de modelos de encuentros aleatorios	27
Densidad poblacional de T. bairdii por medio de captura y recaptura por fototrampeo.....	29
Resultados	30
Monitoreo participativo	30
Registros mediante fototrampeo	30
Tasa de Captura de T. bairdii.....	31
Densidad poblacional de T. bairdii por medio de modelos de encuentros aleatorios	34
Densidad poblacional de T. bairdii por medio de captura y recaptura.....	38
Discusión	41
Métodos para la estimación de la densidad.....	41
Análisis entre polígonos.....	41
<i>Tasa de Captura</i>	41
<i>Densidad</i>	42
Análisis Regional.....	44
<i>Tasa de captura</i>	45
<i>Densidad</i>	45
Monitoreo participativo	47
Conclusiones	48
Recomendaciones	49
Bibliografía	50

Abundancia poblacional de *Tapirella bairdii* en tres núcleos agrarios de la Sierra Mixe de Oaxaca, México

Resumen

La Danta centroamericana (*Tapirella bairdii*) es la única especie de tapir que se distribuye en México. Es el mamífero terrestre nativo más grande de Centroamérica y se le ha llamado especie clave en la dinámica de los ecosistemas. No obstante, se encuentra catalogado en peligro de extinción, principalmente por el cambio en el uso del suelo. Por lo anterior, sus poblaciones se encuentran disminuidas y se concentran en zonas recónditas de vegetación conservada. Tal es el ejemplo del bosque de niebla (BN) de la Sierra Norte de Oaxaca, este bosque se ha considerado el más conservado y continuo de México, gracias al buen manejo de las comunidades quienes no han necesitado ningún decreto de conservación gubernamental para mantenerlo. El presente estudio se llevó a cabo en la Sierra Mixe perteneciente a la Sierra Norte, por medio de monitoreo participativo con fototrampeo, en tres núcleos agrarios: Totontepec Villa de Morelos, San Juan Metaltepec y San Miguel Quetzaltepec. Se obtuvo la tasa de captura (TC) y la densidad poblacional, esta última mediante dos métodos: Encuentros aleatorios (MEA) y captura y recaptura por fototrampeo (CRF). De forma regional, la TC fue de 2.35 registros/100 fotos. La estimación de la densidad con el método MEA se calculó de 0.13-0.55 individuos/km². Con el método CRF en un área efectiva de muestreo de 44.09 km² se estimó una densidad de 0.48 individuos/km², con una población estimada de 21 individuos. Se estimó la densidad más alta para la especie en México. Además de la presencia de la especie en tres zonas nuevas de la Sierra Mixe, ampliando su distribución.

Palabras clave: tapir centroamericano, densidad de *T. bairdii*, Abundancia poblacional, Sierra Mixe de Oaxaca, monitoreo participativo, fototrampeo, captura y recaptura.

Introducción

Biodiversidad en México

México es un país megadiverso debido a que alberga entre el 10-12% de todas las especies del mundo. Esto se debe principalmente a la ocurrencia de las zonas biogeográficas: neártica y neotropical y a su compleja geología que permite la presencia de casi todos los ecosistemas terrestres del mundo. Asimismo, se ha encontrado que los estados con mayor número de grupos indígenas también son los más diversos naturalmente, debido a la domesticación de plantas y animales que han contribuido a la riqueza natural y a la conservación de sitios naturales por su asociación cultural o por los recursos aportados directamente a la comunidad (Sarukhán et al., 2017).

Oaxaca es el estado con mayor número de hablantes de lenguas indígenas del país, lo que lo convierte en el estado más diverso culturalmente (INEGI, 2017) y en el más biodiverso, albergando 50 % de plantas vasculares, 19 % de invertebrados, 35 % de anfibios, 26 % de reptiles, 63 % de aves y 55 % de los mamíferos terrestres de México (García-Mendoza et al. 2004). Particularmente, es el estado con la mayor diversidad de mamíferos en el país (Sánchez-Cordero et al., 2014).

Oaxaca se divide en ocho regiones: Cañada, Costa, Istmo, Mixteca, Cuenca del Papaloapan, Sierra Sur, Valles Centrales y Sierra Norte (figura 1). Esta última, también conocida como Sierra Madre de Oaxaca fue reconocida como una de las zonas prioritarias para la conservación por su importante riqueza de flora y fauna (Arriaga et al., 2000; Suárez-Mota, 2018). Alberga la mayor riqueza de mamíferos del estado (Briones-Salas, 2016). Además, en esta región se encuentra el bosque nublado (BN) más conservado y continuo del país. En las subregiones de la Sierra Norte, la Sierra Mixe se considera prioridad crítica debido a que presenta la mayor extensión de BN primario y secundario de la región. También se ha detectado

poca oportunidad de conservación en esta subregión debido a que no hay mucha información de la zona principalmente por los conflictos agrarios y a la hermeticidad de las comunidades indígenas (CONABIO, 2010) (figura 1).

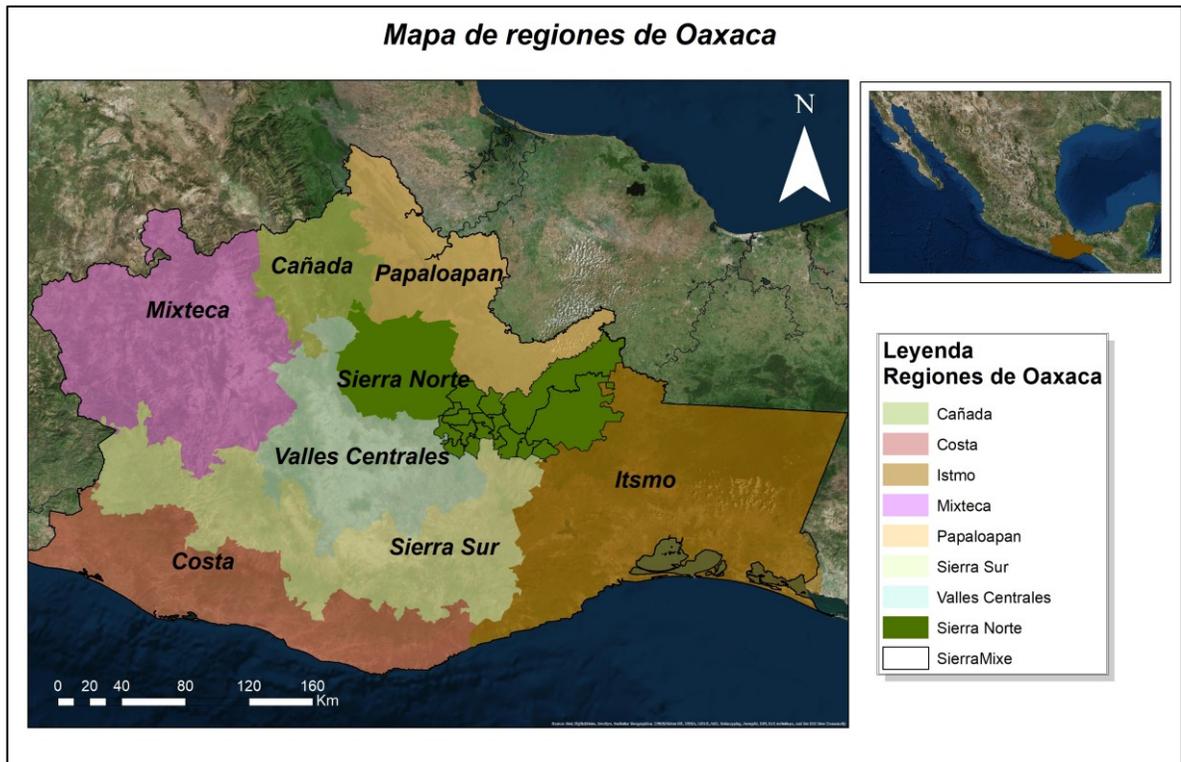


Figura 1. Mapa de regiones de Oaxaca. Este mapa fue elaborado con Arcmap 10.2.1.

Bosque nublado

El BN generalmente se presenta en zonas montañosas con pendientes pronunciadas. Se caracteriza principalmente por una elevada humedad atmosférica y presencia de niebla a nivel de la vegetación. En el dosel dominan especies caducifolias mientras que en el sotobosque se encuentran especies tropicales perennifolias y, a nivel florístico predomina la familia Orchidacea (Rzendowski, 2006; Miranda y Hernández, 2014). Este tipo de bosque presenta una elevada precipitación pluvial y una gran capacidad para captar agua de la niebla (Challenger, 1998; CONABIO, 2010). Gracias a estas características, la FAO (2006) lo ha considerado un ecosistema con relevancia hidrológica para la conservación en la “Evaluación de los Recursos

Forestales Mundiales”, de la misma forma, en la categoría de pago por servicios ambientales hidrológicos, la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) reconoce a este bosque como prioritario, otorgando el pago más alto por su conservación (CONANP, 2010). Se considera el ecosistema menos presente del mundo y el bosque más biodiverso ya que alberga la mayor diversidad de flora y fauna, con respecto a su superficie (CONABIO, 2010). No obstante, el BN está sumamente amenazado y presenta la tasa de deforestación más alta entre los bosques tropicales, se estima que ha perdido más del 50% de su cobertura original. En México su extensión abarca menos del 1% del territorio nacional (Challenger, 1998).

Este dato refleja lo prioritario que es conservar el área más prístina y continúa de BN de México. No obstante, la región de la Sierra Norte no presenta áreas de conservación decretadas, las tierras son en su mayoría de comunidades indígenas y mestizas quienes han conservado la zona por sus buenas prácticas. Las iniciativas de conservación más representativas en la Sierra Norte son: las Áreas destinadas Voluntariamente a la Conservación (ADVC) seguida de los pagos por servicios ambientales hídricos y por otro lado, algunas de las comunidades han obtenido el certificado de Zonas de Conservación Indígena-Comunitaria (ICCAs, por su sigla en inglés) (Briones-Salas, 2016; Suárez-Mota, 2018) .

Sin necesidad de los decretos de protección para la región, se ha identificado la presencia de 32 mamíferos enlistados en la NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT, 2010), 22 en alguna categoría de riesgo de la Lista Roja de Especies Amenazadas de “La Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza” (IUCN, por su sigla en inglés) y 11 en “La Convención Sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres” (CITES, por su sigla en inglés). Superando en número de especies de mamíferos en riesgo al resto de las regiones presentes en el estado de Oaxaca (Briones-Salas, 2016; Suárez-Mota, 2018). Dentro de

estas especies en peligro de extinción, recientemente en el BN de los distritos Villa Alta y Mixe de la Sierra Norte, se registró la presencia de *Tapirella bairdii*, especie que está clasificada en peligro de extinción por instituciones nacionales e internacionales.

Tapirella bairdii

T. bairdii pertenece al Superorden Ungulata, en el cual sus especies se distinguen por presentar de uno a tres dedos en cada pata. No obstante, el género *Tapirus* que forman parte del Orden Perissodactyla presenta cuatro dedos en las patas frontales (Prothero, 2001).

Se estima que *Tapirella bairdii* tiene cerca de 11 millones de años de antigüedad (Steiner y Ryder, 2011). Por tanto, las especies de la familia Tapiridae se consideran fósiles vivos debido a que prevalecen hasta nuestros días sin cambios físicos aparentes desde el Mioceno (García et al., 2012).

Tapirella bairdii o tapir centroamericano es la única especie de tapir que se distribuye en México. Es el mamífero terrestre nativo más grande de Centroamérica y se le ha llamado especie clave en la dinámica de los ecosistemas debido a su herbívora, y a su función como dispersor y depredador de semillas de diversas especies de plantas (O’Farrill et al., 2013; Hernández et al., 2014; Camargo-Sanabria y Mendoza, 2016). Es una especie sensible a la perturbación que requiere territorios amplios y conservados, presenta preferencias por zonas con recursos hídricos altos y tiene patrones de actividad nocturnos (Naranjo, 2009; Pérez-Cortez, Enríquez, Sima-Panti, Reyna-Hurtado y Naranjo, 2012; O’Farrill et al., 2013; Lira-Torres, Briones-Salas, Sánchez-Rojas, 2014).

Su distribución histórica abarcaba ambas vertientes de México; desde Acapulco de Juárez, Guerrero por el Pacífico y desde el centro de Veracruz por el Golfo de México hacia los estados

del suroeste, siguiendo por todos los países de Centroamérica hasta el norte de Colombia en Sudamérica (Nolasco et al., 2007; Schank et al., 2015; García, et al., 2016) (figura 2).

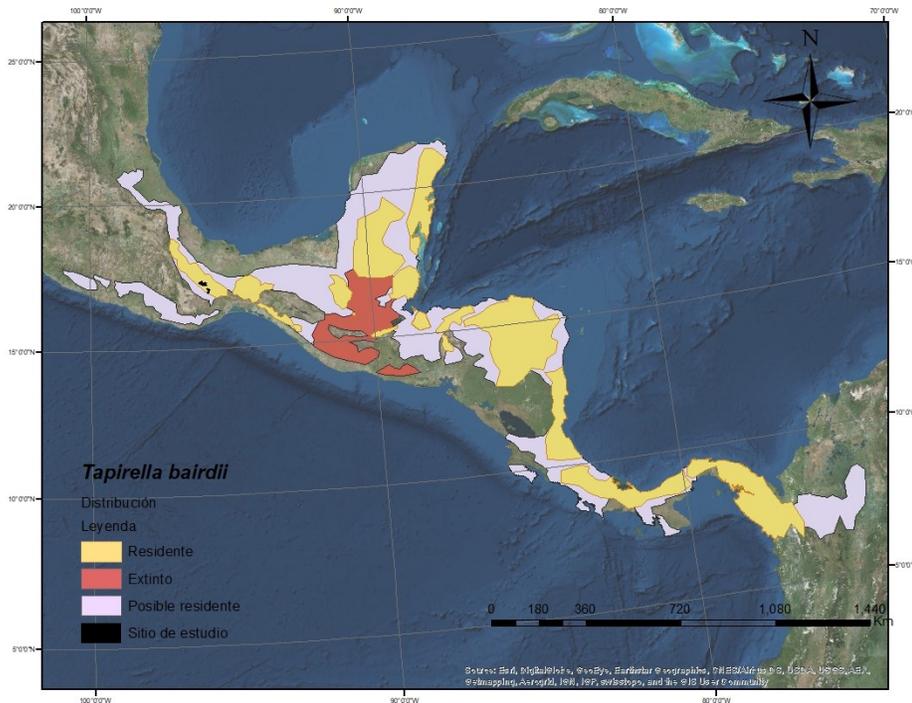


Figura 2. Distribución de *T. bairdii*: actual, histórica y potencial. Mapa modificado y tomado de La Lista Roja, UICN.

La distribución actual de *T. bairdii* en México se ha visto reducida cubriendo sólo los estados de Oaxaca, Chiapas, Campeche y Quintana Roo (Naranjo, 2009; Naranjo et al., 2015). Asimismo, para Centroamérica no se han obtenido registros recientes en el Salvador (Schank et al., 2015; García et al., 2016) (figura 2). De la misma manera, la especie ha registrado un decremento del 50% en sus poblaciones durante los últimos 41 años, se ha considerado a la deforestación, la caza y la pérdida y fragmentación de hábitat como las principales causas (Castellanos et al., 2008).

Por otro lado, se especula que su baja tasa reproductiva y las enfermedades transmitidas, principalmente, por especies exóticas, también pueden presentar influencia significativa en las bajas densidades de sus poblaciones (Naranjo, 2009; Naranjo et al., 2015; Schank et al., 2015).

Por lo anterior, *T. bairdii* se encuentra catalogada en peligro de extinción (P) bajo criterios de la NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT, 2010); así mismo, bajo criterios internacionales, está incluida en la lista roja de la IUCN como “En peligro” (EN) y; en el caso de CITES se ubica en el Apéndice I desde 1975 (CITES, 2013).

En la Selva Maya se estimó una población de 1 000 a 1 500 individuos de *T. bairdii* (Castellanos et al., 2008; García et al., 2016) mientras que para México, Naranjo (2009) estimó 2 605 individuos en un área potencialmente habitable para la especie de 21 000 km², lo que hace de este país uno de los más importantes para la supervivencia de la especie. A pesar de la importancia ecológica de *T. bairdii*, los estudios de ecología de poblaciones han sido escasos, de forma particular, los análisis de densidad son pocos, principalmente por la baja densidad de sus poblaciones y por encontrarse usualmente en sitios remotos, lo que dificulta su observación en vida silvestre (Naranjo, 2009; O’Farrill et al., 2013).

Densidad poblacional de Tapirella bairdii

La densidad o abundancia absoluta describe un parámetro muy importante de las poblaciones. Indica el número de individuos existentes en un área, siendo útil para el conocimiento de las especies y el monitoreo de su estado de conservación. La estimación de la densidad suele ser complicada en especies que presentan baja densidad poblacional, o que se distribuyen en zonas de difícil acceso, como es el caso de *Tapirella bairdii* que a pesar de ser un mamífero grande su estado de conservación y hábitat han dificultado su observación directa (Naranjo, 2009).

La densidad de esta especie se había estimado únicamente por medio de la observación directa y la abundancia relativa, a través de índices generados con rastros como las huellas y las excretas. No obstante, la obtención de estos datos está ligada al clima y a continuos recorridos en

campo que muchas veces no llegan a donde están los tapires o hasta las letrinas, donde, usualmente las excretas se pierden en ríos o con la lluvia. No fue hasta principios de la década de 1990 que se comenzó a utilizar el método de fototrampeo, con el cual se pudo capturar la imagen de los individuos sin necesidad de observación directa. Esto gracias a que se pueden colocar las fototampas por periodos largos sin importar las condiciones climáticas ni interferir con la conducta de la especie (Carthew y Slater, 1991; Karanth y Nichols, 2002; Silver, 2004; Rovero et al., 2013). Por medio de las fotocolectas se ha podido estimar la densidad de *T. bairdii* con identificaciones individuales a través del método de captura y recaptura por fototrampeo (CRF) y por medio del método de Modelos de Encuentros Aleatorios (MEA) de Rowcliffe (Rowcliffe et al., 2008; González- Maya et al., 2012; Mejía-Correa et al., 2014; Carbajal-Borges et al., 2014; Lavariega et al., 2016; Botello et al., 2017). Además, las fotocolectas también han dado la oportunidad de estimar la edad, patrones de conducta y muchas veces el sexo.

La captura y recaptura por fototrampeo (CRF), es ampliamente usada para estimar la densidad de diversas especies, principalmente grandes felinos que presentan patrones en el pelaje únicos entre individuos (Foerster y Harmsen, 2012; Karanth 1995; Silver et al., 2004). Aunque el tapir no presenta patrones distintivos para su identificación se han realizado diversos estudios de densidad poblacional con fototrampeo en *Tapirus terrestris* (Trolle et al., 2008; Noss et al., 2003), *Tapirus indicus* (Holden et al., 2003; Rayan et al., 2012), y *Tapirella bairdii* (González- Maya et al., 2012; Mejía-Correa et al., 2014; Botello et al., 2017) por medio de la identificación de características particulares como cicatrices, manchas, coloración, tamaño de distintas partes del cuerpo, entre otras peculiaridades que llegan a presentar algunos individuos.

El método de CRF, también se ha utilizado en el estudio de la densidad poblacional de otras especies crípticas como *Puma concolor* (puma) (Kelly et al., 2008 y Mazzolli 2010),

Odocoileus virginianus (venado cola blanca) (Lara-Díaz et al., 2011) y *Chrysocyon brachyurus* (lobo de crin) (Trolle et al., 2007).

En el caso del tapir y otras especies sin patrones individuales de pelaje, el proceso de identificación consiste en que varios investigadores (observadores) identifican individuos de registros fotográficos por medio de características particulares como cicatrices, manchas, coloración, tamaño de distintas partes del cuerpo, entre otras peculiaridades que se pueden observar en las fotocolectas (Noss et al., 2003; Holden et al., 2003; Trolle et al., 2007; Trolle et al., 2008; Kelly et al., 2008; Mazzolli 2010; Lara-Díaz et al., 2011; Rayan et al., 2012; González-Maya et al., 2012; Mejía-Correa et al., 2014; Botello et al., 2017 y). La identificación de los individuos y el posterior análisis de captura y recaptura de cada individuo se debe organizar en matrices para analizarlas en el software CAPTURE para posteriormente trabajar con el promedio de las identificaciones de todos los investigadores (Noss et al., 2003; Silver et al., 2004; Trolle et al., 2008; Mejía-Correa et al., 2014; Botello et al., 2017).

El método de CRF para especies crípticas, ha estado sujeto a debate sobre su viabilidad debido a que las especies no presentan diferencias intrínsecas (Trolle y Kery 2003; Foster y Harmsen 2012; y Oliveira-Santos et al., 2012). Sin embargo, se han propuesto recomendaciones para que el estudio sea más confiable y robusto como:

- Considerar únicamente las fotocolectas que presentan la menor distorsión de imagen por efectos de luz o movimiento
- Tomar en cuenta sólo las fotos de los individuos que presentan marcas para identificarlos
- La identificación se debe realizar por varios investigadores con experiencia en fotocolectas que no tengan comunicación entre ellos con respecto al estudio
- Se debe trabajar con el promedio de la información dada por todos los investigadores que identificaron individuos para incrementar la certidumbre (González-Maya et al., 2012; Foster y Harmsen 2012; Mejía-Correa et al., 2014; Botello et al., 2017).

Por otro lado, el método MEA se lleva a cabo por medio de la ecuación de Rowcliffe et al. (2008), con la cual se estiman densidades poblacionales con fototrampeo sin necesidad de identificación individual. La fórmula asume que los animales juegan el papel de moléculas de gas siendo los registros fotográficos las colisiones de estas moléculas y donde la velocidad de desplazamiento es importante. La información se puede analizar utilizando el programa R (R, CoreTeam 2012), donde se deben cubrir requerimientos en la ecuación como son: el esfuerzo de muestreo, el desplazamiento diario de la especie, el tipo de movimiento: individual o grupal; el ángulo y detección de las foto-trampas (Rowcliffe et al., 2008; Carbajal-Borges et al., 2014; Lavariega et al., 2016).

Para poder aplicar el método MEA, las cámaras no deben atraer a la especie objetivo ni ahuyentarla y, la especie se debe mover aleatoriamente con respecto a las fototampas (Rowcliffe, 2008; 2013). Por otro lado, no se cuenta con la velocidad promedio de *T. bairdii* y, adicionalmente, la velocidad de la especie puede variar notablemente dependiendo de la orografía, por tanto, quienes han trabajado con este método se han basado en datos de alguna especie hermana en zonas similares a las de su estudio (Rowcliffe et al., 2008; Carbajal-Borges et al. 2014; Lavariega et al., 2016)

Los estudios de densidad poblacional de *T. bairdii* que se han realizado con alguno de los métodos anteriormente expuestos, han sido escasos en México, hay siete estudios publicados, la mayoría enfocados en el estado de Chiapas (Cruz, 2001; Bolaños y Naranjo, 2001; Naranjo y Bodmer, 2002; Lira-Torres et al., 2004; Carbajal-Borges et al., 2014) (Tabla 1). No obstante, el mayor número de estudios de tasa de captura (TC) por medio de fototampas se han realizado principalmente en el estado de Campeche (Carrillo et al., 2013; Pérez-Cortés et al., 2012; Carrillo-Reyna et al., 2015, Naranjo et al., 2015) (tabla 2).

Tabla 1. Estudios de estimación de densidad de *T. bairdii* en México

Estado	Método	Ind/km ²	E. d muestreo	Vegetación	Lugar	Autores
Chiapas	Observaciones directas	0.09-0.24	1908 km	SH	Montes Azules	Naranjo y Bodmer, 2002
	Observaciones directas	0.20	425.6km	SH	Selva Lacandona	Bolaños y Naranjo, 2001
	Observaciones directas	0.2-0.24	-	-	La Sepultura	Cruz, 2001
	Observaciones directas	0.07-0.03	456.9 km	BN	El Triunfo	Lira Torres et al., 2004
	MEA	0.02-0.25	-	BN	El Triunfo	Carbajal-Borges et al., 2014
Oaxaca	MEA	0.07-0.24	3, 215 días trampa	BN	Villa Alta, Sierra Norte	Lavariega et al., 2016
	Identificación individual	0.32	18.75 km ²	BN	Sierra Mixe	Botello et al., 2017

Tabla 2. Estudios de tasa de captura de *T. bairdii* en México

Estado	Registros /100 fotos	Zona	Autores
Campeche	3.8	Calakmul	Pérez-Cortés et al., 2012
	1.7	Calakmul y Balam Kú	Carrillo et al., 2013
	2	Calakmul	Naranjo et al., 2015
	1.7	Calakmul	Carrillo-Reyna et al., 2015
	0.89	Balam-Kin	Naranjo et al., 2015
Chiapas	1.3	El Triunfo	Carbajal-Borges et al., 2014
	0.9	Selva Lacandona	Naranjo et al., 2015
	0.53	La Fraylescana	Naranjo et al., 2015
Quintana Roo	0.59	Ejidos Forestales	Naranjo et al., 2015
	3.72	Balam Kax'ax	Pérez-Cortés y Matus-Pérez, 2010
Oaxaca	0.82	Chimalapas	Lira-Torres y Briones-Salas, 2012
	0.68	Chimalapas	Lira-Torres et al., 2014
	0.38	Chimalapas	Naranjo et al., 2015
	1.24	Villa Alta, Sierra Norte	Lavariega et al., 2016
Veracruz	1.49	Uxpanapa	Naranjo et al., 2015

Mediante el método de idoneidad de paisaje por Naranjo (2009) se había estimado un número poblacional de ≤ 485 individuos en Oaxaca considerando solamente la región de los Chimalapas, la Sierra de Juárez y Chacahua. Sin embargo, estudios más recientes de distribución potencial de Mendoza et al. (2013) y de Schank et al. (2015; 2017); junto con los registros de *T. bairdii* con fototrampas en los distritos de Villa Alta (Lavariega, Briones-Salas, y Rodríguez, 2013) y Mixe (Botello et al., 2014) indican el potencial de toda la Sierra Norte de Oaxaca para mantener una población importante de *T. bairdii*. Asimismo, hasta hace poco no se habían hecho estimaciones de densidades poblacionales en la Sierra Norte hasta Lavariega et al. (2016) y Botello et al. (2017).

El primero de estos últimos dos estudios estimó una densidad poblacional de 0.07–0.24 ind/km² en el BN de dos comunidades zapotecas: Santiago Camotlán y Santa Catarina Yetzelalg ubicadas en el la Sierra Norte (Lavariega et al., 2016).

Mientras que Botello y colaboradores (2017) estudiaron el BN del núcleo agrario de Totontepec Villa de Morelos ubicado en la Sierra Mixe y reportaron una abundancia poblacional de 6.3 individuos para un área estimada de 18.75 km², con una densidad poblacional de 0.32 individuos/km².

Asimismo, recientemente la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) en abril 2017 confirmó la presencia de *T. bairdii* en el municipio de San Juan La Lana que forma parte de la Región Prioritaria para la Conservación La Chinantla.

Estos estudios proporcionan una información invaluable, la cual se debe aplicar a la planeación y manejo para la conservación.

Tipos de monitoreo en *Tapirella bairdii*

En México 75 - 80% de los bosques pertenecen a comunidades indígenas y ejidos, quienes son responsables del manejo diario de los recursos naturales (Merino-Perez, 2013). En contraste con el resto de América latina, donde el 80% de los bosques pertenecen al estado (Klooster, 2003). Por tanto, es natural pensar que en México es necesario incluir a la gente local en la investigación que se realiza en sus tierras. No obstante, la mayoría de estudios que incluyen monitoreo de fauna silvestre, se han llevado a cabo únicamente por científicos especializados. Pese a que desde la década de los 90's se comenzaron a publicar investigaciones que incluían a las comunidades indígenas en el manejo de sus recursos naturales (Guijt, 1998; Abbot y Guijt, 1998). Un tipo de participación que incluye a las comunidades es el monitoreo participativo, compuesto principalmente por personas locales con conocimientos de su territorio y de la dinámica de las especies silvestres, este método permite la participación de las personas de la comunidad en la colecta sistemática de datos (Abbot y Guijt, 1998; Villaseñor et al., 2016). Esta práctica tiene como beneficio la difusión directa de la ciencia y sus métodos de una forma inclusiva abarcando una mayor área de muestreo con contacto directo con los actores locales. Conjuntamente se brinda la oportunidad de que las comunidades se apropien de los proyectos y se fortalezca el conocimiento de la zona para la toma de decisiones en las instituciones locales (Abbot y Guijt, 1998; Pritchard, 2013; Villaseñor et al., 2016;).

Los estudios enfocados en *T. bairdii* mencionados anteriormente, han tenido poca participación de la comunidad, sólo el realizado por Botello et al. (2017) se llevó a cabo mediante monitoreo participativo (Tabla 1). Pese a que la mayoría de los estudios también se realizaron en propiedad comunitaria o en zonas con comunidades aledañas.

Justificación

Según lo expuesto, el BN y sus ecotonos en la Sierra Norte podrían albergar tapir en zonas aún no estudiadas de la región, por lo que realizar estudios de monitoreo es fundamental para conocer la distribución actual de la especie. Igualmente, dadas las pocas publicaciones de densidad y TC por medio de fototrampeo, es relevante realizar análisis de densidad para obtener una estimación del número de individuos presentes en los núcleos agrarios donde hay tapir (Lavariega et al., 2016; Naranjo, 2009).

También es importante mencionar, que la zona no ha sido casi estudiada debido a la desconfianza de los grupos indígenas hacia los investigadores y a la poca oportunidad de integrar a las comunidades indígenas en la generación de conocimiento de sus territorios debido principalmente a los conflictos agrarios que presenta la región (Abdías, com. pers; CONABIO, 2010). Es crucial involucrar a las personas de la comunidad para que puedan usar el conocimiento en sus asambleas y así seguir conservando los recursos naturales que nos benefician a todos.

Objetivos

Objetivo general

Estimar la densidad y tasa de captura de *Tapirella bairdii* en tres núcleos agrarios de la Sierra Mixe de Oaxaca por medio de monitoreo participativo comunitario.

Objetivos particulares

1. Realizar análisis de densidad con el método de captura y recaptura con fototrampeo y a través del método de modelo de encuentros aleatorios en tres núcleos agrarios de la Sierra Mixe de Oaxaca, México.
2. Estimar la tasa de captura de *Tapirella bairdii* en tres núcleos agrarios de la Sierra Mixe de Oaxaca, México.

Métodos

Sitio de estudio

La Sierra Mixe es una subprovincia que pertenece al Distrito Mixe y forman parte de la Sierra Norte de Oaxaca. La mayor parte de esta zona presenta el ordenamiento institucional de territorio comunal, su extensión es de 4 930.44 km² e incluye 464 localidades contenidas en 17 municipios (figura 3). Cuenta con 96 920 pobladores en alto grado de marginación y las actividades agropecuarias que comúnmente se practican son el cultivo del maíz, frijol, chícharo y chile seco principalmente con fines de autoconsumo (INEGI, 2005).

La Sierra Mixe, se han considerado con la mayor extensión de BN primario y secundario de la Sierra Norte (CONABIO, 2010; Gual y Rendón, 2014). Sin embargo, la vegetación ha disminuido en la zona por el cambio de uso de suelo, el principal factor es la agricultura que hasta el 2005 ocupaba un área del 25.6 % del distrito Mixe (Gual y Rendón, 2014; INEGI, 2005) (figura 3).

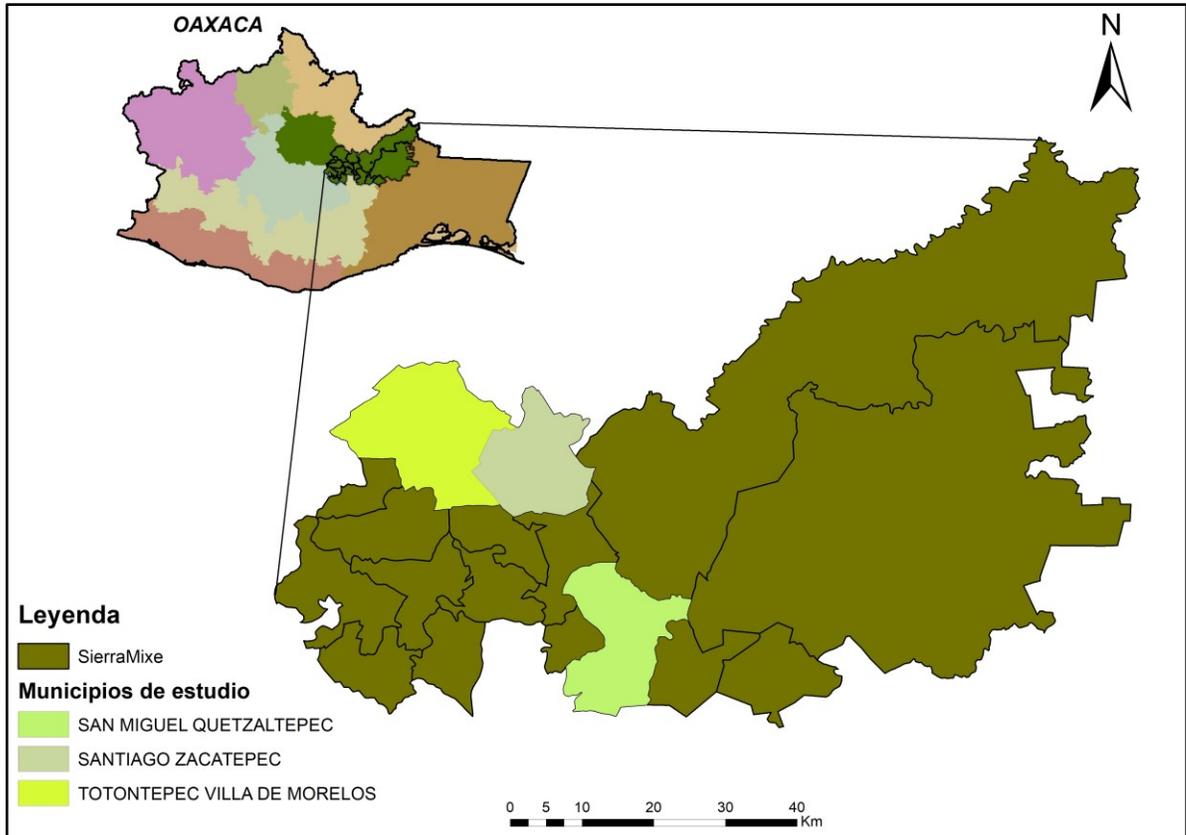


Figura 3. Estado de Oaxaca resaltando el distrito Mixe y los municipios de monitoreo del presente estudio.

El presente estudio se llevó a cabo en tres núcleos agrarios de tres municipios de la Sierra Mixe de Oaxaca: Totontepec Villa de Morelos, Santiago Zacatepec y San Miguel Quetzaltepec, (figura 3). Estos núcleos agrarios son homónimos a sus municipios a excepción del perteneciente a Santiago Zacatepec de nombre San Juan Metaltepec. En el Registro Agrario Nacional (RAN) no se encuentra certificado el núcleo agrario de San Miguel Quetzaltepec ni el de Totontepec Villa de Morelos, por lo tanto en ArcGis 10.1 se trabajó con sus Municipios, no obstante, se verificaron los puntos de monitoreo en el campo con los comités de cada comunidad, confirmando que se encuentran dentro del NA.

Monitoreo participativo

El estudio se realizó mediante monitoreo participativo. Se impartieron tres talleres teóricos-prácticos a miembros de las comunidades seleccionados por sus autoridades agrarias, en los cuales se definieron los objetivos del proyecto, los beneficios que se obtendrían al conocer lo que hay en sus tierras y cómo y cuándo se iba a llevar a cabo el monitoreo con fototampas. Posteriormente, se formaron comités participativos de cada NA y se realizaron recorridos con ellos para mostrarles el manejo de las fototampas.

Diseño del muestreo

Los núcleos agrarios fueron muestreados en cuatro polígonos (T, T2, M y Q), usando las iniciales de cada núcleo agrario. Se ubicaron las estaciones de monitoreo usando un muestreo aleatorio estratificado dentro de una rejilla con cuadrícula de $\cong 1 \text{ km}^2$ (30 segundos) generada a través de ArcGis 10.1, esta medida se basó en el ámbito hogareño conocido de *T. bairdii* (Foerster y Vaughan, 2002; Chávez et al., 2013; Reyna-Hurtado et al., 2016; Botello et al., 2017). Asimismo con esta medida de cuadrícula se buscó no dejar huecos entre estaciones para maximizar la probabilidad de captura como lo indican Chávez et al. (2013)(figura 4).

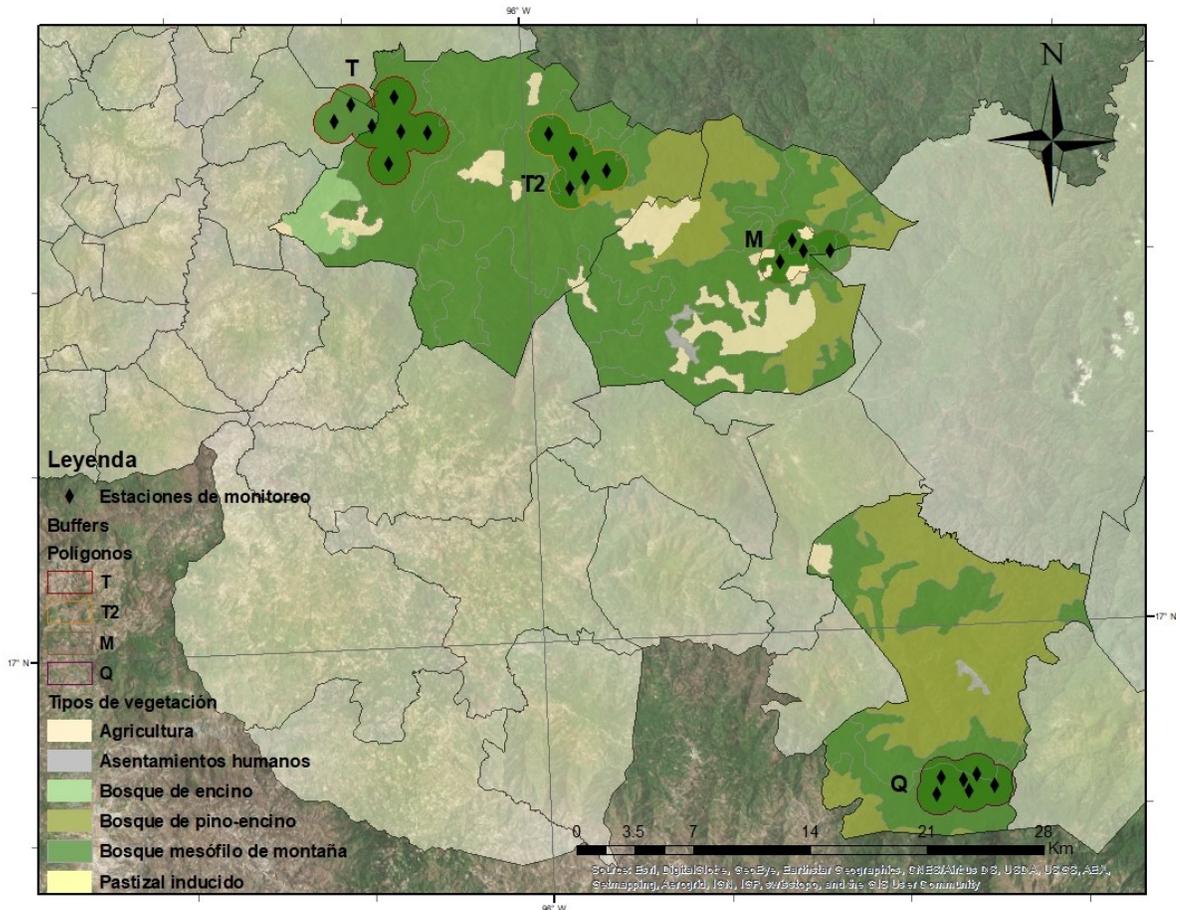


Figura 4. Polígonos de estudio y estaciones de monitoreo.

Según lo obtenido en el diseño se establecieron 22 estaciones de monitoreo sencillas, cada una con una fototrampa LtlAcorn de 12 mega píxeles de la siguiente manera:

- En el NA **Totontepec Villa de Morelos**, se ubicaron siete estaciones de monitoreo formando el **polígono T** y cinco estaciones como el **polígono T2**.
- En el NA **San Juan Metaltepec**, se establecieron cuatro estaciones formando el **polígono M**.
- Por último, en el NA **San Miguel Quetzaltepec**, se colocaron seis estaciones de monitoreo conformando el **polígono Q** (figura 5; tabla 3).

Tabla 3. Características de los núcleos agrarios de acuerdo a INEGI, 2005.

Polígono	Municipio	Localidad	Núcleo agrario	Coordenadas	Altitud (msnm)	Población de localidad	Vegetación
T y T2	Totontepec Villa de Morelos	Totontepec Villa de Morelos	Totontepec Villa de Morelos	17° 15' N y -96° 2' O	1,840	1,684	Predominando el bosque mesófilo de montaña y la selva alta perennifolia
M	Santiago Zacatepec	San Juan Metaltepec	San Juan Metaltepec	17° 07' N y 95°48' O	3,000	1,259	Predominando la vegetación de pino-encino seguido de selva mediana subperennifolia.
Q	San Miguel Quetzaltepec	San Miguel Quetzaltepec	San Miguel Quetzaltepec	16°53' N y 95°41' O	2,400	3,860	Predominando pino-encino y remanente de bosque mesófilo de montaña

Las fototrampas LtlAcorn se colocaron en los puntos del diseño del muestreo con ayuda de los comités, si había senderos de tapir o presencia de rastros (huellas/excretas) las cámaras se posicionaron dirigidas a estos (Chávez et al., 2013).

Caracterización de la vegetación de las fototrampas

Se caracterizaron los polígonos (T, T2, M, Q) de acuerdo a los tipos de vegetación presente en cada uno de ellos, a través del programa ArcMap 10.2.1 y a la capa de uso de suelo y vegetación serie V de INEGI (2013). En campo se distinguió el tipo de vegetación en el que se ubicó cada estación de fototrampeo mediante una observación sencilla de la estructura vegetal general de acuerdo a Miranda y Hernández (2014), a Pennington y Sarukhán (2005) y Rzedowski (2016).

De acuerdo a la carta de uso de suelo y vegetación serie V del INEGI (2011), el polígono T, T2 y Q resultaron tener una mayor proporción de BN. A diferencia del polígono M que

además de BN, también presentó bosque de pino-encino y, en menor proporción, se registraron cultivos de temporal (tabla 3 y 6).

La caracterización del tipo de vegetación para cada estación de monitoreo en campo mostró que el polígono T y Q presentan BN. En el polígono T se determinó una vegetación de BN en recuperación con más de 30 años sin actividades humanas (Abdías, com. pers.). En el polígono T2 se encontró BN y también se determinó la presencia de selva mediana subperenifolia (SMS) en dos estaciones de monitoreo que se encontraban al suroeste del polígono. En el polígono M se determinó la presencia de SMS en todas las estaciones de monitoreo. Por último, en el polígono Q se determinó BN con observación de claros por tala y cultivos, además de rastros y avistamientos de ganado.

Compilación de datos de campo

Se visitaron las estaciones de monitoreo cada 3 meses durante todo el estudio para cambiar memorias, baterías y verificar que las fototampas funcionaran correctamente.

Todo el monitoreo abarcó desde junio 2014 a mayo 2016. No obstante, nuestros análisis para obtener el índice de tasa de captura y la densidad con el método MEA se acotaron al año 2015 y se eligieron solamente tres meses consecutivos de todo el estudio para estimar la densidad poblacional con el método de captura y recaptura (Botello et al., 2017, Lavariega et al., 2016).

Las fotocolectas obtenidas en todo el monitoreo, se identificaron, se organizaron en una base de datos y se sistematizaron en fichas, de acuerdo a Botello et al., (2007). Las imágenes de tapir se analizaron para definir registros independientes mediante ciclos de 24 hrs de acuerdo a Foerster y Harmsen (2012). Sin embargo, si en el mismo ciclo de 24 hrs era posible distinguir

diferencias entre individuos por sexo, marcas particulares o condición corporal, estos se tomarían como registros independientes.

Tasa de captura de *Tapirella bairdii*

Para obtener información del ciclo anual, se analizaron las fotocolectas de 22 fototrampas del periodo comprendido entre enero y diciembre del 2015 (Figura 4). El esfuerzo de muestreo se obtuvo sumando el número de días que estuvo activa cada cámara durante el tiempo que duró el muestreo (tabla 6) y la tasa de captura (TC) se estimó dividiendo el número de registros independientes entre el esfuerzo de muestreo (días/trampa) multiplicado por 100 (Monroy-Vilchis et al., 2011; Jenks et al., 2011; Carbajal-Borges et al., 2014). Por último, la TC se analizó con la prueba Kruskal-Wallis para verificar si había diferencias significativas entre temporadas.

Cabe señalar que los estudios de fototrampeo de *T. bairdii* han citado la TC mediante el concepto de abundancia relativa (Carbajal-Borges, Godínez-Gómez, & Mendoza, 2014; Lavariaga Nolasco, Briones-Salas, Mazas-Teodocio, & Durán-Medina, 2016; Lira-Torres et al., 2014). No obstante, en este trabajo seguiré mencionándolo como “tasa de captura” para diferenciarlo del análisis que se basa en comparar los registros independientes de una especie respecto a los registros independientes de todas las especies registradas.

Densidad poblacional de *T. bairdii* por medio de modelos de encuentros aleatorios

Para realizar este análisis se tomó el mismo tiempo de muestreo que la TC. Asimismo, se dividieron los registros entre polígonos y temporadas. El análisis se realizó con la ecuación de Rowcliffe (2008):

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

- y= número de registros independientes de tapir,
- t= esfuerzo de muestreo,
- v= la velocidad promedio diaria del tapir en km,
- r= el radio de detección de la fototrampa en km,
- θ = el ángulo del área de detección de la fototrampa en radianes.

La velocidad del tapir centroamericano no está registrada en estudios de vida silvestre, así que se optó por considerar los datos de velocidad del tapir andino con 0.6 km/h debido a que en estudios similares se han usado esos datos, a que en la zona en la que se registró la velocidad es similar a la del presente estudio y a que los datos se obtuvieron mediante GPS (Lizcano y Cavelier et al., 2004; Carbajal-Borges et al., 2014; Lavariega et al., 2017).

Dado que no se tiene la velocidad exacta de la especie, se agregaron variaciones de la velocidad de acuerdo a los estudios de Lavariega et al. (2017) y Carbajal-Borges et al. (2014) los cuales se basaron en la velocidad reportada por Lizcano y Cavelier (2004). En el presente estudios se tomaron en cuenta ambas variaciones de velocidades el primero consideró 12hrs y el segundo 24hrs de actividad.

El radio de detección se obtuvo haciendo pruebas con las fototrapas en campo con diferentes distancias. Finalmente, el ángulo del área de detección se obtuvo directamente del manual de la fototrampa.

El análisis de densidad, varianza e intervalos de confianza se realizaron en RStudio V1.1.383 Team (2016). Posteriormente se realizó la prueba de Tukey para verificar si había diferencias entre temporadas. Finalmente se realizó otra prueba de Tukey para buscar diferencias entre polígonos.

Densidad poblacional de T. bairdii por medio de captura y recaptura por fototrampeo

Se realizó un análisis de datos para determinar los tres meses consecutivos con mayor número de registros independientes de tapir (Botello et al., 2017), con la finalidad de cumplir con el supuesto de población cerrada se tomó sólo este periodo de tiempo y se eligieron los meses con mayor cantidad de registros para que los observadores pudieran tener un mayor número de fotos para identificar individuos (Otis et al., 1978; Rayan et al., 2012; Chávez et al., 2013; Mejía-Correa et al., 2014; Botello et al., 2017).

A cinco observadores se le entregaron fotocolectas de *T. bairdii* separadas por polígonos y estaciones de monitoreo para que pudiera identificar individuos de tapir. Se asumió que los individuos eran independientes de polígono a polígono debido a que el promedio del ámbito hogareño propuesto por Froester y Vaughan (2002) en una topografía similar es de 1.25 km² y la distancia mínima entre polígonos del presente estudio fue de 7.27 km del T-T2; seguido por la distancia entre T2-M con 11.88 km y por último el C-D con 33.15 km.

En caso de que el individuo no presentara señas particulares para identificarlo como nuevo individuo, el registro no fue considerado (González-Maya et al., 2012; Mejía-Correa et al., 2014; Lavariega et al., 2016).

Para disminuir la incertidumbre, cada observador llenó una tabla modificada con base en Pérez (2015), en la que se registró la identificación de individuos conforme a las características morfológicas y rasgos particulares como: manchas blancas en cuerpo y orejas, cicatrices, tamaño del cuerpo, tamaño de la probóscide, color del cuello y coloración general del cuerpo (Trolle, 2007; Foerster y Vaughan, 2002; Oliveira-Santos et al., 2010; Foster y Harmsen, 2012).

Una vez identificados los individuos, se realizó una matriz de captura y recaptura de cada observador por polígono, eligiendo los eventos de captura por medio de pruebas entre diversos

intervalos para obtener el modelo que tuviera la mayor probabilidad de captura resultando en intervalos de 10 días (Silver et al., 2004; González-Maya et al., 2012).

Cada matriz fue analizada mediante el software CAPTURE (Otis et al., 1978), obteniendo los modelos de captura, promedio de probabilidad de captura por ocasión de muestreo y el promedio estimado del tamaño poblacional. Los resultados de los análisis fueron promediados por polígonos.

La obtención del área efectiva de muestreo se consideró mediante la elaboración de áreas de amortiguamiento por medio de los métodos: de Soisalo y Cavalcanti (2006) abreviado como SC; quienes consideran el promedio de las recapturas y el de Karanth y Nichols (1998) (abreviado en este estudio como KN) quienes toman la mitad del promedio de las recapturas.

Resultados

Monitoreo participativo

La participación de la gente de la comunidad en el comité de monitoreo fue distinta en cada polígono, el que tuvo mayor participación fue el polígono C con 15 personas, seguido del A con 10, el B con 8 personas y por último el D con 6 personas.

Registros mediante fototrampeo

En todo el estudio que comprendió el periodo de junio del 2014 a mayo del 2016 con 22 estaciones de monitoreo y un esfuerzo de muestreo de 9 570 días/trampa, se obtuvieron 3 614 registros de fauna de los cuales 424 correspondieron a tapir con registro de hembras, machos y juveniles. Se consideraron sólo 275 registros como independientes según los criterios antes descritos.

Tasa de Captura de T. bairdii

El esfuerzo de muestreo en los cuatro polígonos en el periodo de enero a diciembre 2015, con 22 estaciones de monitoreo fue de 6 381 días/trampa correspondiendo 3 164 días/trampa a la temporada de secas y 3 217 a lluvias (tabla 5).

Tabla 4. Esfuerzo de muestreo de cada fototrampa por polígono durante enero a diciembre del 2015.

Meses año 2015														
Polígono	Fototampas ID	ene	feb	mar	abr	may	jun	jul	ago	sep	oct	nov	dic	Total de días trampa
T	17.26229	31	28	31	30	31	30	31	31	30	31	30		334
	17.2782	31	28	31	30	31	30	31	31	30	31	30	31	365
	17.27929	31	28	31	30	31	30		31	30	31	30	31	334
	17.28263	31	28	31	30	31	30	31	31	30	31	30	31	365
	17.28596	31	28	31	30	31				30	31	30	31	273
	17.29494	31	28	31	30	31	30	31	31	30	31	30	31	365
	17.29800		28							31	30	31	30	31
T2	Total													2217
	17.25385	31	28	31	30	31	30	31	31	30	31	30	31	365
	17.26353	31	28	31	30	31	30	31	31	30	31	30	31	365
	17.27451	31	28	31	30	31	30	31	31	30	31	30	31	365
	17.24506	31	28	31	30	31	30	31	31	30	31	30		334
	17.25043						30		31	30	31	30	31	183
	Total													1612
M	17.20006	31	28	31	30				31					151
	17.20526	31	28	31	30	31	30	31	31	30	31	30	31	365
	17.20571	31	28	31	30	31			31	30	31	30	31	304
	17.21155	31	28	31	30	31	30	31	31	30	31	30	31	365
	Total													1185
Q	16.91013	31			30	31	30	31	31	30	31		31	276
	16.91267	31	28	31	30		30	31						181
	16.91608	31	28	31						30	31	30	31	212
	16.91903									30	31	30		91
	16.90922	31	28		30	31	30	31		30			31	242
	16.91792	31	28	31	30	31	30	31	31	30	31	30	31	365
	Total													1367
Regional	Total general													6381

En este periodo se obtuvieron 237 fotografías de *T. bairdii*, con 150 registros independientes, de los cuales 63 se obtuvieron en secas y 87 en lluvias. En 20 fotos se pudo identificar el sexo observando hembras (6), machos (10) y hembras con crías (4).

La TC fue mayor en la temporada de lluvias para los polígonos T2 y M a diferencia de los polígonos T y Q donde ambos índices fueron mayores en temporada en secas. Asimismo, de forma regional la temporada de lluvias obtuvo una mayor TC con 2.70 que la temporada de secas con 1.99 (tabla 6).

La mayor TC se obtuvo en el polígono T2 con 3.47 registros por 100 fotografías, mientras que la menor fue para el polígono Q con 0.59 registros (tabla 6).

Por otro lado, la prueba Kruskal-Wallis no mostro diferencias significativas de TC entre temporadas ni entre polígonos.

Tabla 5. Caracterización de la vegetación y uso de suelo serie V por INEGI, vegetación observada de cada polígono, registros independientes por temporada y tasa de captura.

Polígono	Id fototrampa	Tipo de vegetación (INEGI)	Tipo de vegetación observada	Registros Independientes			Tasa de Captura		
				Secas	Lluvias	Total	Secas	Lluvias	Total
T	17.26229	BN	BN	4	1	5	2.21	0.65	1.50
	17.2782	BN	BN	6	14	20	3.31	7.61	5.48
	17.27929	BN	BN	10	6	16	5.52	3.92	4.79
	17.28263	BN	BN	1	1	2	0.55	0.54	0.55
	17.28596	BN	BN	5	2	7	3.31	1.64	2.56
	17.29494	BN	BN	0	0	0	0.00	0.00	0.00
	17.29800	BN	BN	0	0	0	0.00	0.00	0.00
	Total		BN	26	24	50	2.40	2.12	2.26
T2	17.25385	BN	SMS	7	15	22	3.87	8.15	6.03
	17.26353	BN	BN	1	0	1	0.55	0.00	0.27
	17.27451	BN	BN	13	16	29	7.18	8.70	7.95
	17.24506	BN/BPE	SMS	1	0	1	0.55	0.00	0.30
	17.25043	BN/BPE	SMS	0	3	3	0.00	1.96	1.64
	Total		SMS/BN	22	34	56	2.92	3.96	3.47
M	17.20526	BN/BPE	SMS	0	8	8	0.00	25.81	5.30
	17.20571	BN/A	SMS	0	0	0	0.00	0.00	0.00
	17.21155	BN/A	SMS	9	18	27	5.96	11.76	8.88
	17.20006	BN/A	SMS	1	0	1	0.55	0.00	0.27
	Total		SMS	10	26	36	1.58	4.71	3.04
Q	16.91013	BN	BN	1	3	4	0.82	1.95	1.45
	16.91608	BN	BN	0	0	0	0.00	0.00	0.00
	16.91903	BN	BN	1	0	1	1.11	0.00	0.47
	16.90922	BN	BN	0	0	0	0.00	0.00	0.00
	16.91792	BN	BN	3	0	3	2.00	0.00	1.24
	16.91267	BN	BN	0	0	0	0.00	0.00	0.00
Total		BN	5	3	8	0.72	0.45	0.59	
Regional				63	87	150	1.99	2.70	2.35

Tipo de suelo y vegetación INEGI SV. Bosque nublado (BN) bosque de pino-encino (BPE) y agricultura (A). Tipo de vegetación observada bosque nublado (BN) y selva mediana subperennifolia (SMS). Registros independientes y tasa de Captura de Tapirella bairdii

Densidad poblacional de *T. bairdii* por medio de modelos de encuentros aleatorios

El análisis se realizó con los registros independientes de cada fototrampa por polígono entre los días trampa de secas y lluvias y de forma regional entre temporadas.

El radio de detección de las fototampas varió desde 8 a 9 metros así que se usó el promedio de 8.5 m. El ángulo de detección fue de 0.6109 radianes. Mientras que las velocidades que se usaron para el análisis fueron las propuestas por Carbajal-Borges et al. (2014): 7.2, 9.6, 12, 14.4, 16.8, 19.2 y 21.6 km/24 hrs y las de Lavariega et al. (2017): 7, 8.4 y 9.8 km/14 hrs.

La densidad más alta se encontró en el polígono M en la temporada de lluvias con 0.95 ind/km² con una varianza de 0.18 mientras que el más bajo se obtuvo en el polígono Q en la temporada de lluvias con 0.03 y una varianza de 0 (Tabla 7).

La prueba de Tukey entre temporadas sólo mostró diferencias significativas entre secas y lluvias en el polígono C ($P < 0.0001$) (figura 6). La misma prueba entre la densidad de polígonos indicó la existencia de diferencias significativas del polígono Q con todos los polígonos; con el T2 y M ($P < 0.0001$) y con el T ($P < 0.001$) (Tabla 7).

Tabla 6. Estimación de densidad con método MEA de cada polígono por temporada en periodo 2015.

T-secas					Tlluvias				
Velocidad	Densidad	Varianza	LO95CL	Up95CL	Velocidad	Densidad	Varianza	LO95CL	Up95CL
7	0.49	0.03	0.17	0.77	7	0.43	0.05	0.09	0.89
8.4	0.4	0.02	0.18	0.67	8	0.36	0.03	0.06	0.74
9.8	0.35	0.01	0.14	0.57	10	0.31	0.02	0.05	0.62
7.2	0.47	0.02	0.19	0.78	7	0.42	0.04	0.08	0.87
9.6	0.35	0.01	0.14	0.56	10	0.31	0.02	0.06	0.64
12	0.28	0.01	0.11	0.45	12	0.25	0.02	0.05	0.54
14.4	0.24	0.01	0.09	0.39	14	0.21	0.01	0.03	0.43
16.8	0.2	0	0.08	0.33	17	0.18	0.01	0.03	0.37
19.2	0.18	0	0.07	0.28	19	0.16	0.01	0.03	0.34
21.6	0.16	0	0.06	0.26	22	0.14	0	0.02	0.28
T2-secas					T2-lluvias				
Velocidad	Densidad	Varianza	LO95CL	Up95CL	Velocidad	Densidad	Varianza	LO95CL	Up95CL
7	0.59	0.07	0.1	1.11	7	0.8	0.14	0.07	1.48
8.4	0.49	0.05	0.08	0.92	8	0.67	0.09	0.06	1.21
9.8	0.42	0.04	0.07	0.83	10	0.57	0.07	0.05	1.06
7.2	0.57	0.07	0.1	1.08	7	0.78	0.12	0.07	1.44
9.6	0.43	0.04	0.07	0.78	10	0.58	0.07	0.06	1.08
12	0.34	0.02	0.06	0.65	12	0.47	0.04	0.04	0.86
14.4	0.29	0.02	0.05	0.58	14	0.39	0.03	0.04	0.71
16.8	0.25	0.01	0.04	0.46	17	0.33	0.02	0.03	0.62
19.2	0.22	0.01	0.04	0.4	19	0.29	0.02	0.03	0.54
21.6	0.19	0.01	0.03	0.36	22	0.26	0.01	0.02	0.48
M-secas					M-lluvias				
Velocidad	Densidad	Varianza	LO95CL	Up95CL	Velocidad	Densidad	Varianza	LO95CL	Up95CL
7	0.32	0.05	0	0.79	7	0.95	0.18	0	1.7
8.4	0.27	0.04	0	0.66	8	0.79	0.14	0	1.41
9.8	0.23	0.03	0	0.56	10	0.68	0.11	0	1.22
7.2	0.31	0.05	0	0.76	7	0.93	0.18	0	1.66
9.6	0.23	0.03	0	0.57	10	0.69	0.1	0	1.24
12	0.19	0.02	0	0.46	12	0.56	0.07	0	0.99
14.4	0.16	0.01	0	0.38	14	0.46	0.05	0	0.83
16.8	0.13	0.01	0	0.33	17	0.4	0.04	0	0.71
19.2	0.12	0.01	0	0.29	19	0.35	0.03	0	0.68
21.6	0.1	0.01	0	0.25	22	0.31	0.02	0	0.55
Q-secas					Q-lluvias				
Velocidad	Densidad	Varianza	LO95CL	Up95CL	Velocidad	Densidad	Varianza	LO95CL	Up95CL
7	0.15	0.01	0.02	0.31	7	0.09	0.01	0	0.26
8.4	0.12	0	0.02	0.25	8	0.08	0	0	0.21
9.8	0.1	0	0.02	0.23	10	0.06	0	0	0.18
7.2	0.14	0.01	0.02	0.29	7	0.09	0.01	0	0.24
9.6	0.11	0	0.02	0.22	10	0.07	0	0	0.18
12	0.09	0	0.02	0.19	12	0.05	0	0	0.14
14.4	0.07	0	0.01	0.14	14	0.04	0	0	0.12
16.8	0.06	0	0.01	0.13	17	0.04	0	0	0.1
19.2	0.05	0	0.01	0.11	19	0.03	0	0	0.09
21.6	0.05	0	0.01	0.1	22	0.03	0	0	0.08

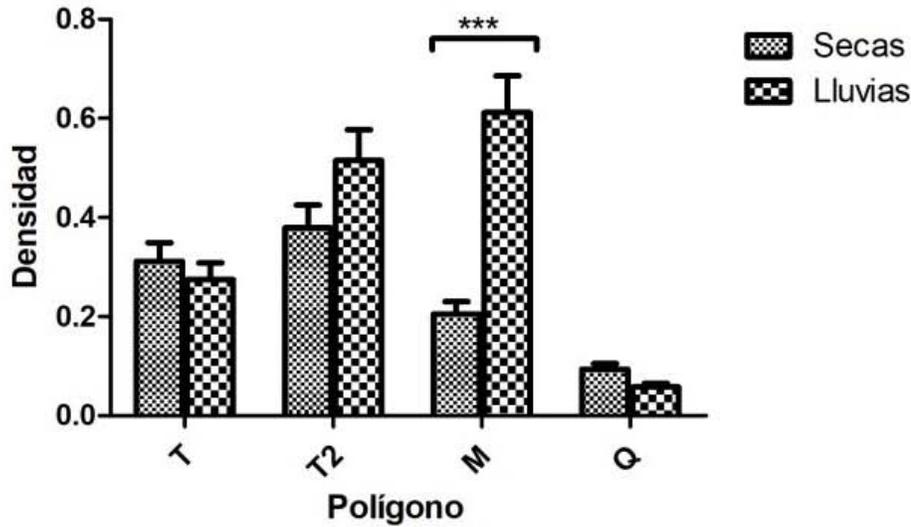
De forma regional (todos los polígonos), la densidad varió desde 0.55 ind/km² con varianza de 0.02 en la época de lluvias mientras que el más bajo fue de 0.13 ind/km² en época de secas con una varianza de 0 (figura 6) (tabla 8).

Tabla 7. Estimación de densidad con método MEA de la región de estudio en el periodo 2015

Regional - secas					Regional - lluvias				
Velocidad	Densidad	Varianza	LO95CL	Up95CL	Velocidad	Densidad	Varianza	LO95CL	Up95CL
7	0.4	0.01	0.21	0.61	7	0.55	0.02	0.26	0.86
8.4	0.34	0.01	0.18	0.49	8.4	0.46	0.02	0.2	0.72
9.8	0.29	0.01	0.15	0.44	9.8	0.39	0.01	0.17	0.63
7.2	0.39	0.01	0.21	0.6	7.2	0.53	0.02	0.24	0.85
9.6	0.29	0.01	0.16	0.45	9.6	0.4	0.01	0.17	0.63
12	0.23	0	0.12	0.35	12	0.32	0.01	0.14	0.5
14.4	0.2	0	0.1	0.29	14.4	0.27	0.01	0.12	0.42
16.8	0.17	0	0.09	0.25	16.8	0.23	0	0.09	0.37
19.2	0.15	0	0.07	0.22	19.2	0.2	0	0.09	0.32
21.6	0.13	0	0.07	0.2	21.6	0.18	0	0.08	0.28

La prueba t-student pareada mostró diferencias significativas entre lluvias y secas de forma regional ($t=8.269$; $df=9$; $P < 0.0001$) (figura 6)

Densidad de *Tapirella bairdii* por polígono y temporadas
Modelo de Encuentros Aleatorios



Densidad de *Tapirella bairdii* por polígono
Modelos de Encuentros Aleatorios

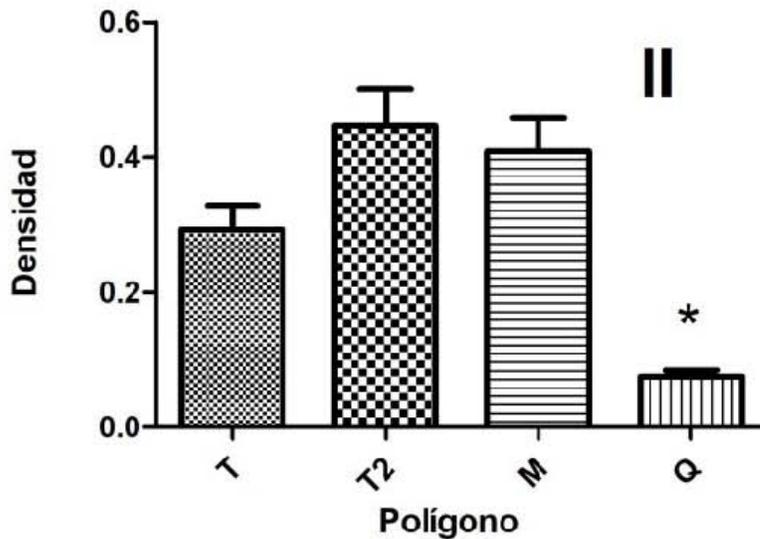


Figura 5. Análisis estadísticos del método MEA. Presenta los datos obtenidos por el método MEA, de cada polígono y temporada resaltando con asteriscos el polígono M que tuvo diferencia significativa entre temporadas. Grafica II presenta la densidad promedio de cada polígono mostrando con asterisco el polígono Q que presentó diferencias significativas de densidad con el resto de los polígonos.

*Densidad poblacional de *T. bairdii* por medio de captura y recaptura*

De todo el periodo de muestreo, los tres meses consecutivos con mayor número de registros independientes comprendieron de noviembre 2015 a enero del 2016 con 140 registros en los cuatro polígonos, de los cuales 54 se consideraron independientes. Se identificó el sexo de 13 registros: machos (8), hembras (3) y hembras con juveniles (2). Dentro de estos meses sólo 15 cámaras cumplieron con el criterio de estar funcionales las 24hrs durante los tres meses consecutivos (figura 7). El polígono M obtuvo la mayor cantidad de registros independientes con 26 fotos, seguido del polígono T2 con 16 registros independientes, posteriormente el T con nueve registros independientes y por último, el polígono Q con tres registros independientes.

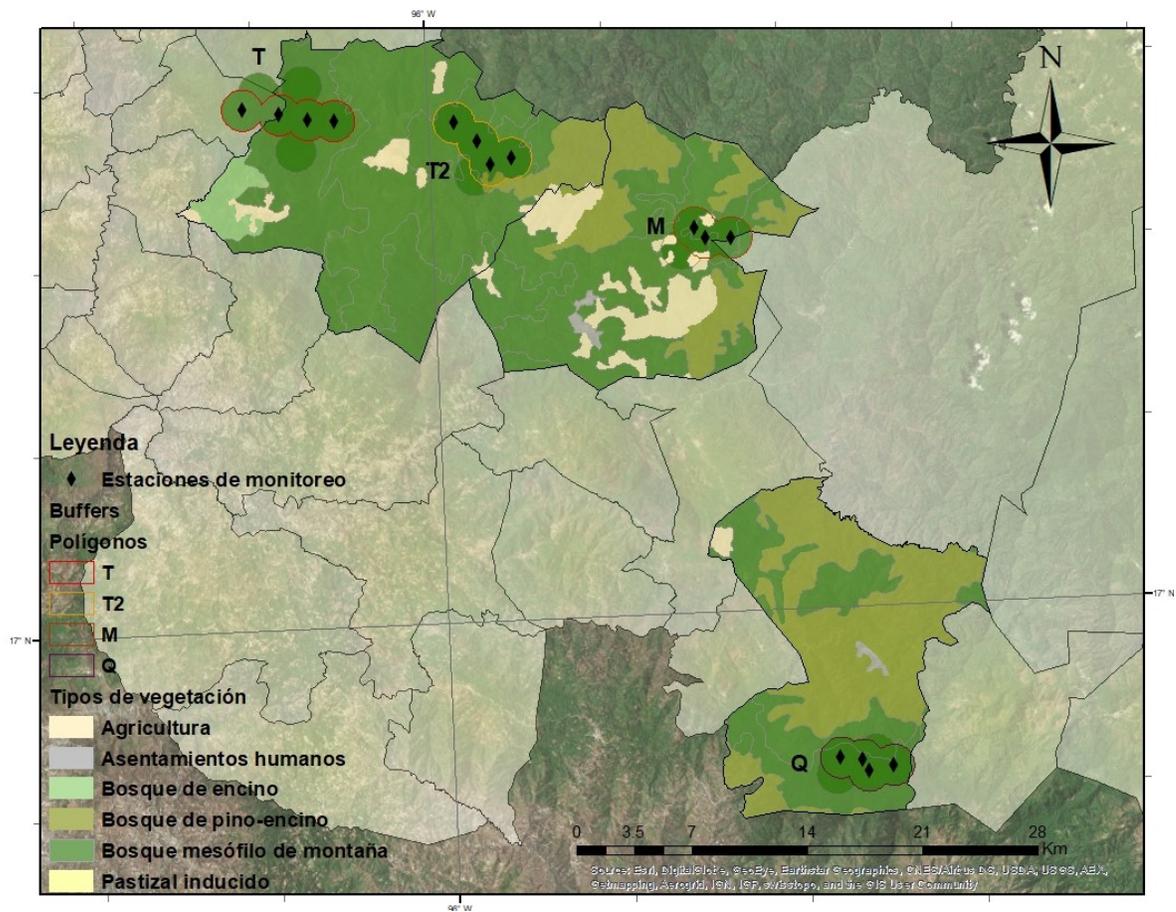


Figura 6. Estaciones de monitoreo que cumplieron estar activas durante 24hrs en los tres meses seleccionados

El promedio de identificación de los cinco observadores de todos los polígonos fue de 19.4 individuos, siendo el polígono T el que registró un mayor número de individuos identificados con un promedio de $7 \text{ DE} \pm 1.4$ en contraste con el polígono Q en el que sólo se identificó a un individuo (tabla 9).

Tabla 8. Muestra el promedio de individuos identificados, su moda y los datos de estimación de densidad obtenidos en CAPTURE.

Polígonos	Info. Observadores			Info. Obtenida por CAPTURE					Densidad	
	<i>I. ID</i>	<i>Moda/DE</i>	<i>EE</i>	<i>M(t+1)</i>	<i>p-hat</i>	<i>N</i>	<i>EE</i>	<i>(Mt+1/N)</i>	<i>Densidad km²</i>	<i>Área km²</i>
<i>T</i>	7.00	7 ± 1.41	0.63	7.80	0.22	8.60	1.39	0.91	0.50	17.36
<i>T2</i>	5.80	6 ± 0.45	0.2	6.80	0.23	6.80	0.92	0.97	0.43	15.96
<i>M</i>	5.60	6 ± 0.89	0.4	5.80	0.41	5.80	0.28	1.00	0.54	10.77
<i>Q</i>	1.00	1 ± 0	0	-	-	-	-	-	-	13.47
<i>Regional</i>	<i>19.40</i>		<i>1.23</i>	<i>20.40</i>	<i>0.86</i>	<i>21.20</i>	<i>2.59</i>	<i>0.96</i>	<i>0.48</i>	<i>44.09</i>

La tabla muestra cada polígono con la información de los observadores, el número de individuos identificados (*I. ID*), la moda y desviación estándar (*Moda/DE*), el error estándar (*EE*). Además la información obtenida a través de CAPTURE: identificación individuos capturados (*M(t+1)*), probabilidad de captura (*p-hat*), población estimada (*N*), error estándar (*EE*), porcentaje de captura (*(Mt+1/N)*) y la densidad de individuos según Soisalo y Cavalcati con el área correspondiente.

Las matrices de cada observador, se analizaron con el software CAPTURE, en el cual el modelo nulo fue el más parsimonioso ($M_0 = 1.00$). El cual considera que no hay diferencia de captura entre ocasiones de muestreo ni entre individuos (Chávez et al., 2013).

El mayor tamaño poblacional estimado mediante este software fue del polígono A con $8.6 \text{ EE} \pm 1.39$ y el más bajo fue del polígono C con $5.8 \text{ EE} \pm 0.28$ individuos. Los datos del polígono D no se pudieron analizar con este programa ya que no había suficientes fotografías ni se pudo distinguir más de un individuo entre ellas (tabla 9).

En general, de acuerdo a los datos obtenidos mediante el software CAPTURE, la población estimada de *T. bairdii* en toda la zona de estudio (tres polígonos) fue de $21.20 \text{ EE} \pm 2.59$ (tabla 9).

En estaciones de monitoreo distintas, se identificaron dos recapturas, una en el polígono T y otra en el polígono M, las cámaras de las recapturas se encontraban a una distancia de 1.58 km y 0.92 km respectivamente. De acuerdo con estos datos, la estimación del área efectiva de muestreo de acuerdo a KN fue de 0.626 km, mientras que según el criterio de SC fue de 1.250 km. Se descartó el área efectiva de muestreo de acuerdo a KN debido a que no cumplía con el supuesto de Maffei y Noss (2008), el cual menciona que el área de muestreo debe representar al menos 4 veces el promedio del ámbito hogareño para evitar sobrestimación de la población.

La densidad poblacional estimada bajo este último criterio, fue mayor en el polígono M con 0.54 ind/km² seguido del polígono T con 0.50 ind/km² en 10.77 y 17.36 km² respectivamente (tabla 9, figura 7).

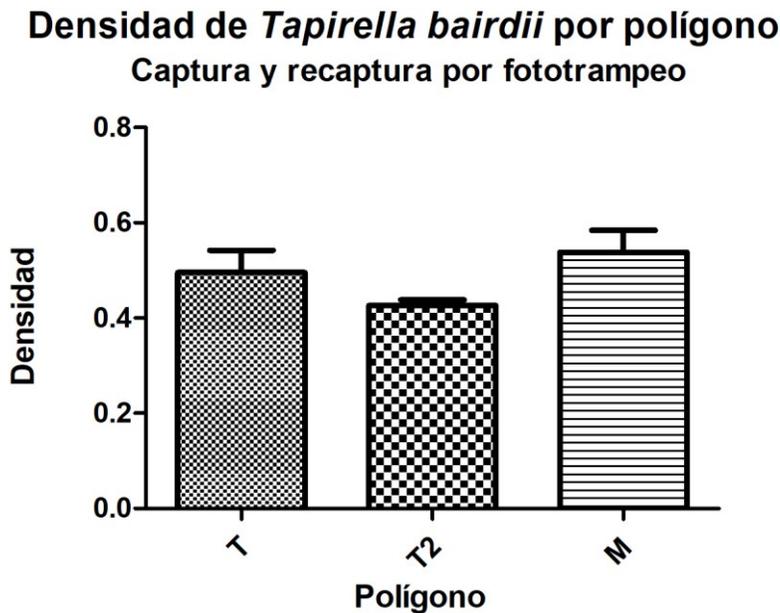


Figura 7. Estimación de densidad de *T. bairdii* por polígono con el método CRF. La gráfica muestra el promedio por polígono de las identificaciones por medio del método CRF.

Tomando en consideración estos resultados, la densidad regional de *T. bairdii* se estima en 0.48 ind/ km² en un área efectiva de muestreo de 44.09 km² (tabla 9).

Discusión

Métodos para la estimación de la densidad

En este estudio se utilizaron dos métodos para estimar la densidad poblacional de *T. bairdii*. El método de CRF ha sido objeto de diversas discusiones sobre su viabilidad (Trolle y Kery 2003; Foster y Harmsen 2012; y Oliveira-Santos et al., 2012). Sin embargo, en este trabajo se siguieron las recomendaciones que se han hecho para que el método sea más confiable. El error estándar (EE) vario entre 0-0.63 en los polígonos. Además, se agregó una tabla con características de los individuos para que los investigadores tuvieran un mayor control en sus observaciones.

El método MEA se usó con los supuestos que se indican para la fórmula: Debe realizarse en una población cerrada por ello se dividió el estudio por temporadas, al igual que todas las cámaras deben tener la misma probabilidad de capturar tapir se colocaron en un muestreo aleatorio estratificado, así mismo los datos se extrajeron directamente del campo y del manual de fototrampeo y las velocidades se obtuvieron de estudios previos que realizaron análisis de actividad del tapir.

En todo el estudio, los días trampa fueron contabilizados por cada cámara para no sobre o subestimar los datos y los registros independientes se extrajeron en ciclos de 24 hrs y manualmente observando cada fotocaptura para saber si había otro individuo en la foto.

Análisis entre polígonos

Tasa de Captura

En los polígonos T y Q que presentan sólo vegetación de BN, la TC fue mayor en temporada de secas, lo cual podría estar reflejando que los tapires se concentran en zonas de BN para refugiarse ante la falta hídrica de otros ecosistemas (tabla 6). No obstante, no se obtuvieron diferencias significativas entre temporadas, lo cual podría esperarse debido a que el BN no

presenta un gran impacto en secas por la humedad de la neblina, provocando que suficientes recursos se conserven para que los tapires no tenga necesidad de desplazarse demasiado (Foerster y Vaughan, 2002).

De forma anual, la mayor TC se obtuvo en el polígono T2 con 3.47 registros/100 días trampa lo cual podría deberse a la presencia de vegetación mixta de BN y SMS, la especie puede estarse moviendo con libertad entre las vegetaciones tal como lo indica Carrillo-Reyna et al. (2015) en busca de diversos recursos.

Por otro lado, el valor más alto de TC en época de lluvias, se obtuvo en el polígono M con 4.71 reg/100F valores que puede ser resultado de altos recursos alimenticios e hídricos en esta temporada (tabla 6).

En el polígono M, la TC en lluvias es de casi el triple comparado con la TC en secas. Esta diferencia puede ser causada por el impacto que provoca la época de secas en la vegetación de SMS, reduciendo recursos e incrementando notoriamente la temperatura, provocando una menor recurrencia del tapir en la zona.

El resultado no significativo estadísticamente entre temporadas en los polígonos, especulo que se debe al diseño de colocación de las cámaras, dado que son muy pocos puntos de muestreo para encontrar diferencias entre temporadas en la vegetación de SMS.

Densidad

En ambos análisis de densidad, el polígono Q resultó tener diferencias significativas con el resto de los polígonos por su baja densidad (tabla 7, 9; figura 6). Este resultado podría ser causado por la fragmentación de la vegetación en la zona, provocando una disminución del hábitat del tapir afectando la densidad registrada. A diferencia del polígono T que presenta el mismo tipo de vegetación pero menos antropizada y su densidad en ambos análisis es más alta.

Esta variación entre polígonos puede ser consecuencia del poco control que se tiene del ganado en la zona, la tala y perturbación del BN en el polígono Q. Estos factores pueden provocar que el tapir no frecuente esta zona. Pueden ser resultado de una sociedad con pocas alternativas productivas sostenibles y reducida valoración de los sistemas naturales respecto a los antropizados. No obstante, se deben hacer estudios pertinentes para probar estas especulaciones.

Por otro lado, si consideramos al tapir como un indicador de buen estado del ecosistema, el polígono T se puede valorar como la vegetación más conservada de BN de nuestro estudio. En este contexto, el polígono T es relevante por su ubicación tan cercana a la reciente población de tapir registrada en la Sierra Norte por Lavariega et al. (2016), los registros podrían estar reflejando la conexión estructural de la zona Mixe con el Distrito de Villa Alta. Asimismo, Camarillo-Chávez et al. (2015) reportó la presencia de huellas de un juvenil en la Sierra de Villa Alta que se encuentra a 21 km de nuestra zona de monitoreo más cercana.

Esta información es base para plantear como prioritario realizar estudios que determinen la conectividad y el intercambio genético a nivel regional, desde la Región Prioritaria Para la Conservación Chinantla hasta la Región Prioritaria para la Conservación Istmo Oaxaqueño (Chimalapas) en donde se ha reportado la presencia de tapir (figura 1).

El polígono T2 obtuvo la mayor densidad en promedio en el análisis de MEA, a diferencia del método CRF que lo considera el tercer polígono con mayor densidad. Esto se puede deber a que en los análisis CRF se descartó una fototrampa que estaba en vegetación de SMS, por no cumplir el supuesto de estar encendidas las 24hrs y como se ha mencionado la vegetación SMS parece tener mayor abundancia en época de lluvias. Este ejemplo refleja que los métodos al tener diferencias metodológicas son sensibles de distinta forma a los registros.

El polígono M presentó la mayor densidad de tapir en ambos análisis. No obstante, la densidad más baja (en secas) fue menor que la densidad más baja del polígono T y T2 (tabla 7).

Estos datos dieron como resultado diferencias significativas en los análisis de densidad entre temporadas del polígono M. Según la caracterización de INEGI, en este polígono se presenta el ambiente más heterogéneo del estudio, no obstante, en campo se determinó que la vegetación del polígono en su mayoría es SMS, el cual en el trabajo de clasificación remota realizada por INEGI podría estarse confundiendo con BN en recuperación (Miranda y Hernández, 2014).

En promedio, el polígono M ocupa el segundo lugar en la densidad de tapir en el método MEA, reflejando el impacto que tiene la SMS en época de secas sobre los tapires. La diferencia de densidad entre análisis podría ser causada porque la identificación por CRF se realizó en época de lluvias y, debido a la diferencia entre temporadas de este polígono se podría esperar estimar mayor densidad de individuos en lluvias que en secas (figura 6 y 8).

Análisis Regional

El presente estudio corrobora la presencia de la especie al sur de lo reportado con anterioridad, obteniendo los primeros registros de *T. bairdii* en los municipios: Santiago Zacatepec, en San Juan Metaltepec y en San Miguel Quetzaltepec. De hecho, nuestros datos presentan las cifras más altas registradas para el estado de Oaxaca con 2.35 reg/100 fotos (tabla 6). Lo que puede significar que la población está más concentrada en la Sierra Mixe ya sea por la disponibilidad de recursos o por la escasa oportunidad de desplazarse a otras zonas, debido a que en otras zonas donde podrían establecerse no hay conectividad, como son los Chimalapas.

Tasa de captura

De forma regional, la TC varió entre 1.99 en época de secas a 2.7 reg/100F en lluvias, en el año de monitoreo se obtuvo 2.35 reg/100F, los únicos dos datos mayores en México son: Pérez-Córtez et al. (2012) con 3.8 registros/100 fotos en Calakmul y Pérez y Matus (2010) con 3.72 reg/100 fotografías en Bala' anKa'ax, Quitana Roo (tabla 2). No obstante, en el primer estudio las fototampas fueron colocadas estratégicamente en las aguadas, donde es mayor la probabilidad de obtener registros de la especie y, en el segundo estudio no se menciona la independencia de sus registros fotográficos.

Los estudios realizados en el estado de Oaxaca por medio de fototrampeo, reportan 0.38 reg/100F (Naranjo et al., 2015), 0.68 reg/100F (Lira-Torres et al., 2014) 0.82 reg/100F (Lira-Torres y Briones-Salas, 2012) y 1.24 reg/100F (Lavariega et al., 2016) (tabla 2). Asimismo, en este último estudio mencionan que no han encontrado registros más al norte de la Sierra Norte, así que se propone que la especie debe estar mayormente distribuida hacia el sur de la Sierra.

Densidad

De forma regional, el presente estudio muestra uno de los datos más altos para la especie hasta la fecha, con CRF= 0.48 ind/km² (tabla 9) y MEA= 0.55 ind/km² (IC95%=0.26-0.86) y 0.13 ind/km² (IC95%= 0.07-0.20) (tabla 8; figura 5), mostrando una densidad muy similar con ambos métodos, otorgando mayor solides a los resultados. En la zona de Chiapas, los estudios de densidad poblacional de *T. bairdii* utilizan otros métodos de estimación reportando índices más bajos a los presentados en este estudio. Lira-Torres et al. (2004) con el método de observación directa reportó una densidad de 0.07 ind/km² en el BN del Triunfo, ajustándose a nuestro escenario más bajo del análisis de con velocidad de 21.6km/día. Así mismo, en la selva húmeda de la cuenca del río la Cantú, Bolaños y Naranjo (2001) con observación directa estimaron una densidad de 0.2 ind/km² (tabla 1).

El presente estudio muestra la densidad poblacional más alta de tapir en México comparado con otros estudios que utilizaron el método de MEA: Carbajal-Borges et al. (2014) estimó MEA=0.12 ind/km² (IC95%=0.02-0.24) con una vel.=14.4; y Lavariega et al. (2016) reportó una densidad poblacional de 0.07-0.24 ind/km² con vel=7-21.6 km/día.

Lo anterior puede ser producto del buen estado del BN conservado por la comunidad Mixe al no realizar actividades de caza y dejar la deforestación en la zona. A diferencia de zonas como la Selva Lacandona, que a pesar de tener condiciones vegetales similares, se tiene registro de alta cacería (Sánchez-Núñez et al., 2011) y deforestación en su BN (CONABIO, 2010). Asimismo, la alta densidad presentada en este estudio muestra que el BN con ecotonos es benéfico para los tapires, esta vegetación podrían estar fungiendo como zona de amortiguamiento en la temporada de secas por su elevada y constante disponibilidad de agua en la zona (Foerster 2001; Foerster y Vaughan 2002; CONABIO, 2010; 2014; Pérez-Cortez et al., 2012). La proximidad y continuidad entre vegetaciones otorga una gran variedad de recursos que pueden estar propiciando que la especie tenga un ámbito hogareño reducido (Foerster 2001; Foerster y Vaughan 2002) a diferencia del estudio de Reyna-Hurtado et al. (2016) quienes reportaron el ámbito hogareño más amplio para *T. bairdii* con 23.9 km², registrado al identificar un individuo de tapir macho, este dato es sólo de un individuo y podría estar relacionado con la topografía del lugar, además de la poca disponibilidad de agua en la temporada de secas, lo que provoca que la especie recorra grandes distancias hasta encontrar una aguada.

Los resultados obtenidos en este estudio son similares a registrados por Shchank et al. (2017) quienes estiman una población de 0.63 ind/km² para la Sierra Norte de Oaxaca. Cabe señalar que en el presente estudio se obtuvieron registros en altitudes que superaban los 2000 msnm, elevación en la cual se ha considerado que se encuentran los bosques más conservados

por su reducida accesibilidad para el ser humano y por tanto no son tan perturbados (CONABIO, 2010; 2014; González-Maya et al., 2012). Además, en los tres polígonos se registraron crías con sus madres durante los tres meses de muestreo, lo cual representa evidencia sólida de reproducción de la especie en la Sierra Mixe de Oaxaca.

Estos datos colocan a la Sierra Mixe en una zona prioritaria para la conservación y reproducción del tapir centroamericano.

Monitoreo participativo

Por último, es relevante mencionar que estas tierras no son áreas de conservación decretadas, no obstante, se han mantenido conservadas por el buen manejo que le han dado las comunidades. Recientemente, el territorio estudiado ha recibido apoyo de la Comisión para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) por medio de corredor biológico mesoamericano y por la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) como región prioritaria para la conservación. El territorio pertenece al pueblo Ayuuk, y este trabajo se realizó en estrecha colaboración con las personas de las comunidades, por medio de monitoreo participativo. Se involucró a la gente en el estudio y el conocimiento adquirido es y será utilizado por sus asambleas y autoridades para definir estrategias de manejo de sus terrenos comunes. Este estudio es uno de muchos casos de éxito que demuestra la importancia de la inclusión de las comunidades en los proyectos de investigación. La participación de la comunidad también garantiza mayor arraigo a su tierra, empoderamiento al conocer sus recursos e interesarse en ellos y poder llevar más información a los tomadores de decisiones (Villaseñor et al., 2016; Monroy-Ortiz et al., 2009).

Conclusiones

Este estudio registró la presencia de *T. bairdii* en tres zonas nuevas de la Sierra Mixe, ampliando su distribución. Además, estimó la densidad más alta para la especie en México. Los resultados similares en los dos métodos usados para estimar la densidad y el cuidado en los supuestos de cada uno, hicieron un estudio con resultados más robustos.

El BN de la Sierra Norte, actualmente cuenta con conectividad estructural; es un hábitat que alberga poblaciones viables de tapir y otras especies en peligro de extinción y prioritarias.

En este contexto es de suma importancia continuar el monitoreo de las poblaciones conocidas de tapir y especies simpátricas para dar seguimiento y verificar si las acciones de conservación y desarrollo sostenible, como el impulso de la apicultura, contribuyen positivamente a la conservación de la especie. De la misma forma, se deberán fomentar procesos que incrementen la valoración por los sistemas naturales en los polígonos M y Q.

La obtención de información científica con base en el monitoreo participativo ha sido un éxito en los proyectos de la Sierra Mixe, y es un ejemplo más de la necesidad de vincular e incentivar la participación de las comunidades en los proyectos de forma directa y para beneficio conjunto.

Este estudio nutre los escasos conocimientos que hay sobre la Sierra Mixe. Mostrando un hábitat rico y conservado que requiere de estudios y acciones de conservación para el entendimiento y conservación del ecosistema de la región.

Recomendaciones

Es relevante entender la conectividad y los corredores potenciales desde la Chinantla pasando por la SN y hasta el Istmo, para ello se deberán realizar análisis de conectividad y caracterización formal de la estructura de vegetación en campo para aportar información acerca de la composición y dinámica de las diversas comunidades faunísticas y florísticas existente en la zona.

Además se deberán realizar estudios de distribución de tapir a lo largo de toda la región, estudios de genética de poblaciones y análisis socioambientales, para así tener más herramientas que ayuden a determinar zonas que deben ser apoyadas mediante distintos esquemas para asegurar su conservación.

Bibliografía

- Abbot, J. y Guijt, I. (1998). Changing views on change: participatory approaches to monitoring the environment. Londres: International Institute for Environment and Development (IIED).
- Arriaga, L., Espinoza, J. M., Aguilar, C., Martínez, E., Gómez, L. y Loa, E. (2000). Regiones terrestres prioritarias de México. Ciudad de México, México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Bolaños, J. E., y Naranjo, E. (2001). Abundancia, densidad y distribución de las poblaciones de ungulados en la cuenca del Río Lacantún. Chiapas, México. *Revista Mexicana de Mastozoología*, 5, 45-57.
- Botello, F., Monroy, G., Illoldi-Rangel, P., Trujillo-Bolio, I., y Sánchez-Cordero, V. (2007). Systematic images from camera-traps : a proposal of data card. *Revista Mexicana De Biodiversidad*, 78(1), 207–210.
- Botello, F., Romero-Calderón, A., Sánchez-Hernández, J., Hernández, O., López-Villegas, G., & Sánchez-Cordero, V. (2017). Densidad poblacional del tapir centroamericano (*Tapirella bairdii*) en bosque mesófilo de montaña en Totontepec Villa de Morelos, Oaxaca, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 88(4), 918-923.
- Botello, F., Sánchez-Hernández, J., Hernández, O., Reyes-Chávez, D., y Sánchez-Cordero, V. (2014). Registros notables del tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*) en la Sierra Mixe, Oaxaca, México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 85(3), 995-999.
- Briones-Salas, M., Cortés-Marcial, M., y Lavariega, M. C. (2015). Diversidad y distribución geográfica de los mamíferos terrestres del estado de Oaxaca, México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 86(3), 685-710.

- Briones-Salas, M., Lavariega-Nolasco, M. C., Cortés-Marcial, M., Monroy-Gamboa, A. G. y Masés-García, C. A. (2016). Iniciativas de conservación para los mamíferos de Oaxaca, México. En: Briones-Salas, M., Hortelano-Moncada, Y., Magaña-Cota, G., Sánchez-Rojas, G., y Sosa-Escalante, J. E. (Eds.). Riqueza y Conservación de los Mamíferos en México a Nivel Estatal (pp. 329-366). Ciudad de México, México: Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Asociación Mexicana de Mastozoología A. C. y Universidad de Guanajuato.
- Camargo-Sanabria, A.A. y Mendoza, E. (2016). Interactions between terrestrial mammals and the fruits of two neotropical rainforest tree species. *Acta oecologica*, 73, 45-52
- Carbajal-Borges, J. P., Godínez-Gómez, O., y Mendoza, E. (2014). Density, abundance and activity patterns of the endangered *Tapirella bairdii* in one of its last strongholds in southern Mexico. *Tropical Conservation Science*, 7, 100-114.
- Carrillo-Reyna, N., Reyna-Hurtado, R., y Schmook, B. (2015). Abundancia relativa y selección de hábitat de *Tapirella bairdii* en las reservas de Calakmul y Balam Kú, Campeche, México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 86(1), 202-207.
- Carthew, S. M., y Slater, E. (1991). Monitoring animal activity with automated photography. *The Journal of Wildlife Management*, 55(4), 689-692.
- Castellanos, A., Foerester, C., Lizcano, D. J., Naranjo, E., Cruz-Aldan, E., Lira-Torres, I., Samudio, R.,... González-Maya, J. (2008). *Tapirus bairdii*. En IUCN 2012 (Ed.), IUCN Red List of Threatened Species. Versión 2012.2. Obtenido de: <http://www.iucnredlist.org>.

- Challenger, A. (1998). Utilización y conservación de ecosistemas terrestres de México. Pasado, presente y futuro. México: Comisión Nacional Para la Conservación y uso de la Biodiversidad.
- Chávez, C., De la Torre, A., Bárcenas, H., Medellín, R. A., Zarza, H., y Ceballos, G. (2013). Manual de fototrampeo para estudios de fauna silvestre. El jaguar en México como estudio de caso. Alianza WWF-Telcel, Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP). (2010). Pago Por Servicios Ambientales en Áreas Naturales Protegidas. México D.F., México: Dirección General de Operación Regional Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas.
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). (2010). El Bosque Mesófilo de Montaña en México: Amenazas y Oportunidades para su conservación y Manejo Sostenible. México D.F., México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Flora y fauna Silvestres (CITES). (2013). Sitio oficial: <http://www.cites.org/> [Consultado el 17 de julio de 2016].
- Cozzuol, M. A., Clozato, C. L., Holanda, E. C., Rodríguez, F. H., Nienow, S., de Thoisy, B., y Santos, F. R. (2013). A new species of tapir from the Amazon. *Journal of Mammalogy*, 94(6), 1331-1345.
- FAO. 2006. Evaluación de los Recursos Forestales Mundiales 2005. Hacia la ordenación forestal sostenible. FAO. Roma.

- Foerster, C. R., y Vaughan, C. (2002). Home Range, Habitat Use, and Activity of Baird's Tapir in Costa Rica. *Biotropica*, 34(3), 423-437.
- Foster, R. J., y Harmsen, B. J. (2012). A critique of density estimation from camera- trap data. *The Journal of Wildlife Management*, 76(2), 224-236.
- García, M. J., Medici, E. P., Naranjo, E. J., Novarino, W., y Leonardo, R. S. (2012). Distribution, habitat and adaptability of the genus tapirus. *Integrative Zoology*, 7(4), 346–355.
- García, M.J., Medici, E.P., Naranjo, E.J., Novarino, W. y Leonardo, R.S. (2012). Distribution, habitat and adapt- ability of the genus Tapirus. *Integrative Zoology* 7, 346–355
- González- Maya, J. F., Schipper, J., Polidoro, B., Hoepker, A., Zárrate- charry, D., y Belant, J. L. (2012). Baird's tapir density in high elevation forests of the Talamanca region of Costa Rica. *Integrative zoology*, 7(4), 381-388.
- Gual-Díaz, M. y A. Rendón-Correa (comps.). (2014). Bosques mesófilos de montaña de México: diversidad, ecología y manejo. México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Guijt, I. (1998) Participatory Monitoring and Impact Assessment of Sustainable Agriculture Initiatives: an Introduction to the Key Elements. s. S.A.R.L. (Sustainable Agriculture and Rural Livelihoods) Discussion Paper Number 1. London, UK: MED (International Institute for Environment and Development).
- Hernandez, M. S., Bailey, J., y Padilla, R. L. (2014). Tapirs. En G. West, D. Heard, y N. Caulkett (Eds.). (2014). Zoo animal and wildlife immobilization and anesthesia. Oxford, UK: John Wiley y Sons.

- Holanda, E. C., y Ferrero, B. S. (2013). Reappraisal of the Genus *Tapirus* (Perissodactyla, Tapiridae): Systematics and Phylogenetic Affinities of the South American Tapirs. *Journal of Mammalian Evolution*, 20(1), 33–44.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) (2005). Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Recuperado de <http://www.oeidrus-oaxaca.gob.mx/fichas/tomol/distrito14.pdf>
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). Carta de Uso del Suelo y Vegetación, Serie V (2011), escala 1: 250 000. México. 2015.
- Jenks, K. E., Chanteap, P., Damrongchainarong, K., Cutter, P., Cutter, P., Redford, T., Antony, J.L., Howard J. y Leimgruber, P. (2011). Using relative abundance indices from camera-trapping to test wildlife conservation hypotheses-an example from Khao Yai National Park, Thailand. *Tropical Conservation Science*, 4(2), 113-131.
- Karanth, K. U. (1995). Estimating tiger *Panthera tigris* populations from camera-trap data using capture—recapture models. *Biological conservation*, 71(3), 333-338.
- Karanth, K. U., y Nichols, J. D. (1998). Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures. *Ecology*, 79(8), 2852-2862.
- Karanth, K. U., y Nichols, J. D. (Eds.). (2002). *Monitoring tigers and their prey: a manual for researchers, managers, and conservationists in tropical Asia* (pp. 121-138). Bangalore, India: Centre for Wildlife Studies.
- Kelly, M. J., A. J. Noss, M. S. Di Bitetti, L. Maffei, R. L. Arispe, A. Paviolo, C. D. De Angelo, and Y. E. Di Blanco. (2008). Estimating puma densities from camera trapping across three study sites: Bolivia, Argentina, and Belize. *Journal of Mammalogy* 89, 408–418.
- Klooster, D. (2003). Campesinos and Mexican forest policy during the twentieth century. *Latin American Research Review*, 38(2), 94-126.

- Lara-Díaz, N. E., Coronel-Arellano, H., González-Bernal, A., Gutiérrez-González, C., y López-González, C. A. (2011). Abundancia y densidad de venado cola blanca (*Odocoileus virginianus couesi*) en Sierra de San Luis, Sonora, México. *Therya*, 2(2), 125-137.
- Lavariaga N. M. C., Briones-Salas, M., Mazas-Teodocio, A., y Durán-Medina, E. (2016). Ecology and local knowledge of the Baird's tapir (*Tapirus bairdii*) in the Sierra Madre de Oaxaca, Mexico. *Integrative Zoology*, 11(5), 361–374.
- Lavariaga, M. C., Briones-Salas, M., y Rodríguez, C. (2013). Registro de tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*) con cámaras-trampa en la sierra Madre de Oaxaca, México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 84(3), 1007-1011.
- Lira-Torres, I. y Briones-Salas, M. (2012). Abundancia relativa y patrones de actividad de los mamíferos de los Chimalapas, Oaxaca, México. *Acta Zoológica Mexicana*, 28, 566-585
- Lira-Torres, I., Briones-Salas, M., y Sánchez-Rojas, G. (2014). Abundancia relativa, estructura poblacional, preferencia de hábitat y patrones de actividad del tapir centroamericano *Tapirella bairdii* (Perissodactyla: Tapiridae), en la Selva de Los Chimalapas, Oaxaca, México. *Revista de Biología Tropical*, 62(4), 1407-1419.
- Lira-Torres, I., Naranjo P. J. E. y Reyes-Chargoy M. A. (2005) Ampliación del área de distribución de *Tapirus bairdii*, Gill 1865 (Perissodactyla: Tapiridae) en Oaxaca, México. *Acta Zoológica Mexicana* 21, 107-110.
- Mazzolli, M. (2010). Mosaics of exotic forest plantations and native forests as habitat of pumas. *Environmental Management* 46, 237–253.
- Medici, E. P. (2001). Order Perissodactyla, Family Tapiridae: Tapir Biology. En: Murray E. F. y Zalmir, S. C. (eds) *Biology, medicine, and surgery of south american wild animals* (pp. 263-376). Estados Unidos de Norte America: Iowa State University Press.

- Mejía-Correa, S., Diaz-Martinez, A. y Diaz-Martinez, A. (2014). Densidad y hábitos alimentarios de la danta *Tapirus bairdii* en el Parque Nacional Natural Los Katios, Colombia. *Tapir Conservation*, 23, 16-23.
- Merino-Perez, L. (2013). Conservation and Forest Communities in Mexico: Experiences, Visions, and Rights. En: Porter-Bolland L, Ruiz-Mallén I, Camacho-Benavides C, McCandless SR (eds) *Community action for conservation* (pp. 25–44). New York: Springer.
- México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Ciudad de México, México.
- Miranda, F., Hernández, X., E. (2014). Los tipos de vegetación de México y su clasificación. México: Sociedad Botánica de México. Facultad de Ciencias. Laboratorio de Ecología: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad: Fondo de Cultura Económica.
- Monroy-Ortiz, C., García-Moya, E., Romero-Manzanares, A., Sánchez-Quintanar, C., Luna-Cavazos, M., Uscanga-Mortera, E. y Flores-Guido, J. S. (2009). Participative generation of local indicators for conservation in Morelos, Mexico. *International Journal of Sustainable Development and World Ecology*, 16(6), 381-391.
- Naranjo, E. J. (2009). Ecology and conservation of Baird's tapir in Mexico. *Tropical Conservation Science*, 2(2), 140-158.
- Naranjo, E. J., Amador, S. A., Falconi, F. A., y Reyna-Hurtado, R. (2013). Conocimiento integral del tapir (*Tapirus bairdii*) y el pecarí de labios blancos (*Tayassu pecari*) en México. Reporte para Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). Ciudad de México, México.

- Naranjo, E. J., Amador-Alcalá, S. A., Falconi-Briones, F. A., y Reyna-Hurtado, R. A. (2015). Distribución, abundancia y amenazas a las poblaciones de tapir centroamericano (*Tapirus bairdii*) y pecarí de labios blancos (*Tayassu pecari*) en México. *Therya*, 6(1), 227-249.
- Noss, A. J., Cuéllar, R. L., Barrientos, J., Maffei, L., Cuéllar, E., Arispe, R., Rúmiz, D. y Rivero, K. (2003). A camera trapping and radio telemetry study of lowland tapir (*Tapirus terrestris*) in Bolivian dry forests. *Tapir conservation*, 12(1), 24-32.
- Ochoa-Ochoa, L. M., Mejía-Domínguez, N. R., y Bezaury-Creel, J. (2017). Priorización para la Conservación de los Bosques de Niebla en México. *Revista Ecosistemas*, 26(2), 27-37.
- O'Farrill, G., Galetti, M., y Campos- Arceiz, A. (2013). Frugivory and seed dispersal by tapirs: an insight on their ecological role. *Integrative zoology*, 8(1), 4-17.
- Oliveira-Santos, L. G. R., Zucco, C. A., Antunes, P. C., y Crawshaw Jr, P. G. (2010). Is it possible to individually identify mammals with no natural markings using camera-traps? A controlled case-study with lowland tapirs. *Mammalian Biology-Zeitschrift fur Säugetierkunde*, 75, 375-378.
- Otis, D. L., Burnham, K. P., White, G. C., y Anderson, D. R. (1978). Statistical inference from capture data on closed animal populations. *Wildlife monographs*, (62), 3-135.
- Pennington, T. D., y Sarukhan, J. (2005). Árboles tropicales de México: manual para la identificación de las principales especies. México: UNAM, FCE.
- Peña A., I., Gómez U. R. M. y Briones-Salas, M. (2015). Nuevos registros de tapir centroamericano *Tapirus bairdii* en el distrito de Tehuantepec, Oaxaca, México. *Acta zoológica mexicana*, 31(1), 120-122.

- Pérez-Cortéz, S. y Matus-Pérez, E. S. (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.
- Pérez-Cortez, S., Enríquez, P. L., Sima-Panti, D., Reyna-Hurtado, R., y Naranjo, E. J. (2012). Influencia de la disponibilidad de agua en la presencia y abundancia de *Tapirella bairdii* en la selva de Calakmul Campeche, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 83(3), 753–761.
- Pérez-Cortez, S., Enríquez, P. L., Sima-Panti, D., Reyna-Hurtado, R., y Naranjo, E. J. (2012). Influencia de la disponibilidad de agua en la presencia y abundancia de *Tapirella bairdii* en la selva de Calakmul Campeche, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 83(3), 753–761.
- Pritchard, D. (2013) Community-based biodiversity monitoring in Mexico: current status, challenges, and future strategies for collaboration with scientists. En: Porter-Bolland L, Ruiz-Mallén I, Camacho-Benavides C, McCandless SR (eds) *Community action for conservation* (pp 135–157). New York: Springer.
- Prothero, D. R., Manning, E., y Hanson, C. B. (1986). The phylogeny of the Rhinoceroidea (Mammalia, Perissodactyla). *Zoological Journal of the Linnean Society*, 87, 341–366.
- Rayan, D. M., Mohamad, S. W., Dorward, L., Aziz, S. A., Clements, G. R., Christopher, W. C. T. y Magintan, D. (2012). Estimating the population density of the Asian tapir (*Tapirus indicus*) in a selectively logged forest in Peninsular Malaysia. *Integrative zoology*, 7(4), 373-380.

- Reyna-Hurtado, R., M. Sanvicente-López, Pérez-Flores, J., Carrillo-Reyna, N. y Calmé, S. (2016). Insights into the multiannual home range of a Baird's tapir (*Tapirus bairdii*) in the Maya Forest. *Therya* 7(2)271-276
- Rothschild, B. M., Prothero, D. R., y Rothschild, C. (2001). Origins of spondyloarthropathy in Perissodactyla. *Clinical and experimental rheumatology*, 19(6), 628-632.
- Rovero, F., Zimmermann, F., Berzi, D., y Meek, P. (2013). "Which camera trap type and how many do I need?" A review of camera features and study designs for a range of wildlife research applications. *Hystrix*, 24(2), 148-156.
- Rowcliffe, J. M., Field, J., Turvey, S. T., y Carbone, C. (2008). Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition. *Journal of Applied Ecology*, 45(4), 1228-1236.
- Rowcliffe, J. M., Kays, R., Carbone, C., & Jansen, P. A. (2013). Clarifying assumptions behind the estimation of animal density from camera trap rates.
- RStudio Team (2016). RStudio: Version 1.1.383. Integrated Development for R. RStudio, Inc., Boston, MA URL <http://www.rstudio.com/>.
- Rzedowski, J. (2006). 1ra. Edición digital, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. Recuperado de <https://www.biodiversidad.gob.mx/publicaciones/librosDig/pdf/VegetacionMxC18.pdf>.
- Sanchez, O., y López, G. (1988). A theoretical analysis of some indices of similarity as applied to biogeography. *Folia Entomológica Mexicana*, 75, 119-145.
- Sánchez-Cordero, V., Botello, F., Flores-Martínez, J. J., Gómez-Rodríguez, R. A., Guevara, L., Gutiérrez-Granados, G., y Rodríguez-Moreno, Á. (2014). Biodiversidad de Chordata (Mammalia) en México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 85, 496-504.

- Sánchez-Núñez, E., Nájera, H. E. O., y Nicolás, E. A. (2011). Abundancia y uso de hábitat del tapir (*Tapirus bairdii*) en Frontera Corozal, Selva Lacandona, Chiapas, México. *Tapir Conservation*, 20, 25-29.
- Sarukhán, J., Carabias, J., Koleff, P., Urquiza-Haas, T. (2012). Capital natural de México: Acciones estratégicas para su valoración, preservación y recuperación. México: Comisión Nacional Para El Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Schank, C. J., Cove, M. V., Kelly, M. J., Mendoza, E., O'Farrill, G., Reyna- Hurtado, R., ...Miller, A.J. (2017). Using a novel model approach to assess the distribution and conservation status of the endangered Baird's tapir. *Diversity and Distributions*, 23(12), 1459-1471.
- Schank, C., Mendoza, E., Vettorazzi, M. G., Cove, M. V., Jordan, C. A., O'Farrill, G.,... Leonardo, R. (2015). Integrating current range-wide occurrence data with species distribution models to map the potential distribution of Baird's Tapir. *The Newsletter of the IUCN/SSC Tapir Specialist Group*, 24(33), 15-25.
- Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales (SEMARNAT). (2010). Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-2010: Protección ambiental, especies de flora y fauna silvestres de México, categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio, y lista de especies en riesgo. *Diario Oficial de la Federación*.
- Silver, S.C., Ostro, L.E.T., Marsh, L.K., Maffei, L., Noss, A.J., Kelly, M.J.,...Ayala, G. (2004) The use of camera traps for estimating jaguar *Panthera onca* abundance and density using capture/recapture analysis, *Oryx*, 38(2), 148–154.

- Soisalo, M. K., and S. M. C. Cavalcanti. (2006). Estimating the density of a jaguar population in the Brazilian Pantanal using camera-traps and capture-recapture sampling in combination with GPS radio-telemetry. *Biological Conservation* 129, 487–496.
- Steiner, C. C., y Ryder, O. A. (2011). Molecular phylogeny and evolution of the Perissodactyla. *Zoological Journal of the Linnean Society*, 163(4), 1289–1303.
- Suárez-Mota, M. E., Villaseñor, J. L., y Ramírez-Aguirre, M. B. (2018). Sitios prioritarios para la conservación de la riqueza florística y el endemismo de la Sierra Norte de Oaxaca, México. *Acta Botánica Mexicana*, (124), 49-74.
- The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2016-2. <www.iucnredlist.org>. Consultado el 17 de julio de 2016.
- Travaini, A., Delibes, M., Ferreras, P., y Palomares, F. (1997). Diversity, abundance or rare species as a target for the conservation of mammalian carnivores: a case study in Southern Spain. *Biodiversity y Conservation*, 6(4), 529-535.
- Trolle, M., Noss, A. J., Cordeiro, J. L. P., y Oliveira, L. F. B. (2008). Brazilian tapir density in the Pantanal: A comparison of systematic camera- trapping and line- transect surveys. *Biotropica*, 40(2), 211-217.
- Trolle, M., Noss, A. J., Lima, E. D. S., y Dalponte, J. C. (2007). Camera-trap studies of maned wolf density in the Cerrado and the Pantanal of Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 16(4), 1197-1204.
- Trolle, M., y Kéry, M. (2003). Estimation of ocelot density in the Pantanal using capture-recapture analysis of camera-trapping data. *Journal of mammalogy*, 84(2), 607-614.
- Villaseñor, E., Porter-Bolland, L., Escobar, F., Guariguata, M. R., y Moreno-Casasola, P. (2016). Characteristics of participatory monitoring projects and their relationship to decision-

making in biological resource management: a review. *Biodiversity and Conservation*, 25(11), 2001-2019.

White, G. C., Burnham, K. P., Otis, D. L., y Anderson, D. R. (1978). User's manual for program CAPTURE. Utah State University Press.

Zavala-Páramo, A. S., Oyama, K., Mendoza, E., Zavala-Páramo, M. G., Pollinger, J., y Smith, T. B. (2017). Genetic variability in captive individuals of the endangered species *Tapirus bairdii* in Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 88(2), 480-484.