



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE CIENCIAS

DIVISIÓN DE ESTUDIOS PROFESIONALES

“Densidad y patrones de actividad en ocelote
(*Leopardus pardalis*) y tigrillo (*Leopardus wiedii*)
en dos sitios del sureste de México”

T E S I S

PARA OBTENER EL TÍTULO DE

LICENCIATURA EN BIOLOGÍA

PRESENTA:

ESTEBAN SALAZAR CERVANTES

Dr. Heliot Zarza Villanueva

M. en C. Horacio Valdemar Bárcenas Rodríguez



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.

1. Datos del alumno

Esteban
Salazar
Cervantes
Universidad Nacional Autónoma de México
Facultad de Ciencias
Biología
31261948-8

2. Datos del tutor

Dr.
Heliot
Zarza
Villanueva

3. Datos del co-tutor

M en C
Horacio Valdemar
Bárceñas
Rodríguez

4. Datos del sinodal 1

Dr.
Jesús Antonio
De la Torre
De Lara

5. Datos del sinodal 2

Dr.
David
Valenzuela
Galván

6. Datos del sinodal 3

M en C
Noé
Pacheco
Coronel

7. Datos del trabajo escrito

Densidad y patrones de actividad en ocelote
(*Leopardus pardalis*) y tigrillo (*Leopardus wiedii*)
en dos sitios del sureste de México
79 p
2018

Agradecimientos Institucionales

El siguiente trabajo de tesis de Licenciatura se realizó gracias al apoyo de mis dos asesores el Dr. Heliot Zarza y el M. en C. Horacio Bárcenas, quienes me apoyaron compartiendo sus datos de campo de Laguna Om y Los Chimalapas del año 2016. Al Dr. De la Torre quién amablemente me enseñó a utilizar el programa SPACECAP lo que me ayudó a terminar este proyecto.

El proceso de investigación fue dirigido y revisado por el siguiente comité:

- Dr. Heliot Zarza Villanueva (Tutor principal)
- M. en C. Horacio Valdemar Bárcenas Rodríguez (Co- tutor)
- M. en C. Noé Pacheco Coronado (Miembro del jurado)
- Dr. David Valenzuela Galván (Miembro del jurado)
- Dr. Jesús Antonio De la Torre De Lara (Miembro del jurado)

Agradezco al Laboratorio de Ecología y Conservación de Fauna Silvestre del Instituto de Ecología de la Universidad Nacional Autónoma de México y en especial al Dr. Gerardo Ceballos y al M. en C. Jesús Pacheco quienes me brindaron todas las facilidades y espacio en el laboratorio para trabajar en mi tesis y colaborar en otros proyectos del laboratorio. Se agradece el financiamiento brindado por la Alianza WWF Fundación Telmex-Telcel, al proyecto BBVA Bancomer a través del proyecto ECO IE-483 “Premio Fundación BBVA Biodiver” y a la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas por su apoyo en la realización del Segundo Censo Nacional del Jaguar. Un especial agradecimiento a los habitantes y autoridades del Ejido Laguna Om y al Ejido de Santa María Chimalapas por su hospitalidad y facilidades prestadas para llevar a cabo este estudio. Finalmente agradezco a la máxima casa de estudios la Universidad Nacional Autónoma de México. Le agradezco por su participación en el monitoreo biológico en la región de Santa María Los Chimalapas a Horacio Bárcenas, Antonio Esteva, Alejandro Zarate-Lázaro, Abundio Lázaro-Luis, Sergio Romo, Jesús Ramírez , Arturo Hernández, Geroguan Hernández, Arturo Lázaro-Luis, Armando Jacinto-López, Cenobio Gonzáles- Hernández, Medrionio Zarate-Hernández, Mauricio Gonzales, Heberto Gonzales-López, Amarante Gonzáles-López, Al Comisario de Bienes Comunales Fernando García López y al comité de vigilancia Aurelio Gonzáles López.

Agradecimientos

La agradezco de todo corazón a mi familia, mi madre Elvira y padre Eduardo quienes me educaron y apoyaron incondicionalmente durante el transcurso de mi vida, gracias por impulsarme a en mi ámbito laboral y personal. A mis dos hermanas Grace y Elena quienes estuvieron siempre a mi lado para alegrar mi vida.

A toda mi familia; tíos, primos, abuelos, en especial a mi tío Ernesto y primo David quienes me ayudaron a mí desde mi llegada a la ciudad de México. A mis primos Mau y Rodrigo. A mis mejores amigos Pineda, Iñigo, Baez y Luigi con quienes he vivido tantas aventuras.

A todos mis amigos de la Facultad de Ciencias, a Alba mi primera amistad de la carrera. Mis amigos Mariela, Lucero, Pol, Sabine y Mariana de quienes aprendí muchísimo y me dieron otra perspectiva de la vida.

A Pau quien siempre me ayudó y dio los mejores consejos para hacer y terminar mi tesis, a Julia Carabias, Alejandra Valenzuela, Antonio De la Torre y todo el equipo de Natura y Ecosistemas Mexicanos AC. A mis dos asesores de tesis, a Heliot quien siempre creyó en mí, por su paciencia y por todas sus enseñanzas y a Horacio quien me impulsó siempre para que me esforzara más y nunca dejó de ayudarme.

A mis amigos del Laboratorio, a Ireana, Avril, Moni, Darío, Kari, Ganesh, Lau, Pao, Anayeli y Yoli por ayudarme y motivarme a ir a trabajar. Y también a mis compañeros del laboratorio vecino Dani y Perú. Les agradezco con todo el cariño de mi corazón a Gina, Danelly y Josie, personas quienes las tengo muy presente y sin las cuales jamás habría acabado este proyecto.

Le dedico este proyecto a mi primo Erick y mi tío Armando que en paz descansen.

Índice

Resumen	10
1.- Introducción	12
1.1. Diversidad de carnívoros en México	12
1.2. Importancia de los carnívoros	13
1.3. Amenazas que enfrentan los carnívoros	13
1.4. Félidos en México	14
1.5. Generalidades y estado de conservación de ocelote (<i>Leopardus pardalis</i>)	15
1.6. Generalidades y estado de conservación de tigrillo (<i>Leopardus wiedii</i>)	17
1.7. Antecedentes	20
1.8. Justificación	24
2.- Objetivos	24
2.1. Objetivo general	24
2.2. Objetivos particulares	24
3.- Hipótesis y predicciones	25
4.- Métodos	26
4.1. Áreas de muestreo	26
4.2. Diseño de muestreo	28
4.3. Configuración de las trampas cámara	30
4.4. Procesamiento de datos	30
4.5. Estimación de densidad de ocelote (<i>Leopardus pardalis</i>)	31
4.5.1. Identificación de individuos	31
4.5.2. Medición de distancia de la zona de amortiguamiento	32
4.5.3. Estimación de densidad con CAPTURE	35
4.5.4. Estimación de densidad con SPACECAP	36
4.6. Patrones de actividad	42
4.6.1. Coeficiente de traslape en los patrones de actividad	42
4.7. Estimación del Índice de Abundancia Relativa de tigrillo (<i>Leopardus wiedii</i>)	43

5.- Resultados	44
5.1. Procesamiento de datos	44
5.2. Estimación de densidad poblacional de ocelote (<i>Leopardus pardalis</i>)	44
5.2.1. Identificación de individuos de ocelote	44
5.2.2. Densidad de ocelote estimada a través de CAPTURE	46
5.2.3. Densidad de ocelote estimada a través de SPACECAP	48
5.2.4. Resultados conjuntos	50
5.3. Patrones de actividad	50
5.3.1. Ocelote (<i>Leopardus pardalis</i>)	50
5.3.2. Tigrillo (<i>Leopardus wiedii</i>)	52
5.3.3. Traslape de patrones de actividad en Los Chimalapas y Laguna Om.....	54
5.5. Índice de abundancia relativa en tigrillo (<i>Leopardus wiedii</i>)	55
5.5.1. Los Chimalapas	55
5.5.2. Laguna Om	55
6. Discusión	56
6.1. Densidad poblacional de ocelote (<i>Leopardus pardalis</i>)	56
6.2. Patrones de actividad	65
6.3. Índice de Abundancia Relativa de tigrillo (<i>Leopardus wiedii</i>)	67
7. Conclusiones	70
7.1. Recomendaciones para la conservación	70
8. Bibliografía consultada	72

Índice de Cuadros y Figuras

Figura 1: Distribución actual de ocelote (*Leopardus pardalis*) en México.

Figura 2: Distribución actual de tigrillo (*Leopardus wiedii*) en México.

Figura 3: Fotografía de *Leopardus pardalis* (izquierda) y *Leopardus wiedii* (derecha).

Figura 4: Áreas de muestreo; Santa María Chimalapas, Oaxaca y Laguna Om, Quintana Roo.

Figura 5: Arreglo de las cámaras trampa y cuadrante del área de estudio en Laguna Om, Quintana Roo.

Figura 6: Arreglo de las cámaras trampa y cuadrante del área de estudio en Santa María Chimalapas, Oaxaca.

Figura 7: Diseño de muestreo de ambos sitios considerando las dos mediciones de las áreas de amortiguamiento y su respectiva área efectiva de muestreo.

Figura 8: Ejemplo de puntos equidistantes en QGIS (centros potenciales de acción).

Figura 9: Interfaz de SPACECAP y sus ajustes para analizar los datos del sitio Laguna Om.

Figura 10: Ejemplo de dos ocelotes identificados a partir de sus patrones de rosetas y manchas, únicos para cada individuo. a) Ocelote identificado como OHChim2 en Los Chimalapas b) Ocelote identificado como OHOm14 en Laguna Om.

Figura 11: Porcentajes de los registros de actividad (nocturno, crepúsculo, diurno) en ocelote por sitio de estudio.

Figura 12: Patrones de actividad de ocelote en ambos sitios: a) Laguna Om y b) Los Chimalapas. c) Coeficiente de traslape entre ambos sitios ($\Delta=0.71$).

Figura 13: Porcentaje de los registros de actividades (nocturno, crepúsculo, diurno) en tigrillo para ambos sitios.

Figura 14: Patrones de actividad de tigrillo en ambos sitios: a) Laguna Om y b) Los Chimalapas. c) Coeficiente de traslape entre ambos sitios ($\Delta= 0.32$).

Figura 15: Coeficiente de traslape entre ocelotes y tigrillos de ambos sitios: a) Los Chimalapas y b) Laguna Om.

Figura 15: Ejemplos de ocelotes identificados por su patrón de motas: a) OHChim2 en Los Chimalapas b) OHOm14 en Laguna Om.

Cuadro 1: Áreas de actividad reportadas para ocelotes en selvas tropicales de México y Belice.

Cuadro 2: Número de capturas, eventos independientes, eventos dependientes y esfuerzo de muestreo para ambas especies y en ambos sitios de estudio.

Cuadro 3: Cuadro comparativa de las capturas de individuos identificables de ocelote en ambos sitios.

Cuadro 4: Densidades estimadas de ocelote por CAPTURE en ambos sitios de estudio durante la temporada de lluvias del 2016.

Cuadro 5: Resultados de sigma, lam0, psi, N y densidad de ocelote por SPACECAP en Los Chimalapas.

Cuadro 6: Valores Geweke de Los Chimalapas.

Cuadro 7: Resultados de sigma, lam0, psi, N y densidad de ocelote estimados por SPACECAP en Laguna Om.

Cuadro 8: Valores *Geweke* en Laguna Om.

Cuadro 9: Cuadro de densidades de ocelotes (individuos/100 km²) en los dos sitios de estudio con ambos programas; CAPTURE y SPACECAP.

Cuadro 10: IAR (Índice de Abundancia Relativa) de tigrillo (*Leopardus wiedii*) y EF (Esfuerzo de Muestreo) y tipo de vegetación entre ambos sitios de estudio (Los Chimalapas y Laguna Om) en la temporada de lluvias 2016.

Cuadro 11: Densidades reportadas en otros estudios de ocelote (*Leopardus pardalis*) en selvas tropicales de Centroamérica y Sudamérica.

Cuadro 12: Índice de Abundancia Relativa (IAR) reportado en otros estudios para tigrillo (*Leopardus wiedii*).

Cuadro 13: IAR de mamíferos reportados como presas para ocelote

Resumen

Los carnívoros de talla media (mesocarnívoros) son considerados un indicador del estado de conservación de los ecosistemas debido a que regulan las poblaciones de herbívoros mediante interacciones depredador-presa y con otros carnívoros. A pesar de ser especies carismáticas, han sido poco estudiadas debido a sus hábitos ecológicos y a la mayor atención que tienen los grandes carnívoros. El ocelote (*Leopardus pardalis*) y el tigrillo (*Leopardus wiedii*) son especies en peligro de extinción en México de las cuales conocemos poco sobre su historia natural. Debido a ello, conocer aspectos sobre su ecología permite aportar información para el manejo y conservación de ambas especies en México. El objetivo de este estudio fue determinar la densidad poblacional y los patrones de actividad del ocelote y el tigrillo en dos bosques tropicales del sureste de México, usando la técnica de foto-trampeo. El muestreo se realizó en Los Chimalapas, Oaxaca y en el Ejido Laguna Om, Quintana Roo durante la época de lluvias del 2016. Se calcularon las densidades usando los programas CAPTURE y SPACECAP y los patrones de actividad se analizaron con el programa OverlapR. A partir de nuestros resultados, se identificaron 6 individuos de ocelote en Los Chimalapas y 15 en Laguna Om. Para Los Chimalapas se estimó una densidad de 5.18 y 6.6 individuos/100 km², usando CAPTURE y SPACECAP, respectivamente. Para Laguna Om se estimó una densidad de 6.38 y 5.4 individuos/100 km² para Laguna Om, usando CAPTURE y SPACECAP, respectivamente. Debido a las bajas capturas de tigrillos, para esta especie solamente se calculó el índice de abundancia relativa (IAR), obteniendo un valor de 6.42 y 2.52 registros independientes por cada 1000 días- trampa en Los Chimalapas y Laguna Om, respectivamente. Los patrones de actividad mostraron que ambos félidos son de hábitos

nocturnos en ambos sitios. La densidad de ocelote reportada en este estudio es baja (5.18 a 6.6 ind/100 km²) en comparación con otros estudios en selvas tropicales de México. El IAR de tigrillos y los patrones de actividad de ambos félidos coinciden con otros estudios. Los valores relativamente bajos de densidad para el ocelote estimados en este estudio podrían relacionarse con diferentes variables, como el tipo de vegetación del sitio de estudio, la disponibilidad de presas o la presión de cacería y depredación locales, aspectos que requieren estudios particulares. Es importante que estudios como el presente se desarrollen anualmente para poder dar seguimiento a las poblaciones de estos felinos en los sitios de estudio y dar mayor sustento al desarrollo de estrategias de conservación que aseguren la supervivencia de estas especies en los sitios de estudio, o sitios con características similares y con ello en el sureste mexicano.

.

1. Introducción

1.1. Diversidad de carnívoros en México

En el planeta existen aproximadamente 245 especies de carnívoros terrestres, repartidas en todos los continentes (Ripple *et al.* 2014). Las especies del orden Carnívora son diversas ecológica, morfológica y conductualmente, están adaptadas para sobrevivir con diversas dietas (carnívora, insectívora, frugívora/folívora, piscívora y omnívora), así como en diferentes ecosistemas (bosques, matorrales, pastizales abiertos o vegetación acuática)- Asimismo, la mayoría de las especies son solitarias y algunas son gregarias; la mayoría son nocturnas o crepusculares, pero también pueden ser observadas durante el día (Gittleman *et al.* 2001; Nowak 2005).

En México los carnívoros terrestres son el tercer orden con mayor riqueza después de Rodentia y Chiroptera, representado por 32 especies, 22 géneros y 6 familias: Canidae, Ursidae, Mustelidae, Mephitidae, Procyonidae y Felidae (Ceballos y Arroyo-Cabrales 2012).

1.2. Importancia de los Carnívoros

La importancia de los carnívoros en el ecosistema se encuentra asociada a sus diferentes formas y tamaños (Prugh *et al.* 2009; Ripple *et al.* 2014). Además, de que los carnívoros son importantes para la conservación del hábitat y para otras especies (Ray *et al.* 2013), debido a que cumplen diferentes funciones dependiendo del gremio y su tamaño (Terbogh *et al.* 1999), como depredadores al controlar las poblaciones de herbívoros (McShea 2005) y mesocarnívoros (Prugh *et al.* 2009) , como competidores afectando la

dinámica intragremial interespecífica (Elmhagen *et al.* 2010) y generando cambios en el ecosistema (Gittleman y Gompper 2005; Pérez-Irineo y Santos-Moreno 2013). 1

Las especies del Orden Carnívora se pueden dividir según su peso corporal en: grandes carnívoros, meso carnívoros y pequeños carnívoros (Prugh *et al.* 2009; Roemer *et al.* 2009; Servín 2013; Wallach *et al.* 2015). Bajo la categoría de mesocarnívoros se agrupa a las especies de carnívoros tamaño mediano cuyo peso se encuentra entre 4 a 20 kg (Servín 2013). Los mesocarnívoros influyen en la estructura de la comunidad a través de una variedad de interacciones, como; regulador de las poblaciones de sus presas (Prugh *et al.* 2009; Roemer *et al.* 2009; Wallach *et al.* 2015). Sin embargo, hacer estudios de carnívoros resulta complicado debido a su hábitos furtivos y conductas sigilosas, además de que los conflictos con humanos han provocado la disminución de su hábitat, por lo que observarlos es cada vez menos frecuente (Pérez-Irineo y Santos-Moreno 2010).

1.3. Amenazas que enfrentan los carnívoros

Entre las principales amenazas que ponen en riesgo las poblaciones de carnívoros (Ceballos y Ehrlich 2002) son la pérdida y fragmentación del hábitat, disminución de sus presas, cacería ilegal por trofeo y/o comercio de sus partes y en los últimos años se ha incrementado el conflicto humano-carnívoros (Woodroffe 2000; Miller *et al.* 2001; Treves y Karanth 2003; Johnson *et al.* 2006).

Los carnívoros son de los grupos más vulnerables debido a sus bajas densidades, bajas tasas de reproducción y extensas áreas de actividad (Woodroffe y Ginsberg 1998; Ceballos y Ehrlich 2002; Treves y Karanth 2003). Debido a ellos, las poblaciones de carnívoros han sufrido una reducción de su distribución geográfica y fragmentación de su hábitat (Ceballos y Ehrlich 2002; Ritchie y Johnson 2009; Bergstrom 2017). Aproximadamente, el 22% de las

especies de mamíferos en el norte del continente americano han sufrido una reducción de su hábitat de al menos el 80% (Ceballos *et al.* 2017).

1.4. Félidos en México

En México existen seis especies de felinos, agrupadas dentro de cinco géneros (*Herpailurus*, *Leopardus*, *Lynx*, *Panthera*, y *Puma*) (Servín 2013). De las seis especies se consideran carnívoros de gran tamaño, al jaguar (*Panthera onca*) y al puma (*Puma concolor*), y cuatro se consideran mesocarnívoros, el ocelote (*Leopardus pardalis*), el linco (*Lynx rufus*), el jaguarundi (*Herpailurus yaguaroundi*) y el tigrillo (*Leopardus wiedii*) con base en la distinción del peso propuesta por Servín (2013).

El jaguar, ocelote y el tigrillo se encuentran en peligro de extinción según la NOM-059 (SEMARNAT 2010).

1.5. Generalidades y estado de conservación de ocelote (*Leopardus pardalis*)

El ocelote (*Leopardus pardalis*) es un miembro de la Familia Felidae, de tamaño mediano, con una coloración del pelaje de amarillo o pardo, con rosetas en la espalda, negras o café oscuro en los bordes que están rellenas de color naranja y en el centro pueden presentar un punto negro. A la altura del cuello presenta barras alargadas negras o café oscuro. Su cola es anillada y corta en comparación con sus piernas. El tamaño corporal es Longitud total de 920 – 2,367 mm y longitud de la cola 270 - 400 mm. Pesa entre 7.8 - 14.4 kg (Hall 1981; Murray y Gardner 1997).

Su distribución geográfica abarca desde el sur de Estados Unidos de América hasta el norte de Argentina (Sunquist y Sunquist 2002). En el territorio mexicano, el ocelote se encuentra a lo largo de la costa del Pacífico y del Golfo de México desde el norte del país en

los estados de Sinaloa y Tamaulipas, hasta llegar al sureste del país en Yucatán (Hall 1981; Ceballos 2014).

Figura 1: Distribución potencial del ocelote en México (Ceballos *et al.* 2006).



El ocelote tiene preferencia por ambientes conservados con densa cobertura vegetal, sin embargo, existen registros de su presencia en áreas con perturbación antropogénica y escasa cobertura vegetal (Paviolo *et al.* 2015). Se encuentra asociado a climas cálidos y húmedos. Ocupa diversos tipos de hábitat, incluyendo manglar, pastizales naturales, bosque espinoso, selvas tropicales y bosques de pino encino (Nowell y Jackson 1996; Sunquist y Sunquist 2002; Bárcenas y Medellín 2010). Algunos trabajos apoyan la hipótesis que la densidad y abundancia del ocelote está positivamente relacionada con factores ambientales que suelen ser diferentes dependiendo del ecosistema, como la precipitación debido al aumento de la producción primaria, lo que conlleva a mayor número de presas y por lo tanto mayor número de carnívoros en el ecosistema (Di Bitetti *et al.* 2008; Rocha *et al.* 2016)).

El ámbito hogareño varía dependiendo del tipo de ecosistema (Oliveira 1994), sin embargo, se ha reportado que en machos varía de 3.5 a 43 km², y en hembras de 0.7 a 18.3 km² (Ludlow y Sunquist 1987; Crawshaw y Quigley 1989; Konecny 1989; Di Bitetti *et al.* 2006; Dillon y Kelly 2008; Maffei y Noss 2008).

En la década de los 60's y 70's, del siglo pasado, los ocelotes sufrieron una reducción de sus poblaciones debido a la cacería y comercio legal por sus pieles (Nowell y Jackson 1996). Sin embargo, a pesar de que sus poblaciones están disminuyendo, esta especie se encuentra catalogada en la lista roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, por sus siglas en inglés), en Preocupación menor (Paviolo *et al.* 2015). Esto se debe principalmente a que el criterio de la IUCN toma en cuenta la distribución a nivel internacional, y los criterios no pueden aplicarse a nivel regional y nacional de manera clara. A diferencia de la NOM-059-SEMARNAT En México, la cual pone al ocelote en la categoría de En peligro de Extinción (P). Debido a que sus poblaciones han disminuido a nivel nacional poniendo en riesgo su viabilidad biológica (SEMARNAT 2010).

1.6. Generalidades y estado de conservación de tigrillo (*Leopardus wiedii*)

El tigrillo (*Leopardus wiedii*) es el felino más pequeño de México y de los menos estudiados (Vanderhoff *et al.* 2011). Su comportamiento furtivo y arborícola al igual que su preferencia por hábitat densos lo hacen un animal muy difícil de estudiar (Hodge *et al.* 2014; Ceballos 2014).

La apariencia del tigrillo es muy similar al del ocelote con la diferencia de tener un cuerpo más pequeño y alargado; su pelaje es gris mate y pardo, con rosetas sólidas, es decir, que a diferencia del ocelote no tienen un punto negro en el centro; también puede presentar bandas largas generalmente a la altura del cuello. Su longitud total es de 805 – 1,300 mm, y

su cola mide entre 395 y 406 mm, lo que representa el 35 – 45% de su longitud total y su peso corporal va de 2.6 a 5.0 kg (Wilson y Reeder 2005; Ceballos 2014).

Se distribuye desde el norte de México hasta el sur de Brasil y Paraguay (Sunquist y Sunquist 2009). En México se distribuye por ambas vertientes oceánicas, desde Sinaloa y Tamaulipas al norte hasta Chiapas y la Península de Yucatán al sur y sureste de México (Hall 1981; Ceballos 2014).

El tigrillo es considerado un félido arborícola por lo que se encuentra asociado a vegetaciones densas como bosques tropicales, subtropicales, bosques caducifolios, aunque hay registros de este animal en sabanas (Nowell y Jackson 1996). Rocha-Mendes y Bianconi (2009) consideran que, debido a su preferencia por vegetación densa, el tigrillo es más susceptible a perturbación del hábitat que otros felinos como la oncilla (*Leopardus tigrinus*) y el ocelote (*Leopardus pardalis*). Su ámbito hogareño va desde 4 km² hasta 10.9 km² (Konecny 1989; Carbajal-Villareal 2005), el valor de sus pieles lo hace uno de los félidos más cazados (Ceballos 2014).

La dinámica poblacional de tigrillo puede estar asociado a factores de competencia intraespecífica (Oliveira *et al.* 2010). En un estudio se describe el factor llamado “efecto ocelote”, el cual explica como la dinámica de felinos de menor talla a la del ocelote como el tigrillo (*Leopardus wiedii*), jaguarundi (*Herpailurus yagouaroundi*) y gato moteado (*Leopardus tigrinus*) se ven afectados negativamente por la presencia de ocelote, concluyen que en los lugares donde hay más ocelote hay menor cantidad de felinos de talla menor, como el caso del tigrillo (Oliveira *et al.* 2010).

Figura 2: Distribución potencial de tigrillo en México. (Ceballos *et al.* 2006)



Debido a sus hábitos arborícolas se le considera más susceptible a la pérdida y modificación de su hábitat (Oliveira *et al.* 2010). También se ve muy amenazado por la cacería ilegal tanto por el valor comercial de sus pieles como por entrar en conflicto con poblaciones humanas al afectar a las aves de corral y otras especies (Caso *et al.* 2008; Carvajal-Villarreal *et al.* 2012). Por estas razones, el tigrillo se encuentra en la categoría de casi amenazado a nivel internacional por la IUCN (Oliveira *et al.* 2015), t de acuerdo a la legislación mexicana se le cataloga como En peligro de extinción según la NOM-059 (SEMARNAT 2010).

Figura 3: Fotografía de *Leopardus pardalis* (izquierda) y *Leopardus wiedii* (derecha). Algunas de las diferencias principales entre estos mesocarnívoros son las rosetas, el ocelote tiene rosetas más grandes y anaranjadas en el centro, mientras que el tigrillo presenta rosetas más sólidas. El ocelote (920 – 2,367 mm) es más grande que el tigrillo (805 – 1,300 mm). Sin embargo, la cola del tigrillo es más larga que las del ocelote respecto al tamaño corporal.



1.7. Antecedentes

Estudiar la ecología del ocelote y del tigrillo resulta en general complejo debido a que son especies crípticas, de hábitos crepusculares y nocturnos, y ámbitos hogareños amplios (Trolle y Kéry, 2003; Di Bitetti *et al.* 2006; Dillon y Kelly. 2008; Vanderhoff *et al.* 2011; Carvajal-Villarreal *et al.* 2012; Palomo-Muñoz *et al.* 2014; De la Torre *et al.* 2016; Briones-Salas *et al.* 2016; Contreras. 2016; Pérez-Irineo y Santos-Moreno. 2016; Pérez-Irineo *et al.* 2017). Sin embargo, es necesario generar información sobre la ecología de sus poblaciones para la toma de decisiones que lleven a un buen manejo y aseguren su conservación a largo plazo (Chávez *et al.* 2013).

Hay diferentes técnicas para determinar la presencia/ausencia de una especie (O'Connell *et al.* 2011). La técnica más sencilla de todas en términos de inversión de recursos es a través de caminatas y avistamientos a lo largo de transectos, sin embargo, no es eficiente para especies crípticas y furtivas (Wilson *et al.* 1996). Otra técnica es a través de la

observación e identificación de excretas, letrinas, rascaderos, huellas, remanentes de pelo (Aranda 2000). Por otra parte, está la técnica de trampeo que consiste en la captura de los individuos de una especie en un sitio de estudio donde no solo podemos identificar a la especie, sino además podemos identificar el sexo, edad, datos morfométricos o muestras de tejido o parásitos de los individuos capturados. Además, es posible colocar en los individuos capturados dispositivos de radio telemetría para su seguimiento remoto de sus movimientos y con ello estimar el tamaño de sus áreas de actividad, uso de hábitat, patrones de movimiento o aspectos de sus interacciones sociales, sin embargo, la captura física de los individuos y el uso de la telemetría se consideran técnicas costosas e invasivas (Karanth 1995; Trolle y Kéry 2003).

En las últimas décadas, se ha desarrollado la técnica de foto-trampeo que cada vez es más popular, esta técnica consiste en la colocación de trampas cámara que permite fotografiar a todos los animales que pasan enfrente de la cámara. Es un método no invasivo que permite distinguir entre especies, capturar comportamientos, registrar horas de captura y en el caso de los animales con pelaje con rayas o motas es posible identificar a sus individuos y con ello es posible estimar la densidad de sus poblaciones (Karanth 1995; Chávez *et al.* 2013). Como es el caso de los ocelotes y tigrillos, cuyo patrón de líneas y motas permite identificar hasta el nivel de individuo (Trolle y Kéry 2003).

La densidad y la abundancia son parámetros de una población que deben ser considerados en todo estudio de manejo y conservación, y pueden ayudar a la toma de decisiones en conservación debido a que permiten comparar poblaciones, dar seguimiento a variaciones temporales y espaciales a lo largo del tiempo (Wilson *et al.* 1996, Walker *et al.* 2000). Estimar la densidad de algunas especies es costosa y difícil de obtener debido al bajo número de individuos y elusividad de la especie, o bien, cuando las fotografías no permiten

su identificación a nivel individuo. Cuando esto sucede, se recomienda usar índices de abundancia relativa como una medida del número de individuos en una población (Lira-Torres y Briones-Salas 2012).

Por otra parte, el foto-trampeo también permite hacer estudios relacionados con los patrones de actividad, los cuales generan información sobre aspectos conductuales, competencia, depredación, parasitismo, comportamiento de presas (O'Connell *et al.* 2011). Esto resalta la importancia de los estudios de patrones de actividad de las especies los cuales revelan secuencias adaptativas de su comportamiento a diario relacionados a su entorno (Halle 2000).

En estudios usando trampas cámara se han reportado densidades de ocelotes de 3 a 94 ind/100 km² a lo largo de diferentes ambientes tropicales (Haines *et al.* 2006; Kolowski y Alonso 2010). En México, en la Selva Lacandona, Chiapas se reportó una densidad de 12.9 ± 5.30 ind/100 km² en una selva alta (De la Torre *et al.* 2016), mientras que al norte de Quintana Roo se reportó una densidad de 14 ind/100 km² en una selva baja (Torres-Romero *et al.* 2017). En Los Chimalapas, Oaxaca, se estimó una densidad de 38 individuos/100 km² en una selva alta, cabe mencionar que este estudio dejó 820 días las trampas cámaras en el campo, cuando los anteriores fue menor a 90 días manteniendo el supuesto de población cerrada (Pérez-Irineo y Santos-Moreno 2014).

La información que se tiene del tigrillo es muy limitada en comparación con la que se tiene para ocelote, a partir de los escasos estudios sobre la especie se ha podido identificar que es una especie comportamiento elusivo, arborícola y preferentemente usa los ambientes con cobertura forestal densa, lo cual dificulta estudiar la especie (Hodge *et al.* 2014). En Ecuador se estimó su abundancia a través del uso de trampas cámara, obteniendo 85 capturas y se identificaron 10 individuos (Hodge *et al.* 2014). Se estimó que los tigrillos tienen una

densidad de 1-5 individuos/100 km² en lugares tropicales con cobertura vegetal densa (Oliveira *et al.* 2010). En los Chimalapas se estimó un IAR de 0.55 para tigrillos (Briones-Salas *et al.* 2016).

En cuanto estudios previos de patrones de actividad, se ha encontrado que en ambientes tropicales estas especies tienen mayor actividad nocturna y crepuscular (Kolowski y Alonso 2011; Vanderhoff *et al.* 2011; Palomo-Muñoz *et al.* 2014; Pérez-Irineo y Santos-Moreno 2014; Briones-Salas *et al.* 2016; De la Torre *et al.* 2016; Pérez-Irineo *et al.* 2017; Torres-Romero *et al.* 2017). Penido *et al.* (2017) afirman la hipótesis que la variación en la actividad diurna de los ocelotes se debe a una adaptación local a las condiciones ambientales, debido a que en ese estudio realizado en un ambiente semi-árido solamente obtuvieron un registro durante el día.

Establecer métodos confiables de muestreo para estimar la densidad poblacional de especies con comportamiento elusivo, tal como los ocelotes, es importante para por razones científicas y de gestión (Karanth y Nichols 1998).

1.8. Justificación

Los mesocarnívoros tropicales son en general un grupo escasamente estudiado (Servín 2013). El tigrillo y el ocelote son los únicos mesocarnívoros félidos que se encuentran en Peligro de Extinción en México (SEMARNAT 2010), debido a esto, estudios que aporten información sobre su ecología, son necesarios para el diseño de estrategias de conservación conocer mejor su estado de conservación y contar con información que ayude en el diseño de programas de manejo y de conservación para asegurar la existencia de estas especies en el territorio mexicano.

2. Objetivos

2.1. Objetivo general

Generar información sobre la ecología de ocelote (*Leopardus pardalis*) y del tigrillo (*Leopardus wiedii*) en dos bosques tropicales del sureste de México.

2.2. Objetivos particulares

- Determinar la densidad poblacional de ocelote (*Leopardus pardalis*) y del tigrillo (*Leopardus wiedii*) en dos sitios del sureste de México, uno con selva media perennifolia y otro con selva alta perennifolia, durante la temporada de lluvias.
- Determinar los patrones de actividad de ocelote (*Leopardus pardalis*) y del tigrillo (*Leopardus wiedii*) en los dos sitios de estudio durante la temporada de lluvias.

3. Hipótesis y predicciones

1. Ho. Si las densidades de ocelote (*Leopardus pardalis*) y tigrillo (*Leopardus wiedii*) no están relacionados con el tipo de vegetación, entonces: No se espera encontrar una relación entre las densidades de ocelote y tigrillo entre la selva alta perennifolia que en la selva media perennifolia.

1. Ha. Si las densidades de ocelote (*Leopardus pardalis*) y tigrillo (*Leopardus wiedii*) están relacionados con el tipo de vegetación entonces: Se espera encontrar una mayor densidad en la selva alta perennifolia que en la selva media perennifolia.

2. Ho. Si los patrones de actividad de ocelote (*Leopardus pardalis*) y tigrillo (*Leopardus wiedii*) no están relacionados con el tipo de vegetación, entonces: No se espera encontrar una actividad principalmente nocturna en ambos sitios de estudio.

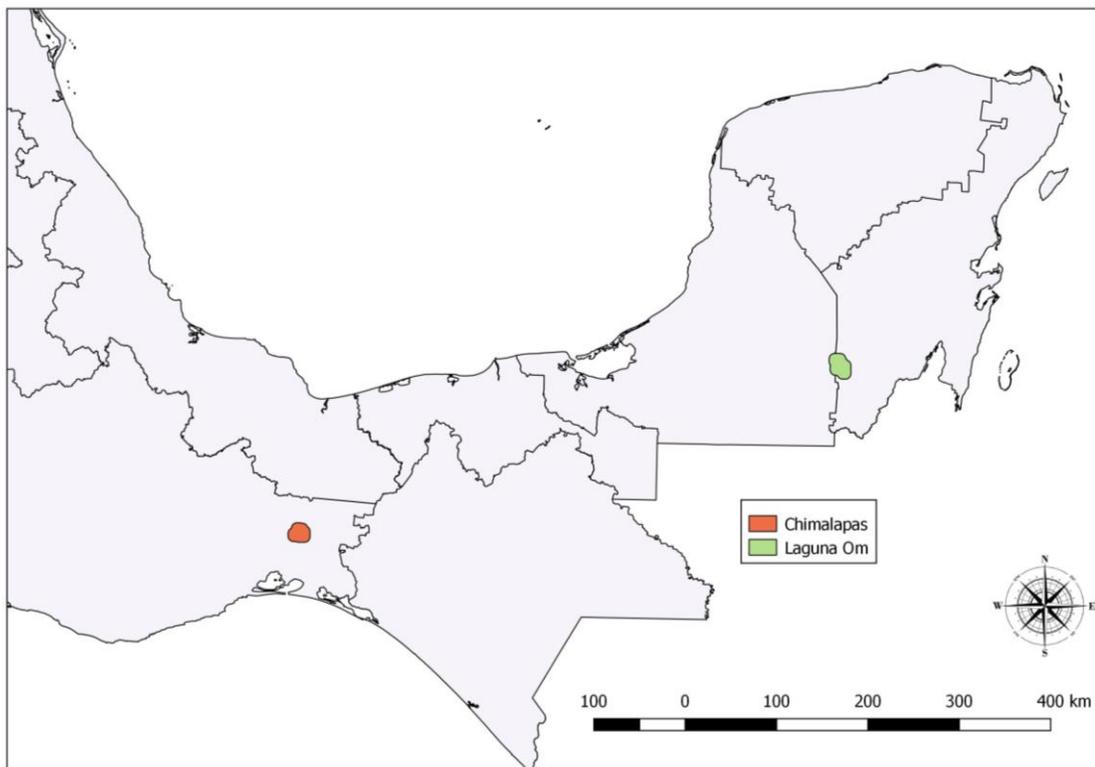
2. Ha. Si los patrones de actividad de ocelote (*Leopardus pardalis*) y tigrillo (*Leopardus wiedii*) están relacionados con el tipo de vegetación, entonces: Se espera encontrar una actividad principalmente nocturna en ambos sitios de estudio.

4. Métodos

4.1. Áreas de muestreo

El estudio se llevó a cabo en dos localidades en el sureste de México. El primer sitio se encuentra en el Ejido Santa María Los Chimalapas, Oaxaca y el segundo en el Ejido La Laguna Om, Quintana Roo (Figura 4).

Figura 4: Áreas de muestreo Santa María Los Chimalapas, Oaxaca y Laguna Om, Quintana Roo.



El municipio de Santa María Los Chimalapas, se encuentra en el sureste de Oaxaca, en la región del Istmo de Tehuantepec, colinda al norte con Los Uxpanapas, Veracruz y al oeste con el río Oaxaca (Lira-Torres y Briones-Salas 2012). Las coordenadas geográficas extremas

del municipio son 94° 71' 90" O, 16° 77' 90" N y 94° 57' 59" O, 16° 87' 40" N. Tiene un clima cálido húmedo con lluvias en verano (Am(f) y (A)C(w2), su temperatura anual promedio oscila entre 18 -22°C, su precipitación anual varía entre 3,000 y 3,500 mm (Arriaga *et al.* 2000), La temporada seca abarca los meses de marzo a junio, mientras que la temporada de lluvia abarca de julio a febrero, (Arriaga *et al.* 2000). El tipo de vegetación dominante es selva alta perennifolia, en menor superficie se encuentra selva media subperennifolia, vegetación secundaria y pastizales introducidos (INEGI 2016, escala 1:250 000, serie VI INEGI). Este municipio abarca 460,000 hectáreas de las 600,000 hectáreas del macizo forestal total de la selva de Los Chimalapas (Arriaga *et al.* 2000).

El Ejido Laguna Om se encuentra en el municipio de Othón P. Blanco, al sur del Estado de Quintana Roo. Colinda al oeste con el estado de Campeche, y con el país de Belice al sur. Las coordenadas geográficas extremas del municipio son 89° 69' 00" O, 18° 02' 37" N, y 89° 69' 00" O, 18° 54' 00" N. Su clima es cálido subhúmedo con lluvias en verano (Aw(1) su temperatura anual oscila entre 25.1 y 27°C (INEGI 2017). La precipitación anual varía entre 1,138 a 1,440 mm, la temporada de secas va de los meses de marzo a junio y la temporada de lluvias de julio a noviembre (INEGI 2017). Los principales tipos de vegetación son la selva media perennifolia, vegetación secundaria arbórea de selva mediana subperennifolia y vegetación secundaria arbórea de selva baja espinosa (INEGI 2016, escala 1:250 000, serie VI INEGI). El ejido Laguna Om forma parte del área prioritaria para la conservación del jaguar de la región de Calakmul (Medellín *et al.* 2016), abarca 35,000 hectáreas de macizo forestal. El Ejido Laguna Om tiene una elevada biodiversidad biológica, aporta procesos ecológicos y brinda servicios ambientales (Prezas 2013).

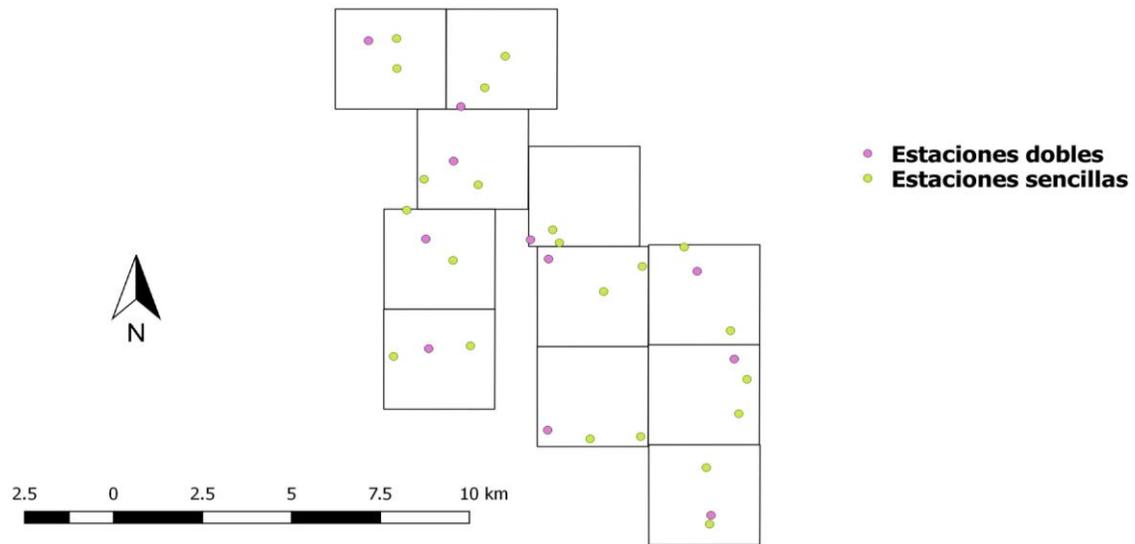
4.2. Diseño de muestreo

Se usó el diseño de cámaras propuesto para el Censo Nacional del Jaguar, el cual consiste en colocar nueve cuadrantes con 3 estaciones cada una (dos sencillas y una doble), colocando en total 27 estaciones de foto-trampeo en una gradilla con una separación de 1 a 3 km entre estaciones de muestreo (Chávez *et al.* 2006).

Las trampas-cámara se colocaron en lugares para maximizar la probabilidad de captura, cerca de rascaderos, huellas, excretas, a lo largo de caminos de cacería y cerca de cuerpos de agua, sin embargo, este muestreo está hecho para capturar registros fotográficos de jaguar, lo que puede no ser óptimo para capturar especies de menor talla (Chávez *et al.* 2006).

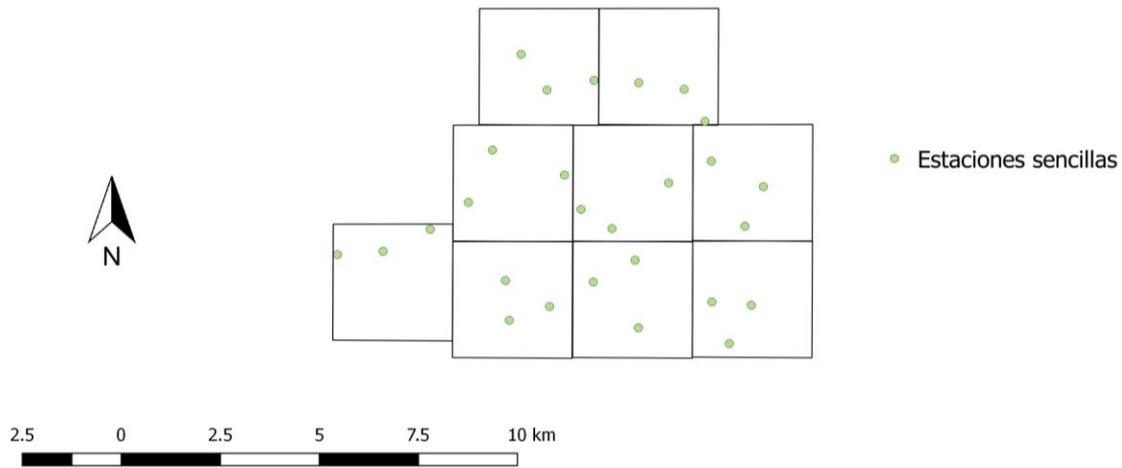
Para el diseño de muestreo en Laguna Om se emplearon 11 cuadrantes, cada uno de 9 km², cubriendo un área total de 99 km². En cada cuadrante se colocaron 3 estaciones de foto-trampeo (una doble y dos sencillas; cámaras “Cuddeback® Digital E2”), en total 33 estaciones (Figura 2), las cuales estuvieron activas permanentemente por un periodo de 60 días continuos en los meses de agosto y septiembre, por lo que el esfuerzo efectivo de muestreo fue de 1,980 días-cámara.

Figura 5: Arreglo de las trampas cámara y cuadrante del área de estudio de la Laguna Om, Quintana Roo.



En Los Chimalapas la gradilla de muestreo abarcó un área de 81 km² la cual se dividió a su vez en 9 cuadrantes, cada uno de 9 km². Se colocaron 27 estaciones de fototrampeo en total (todas sencillas; “Cuddeback® Digital E2” y “Bushnell® Trophy cam HD”). En cada cuadrante hubo tres estaciones las cuales tenían entre 1–3 km de separación entre ellas (Figura 3), sin embargo, dos cámaras no funcionaron, por lo que solo se tomaron en cuenta 25 trampas cámara, las cuales estuvieron activas permanentemente durante un periodo de 56 días por lo que el esfuerzo efectivo de muestreo fue de 1,400 días/ cámaras.

Figura 6: Arreglo de las trampas cámara y cuadrante del área de estudio de Santa María Chimalapas, Oaxaca.



4.3. Configuración de las trampas cámara

La programación de las cámaras fue diferente para cada sitio de estudio. En la Laguna Om se programó para obtener capturas a partir de fotografías y se seleccionó la opción de retraso “Lo más rápido posible” (FAP, por sus siglas en inglés), también se programó para disparar inmediatamente al detectar movimiento.

En Los Chimalapas se programó para capturar a los animales con video en lugar de fotografías, esto puede causar que el número de eventos dependientes disminuya. Los videos duran 10 segundos y su retraso es de un minuto; y se seleccionó la opción de disparo FAP).

4.4. Procesamiento de datos

Dependiendo del análisis se utilizaron los dos diferentes tipos de evento de captura. Para estimar los patrones de actividad de estos félidos se utilizaron tanto los eventos independientes como los eventos dependientes (Vanderhoff *et al.* 2011). Sin embargo, para hacer el análisis de índice de abundancia relativa (IAR) y para la medición de la densidad se

utilizaron únicamente los eventos independientes. Se consideró un evento independiente en la misma estación de trampeo cuando a) las fotografías consecutivas fueron de individuos diferentes distinguibles por rosetas, manchas o alguna otra característica, b) fotografías de la misma especie separadas por 24 horas que no sean identificables a nivel individuo y c) fotografías separadas por 24 horas del mismo individuo. Únicamente se consideraron los registros de ocelote (*Leopardus pardalis*) y tigrillo (*Leopardus wiedii*).

4.5. Estimación de densidad de ocelote (*Leopardus pardalis*)

4.5.1. Identificación de individuos

Para la identificación de individuos se utilizaron cuatro parámetros: 1) identificación de rosetas, 2) identificación de rosetas de la cola en diferentes flancos, 3) talla corporal y 4) espacio-tiempo de registros.

- 1) La identificación a nivel individuo se realizó mediante marcas distintivas en el pelaje como las rosetas, manchas (Trolle y Kéry 2003), sin embargo, para no sobrestimar la densidad de individuos, solo se pueden considerar la identificación de un solo flanco.
- 2) En algunos casos, los individuos pueden presentar el mismo patrón de manchas y rosetas en ambos flancos de la cola. Por lo que se consideró este parámetro para considerar la identificación.
- 3) En ocasiones se pudo comparar las dimensiones de la talla corporal de los individuos entre fotos, cuando había una referencia (cuando los individuos pasaron a la misma distancia o distancia similar y/o por el mismo lugar).
- 4) En un estudio previo, se estimó que los ocelotes se mueven aproximadamente 2 km al día en selvas tropicales (Dillon y Kelly 2008), se compararon las fechas de captura

y se midió la distancia entre las estaciones en las que se capturaron los individuos. Si no coincidía la distancia con la fecha se consideró un individuo diferente. Si la distancia y las fechas coincidían, y los demás parámetros adicionales también coincidían, se consideraron como individuos diferentes.

Es importante mencionar que los parámetros 2, 3 y 4 se utilizaron cuando no se pudo comparar las rosetas, manchas y rayas entre ambos flancos, y por lo tanto se desconocía cuantos individuos identificados del lado derecho y del lado izquierdo eran el mismo. Estos parámetros (2, 3 y 4) complementarias al patrón de las manchas de cada individuo en los flancos (1) se implementaron con el objetivo de minimizar el rango de error de subestimar o sobrestimar individuos en una población.

Una vez que se identificaron los individuos se les otorgó una clave de identificación. La clave se asignó de la siguiente manera: Especie_sex0_lugar_# de individuo; Por ejemplo: Ocelote_Macho_Chimalapas_4 (OMChim4).

4.5.2. Medición de distancia de la zona de amortiguamiento

El área de amortiguamiento se calculó considerando el tamaño promedio de las áreas de acción de ocelotes reportados en otros estudios en selvas tropicales relativamente cercanas a las áreas de este estudio. Para ello solo se consideraron los datos que reportaban el ámbito hogareño calculado por el polígono mínimo convexo (MCP, por sus siglas en inglés) (Cuadro 1) Estos estudios se llevaron a cabo en selvas de Belice y México.

Tradicionalmente se utiliza la media de las distancias máximas recorridas (MDMM, por sus siglas en inglés), sin embargo, al utilizar la MDMM de cada sitio se violaba el supuesto de no dejar huecos en el área efectiva de muestreo (Karanth y Nichols 1998).

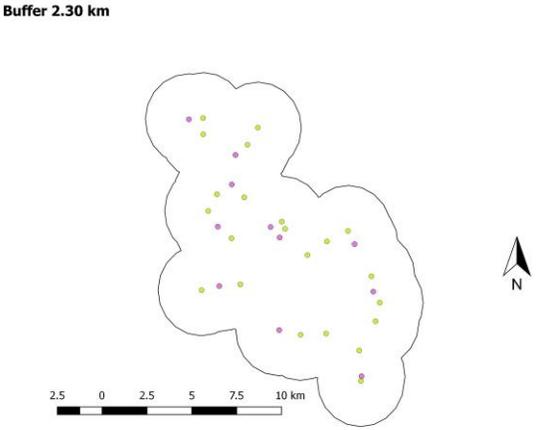
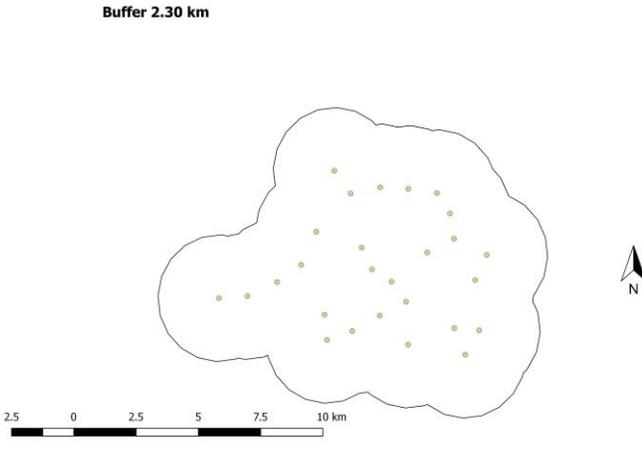
Cuadro 1: Área de acción reportada para ocelotes en selvas tropicales de México y Belice.

País	Localidad	Área de acción reportada en ocelotes (km²)	Fuente
Belice	Parque Nacional de Chiquibul	18.91	1
Belice	Parque Nacional de Chiquibul	29.4	2
Belice	Parque Nacional de Chiquibul	14.68(♀) y 31.21(♂) Promedio = 22.94	3
México	Reserva Ecológica El Edén	1.8 (♀) y 4.63(♂) Promedio= 3.21	4

Fuente: 1. Dillon y Kelly 2008; 2. Dillon 2005; 3. Konecny 1989; 4. Torres-Romero *et al.* 2017.

El promedio del radio de las áreas de actividad fue de 2.30 km, distancia que se utilizó como zona de amortiguamiento estandarizado en ambos sitios de estudio.

Figura 7: Diseño de muestreo de ambos sitios considerando las dos mediciones de los buffers y su respectiva área efectiva de muestreo.

Sitio	Diseño de muestreo	Zona de amortiguamiento (km)	Área efectiva de muestreo (km ²)
Laguna Om	 <p>Buffer 2.30 km</p>	2.3	188
Los Chimalapas	 <p>Buffer 2.30 km</p>	2.3	135

Todos los análisis geográficos se realizaron con el programa QGIS (QGIS 2009, disponible en <http://qgis.osgeo.org>).

4.5.3. Estimación de densidad con CAPTURE

Los modelos de captura-recaptura clásicos como CAPTURE se basan bajo el supuesto de que todas las poblaciones deben ser cerradas, es decir que asumen que la población permanece sin cambios durante el periodo de estudio (< 90 días), suponen que no hay nacimientos, muertes, inmigración ni emigración durante ese periodo de tiempo. Y que todos los animales que se encuentren dentro del área de muestreo tengan una probabilidad mayor a cero de ser fotografiados (Otis *et al.* 1978; Rexstad y Burnham 1991). CAPTURE revisa el historial de captura mediante varios modelos estadísticos, y escoge el mejor modelo a partir de la matriz X a partir de un algoritmo de selección el cual utiliza un análisis de función discriminante entre los modelos que asumen diferentes fuentes de variación en la probabilidad de captura (Otis *et al.* 1978). El modelo nulo M_0 asume la misma probabilidad para todos los individuos y para los diferentes tiempos de muestreo. El modelo M_t asume que la probabilidad de captura varía entre los distintos eventos de muestreo, pero los individuos tienen la misma probabilidad de captura. El modelo M_b asume que la probabilidad es la misma para los individuos no capturados, pero después de ser capturados su probabilidad cambia. Y el modelo M_h asume que la probabilidad de captura de cada individuo es diferente (Otis *et al.* 1978). Además, CAPTURE ofrece una combinación de los mismos modelos para tener más fuentes de variación M_{bh} , M_{tb} , M_{th} (Otis *et al.* 1978).

Los individuos identificados se acomodan en las historias de captura en una matriz, llamada “Matriz X ” (Otis *et al.* 1978) Las historias de captura de los animales consisten en un vector de fila de t entradas, donde t es el número de ocasiones de captura para cada sitio en particular. Cada entrada denotada como X_{ij} para cada individuo i en ocasión j , asume el

valor de 0 si el animal no fue capturado en esa ocasión en particular o 1 si el animal fue capturado en esa ocasión (Otis *et al.* 1978).

Una vez que CAPTURE estimó las abundancias de ocelotes en las diferentes áreas de estudio, se estimó la densidad de estos a partir de la siguiente fórmula.

$$Densidad = \frac{\text{Abundancia estimada con CAPTURE}}{\text{Área efectiva de muestreo}}$$

Como se mencionó anteriormente, el área efectiva de muestreo se calculó a través de una zona de amortiguamiento estandarizado.

4.5.4. Estimación de densidad con SPACECAP

El programa SPACECAP es un programa espacialmente-explicito, el cual se basa en cuatro supuestos: la población debe ser cerrada, cada individuo tiene su propio centro de actividad, las ubicaciones de los centros de actividad están fijas durante el periodo de muestreo, la probabilidad de detección de un individuo es inversamente proporcional a la distancia a la que se encuentra del centro de actividad de la trampa, y cada captura es un evento independiente (Royle *et al.* 2009).

SPACECAP funciona a base de tres archivos los cuales se tienen que crear para que el programa analice los datos de manera adecuada. 1) Los detalles de captura de cada individuo 2) Detalles de distribución y tiempo de las trampas cámara y 3) Centros potenciales de las áreas de acción.

- 1) Los detalles de captura de cada individuo se registran en un archivo que se puede hacer en Microsoft Excel. El archivo consiste de tres columnas; ANIMAL_ID, el cual es el ID de cada individuo identificado, LOC_ID es el número de la cámara trampa en la que el individuo fue capturado y SO que corresponde al día en el que el individuo fue capturado.
- 2) Los detalles de distribución y tiempo de las trampas cámara se registran en otro archivo de Excel, también en tres columnas; LOC_ID que es el número de la cámara trampa en la que el individuo fue capturado, COORD_Y la que corresponde a las coordenadas en UTM de cada cámara del eje de las “y”, y COORD_X la que corresponde a las coordenadas en UTM de cada cámara del eje de las “x”.
- 3) Y finalmente los centros potenciales de las áreas de acción. Este archivo también se puede hacer el Excel. El archivo consiste en tres columnas; COORD_Y la que corresponde a las coordenadas en UTM de cada punto equidistante (centro potencial de acción) del eje de las “y”, y COORD_X la que corresponde a las coordenadas en UTM de cada punto equidistante (centro potencial de acción) del eje de las “x”. Y la última columna HABITAT, la cual se llena con unos y ceros, el “1” representando si la coordenada dependiendo del tipo de vegetación es habitable para el ocelote, y el “0” representando que no es habitable para el ocelote. Este archivo se hizo con QGIS (QGIS 2009, disponible en <http://qgis.osgeo.org>).

La matriz de puntos equidistantes los cuales simulan los centros potenciales de las áreas de acción de la especie (figura 7), en este caso, de los ocelotes. Los puntos equidistantes se separaron por 0.25 km.

El área cubierta por estos puntos debe ser muy grande para evitar efectos limitantes del área de muestreo de las trampas en relación a las áreas de acción de los

individuos fotografiados (Noss *et al.* 2013). Para crear la reja de los puntos se usó el doble de la distancia del buffer estandarizado, es decir, 4,600 metros alrededor de las trampas cámaras (figura 7).

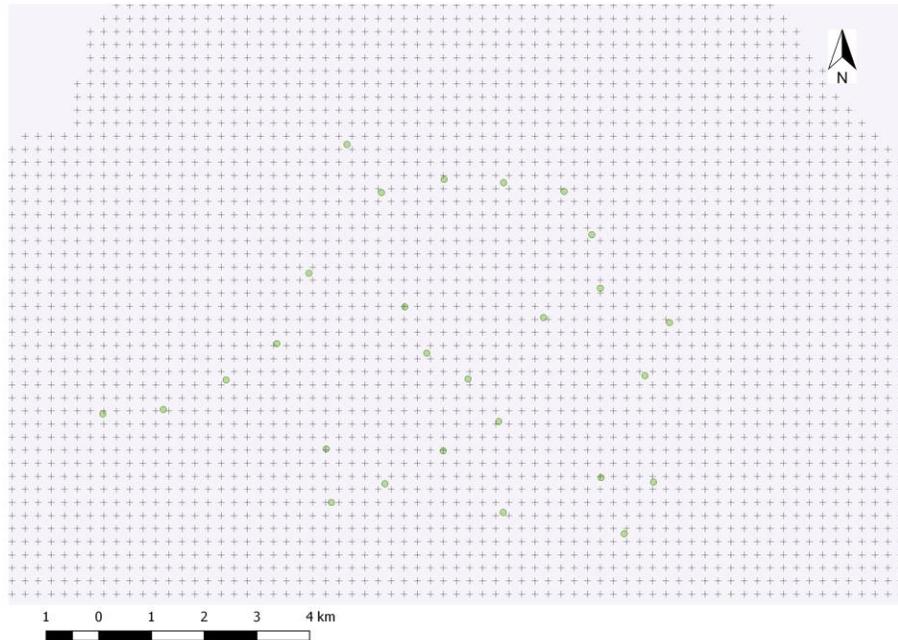


Figura 8: Muestra de los puntos equidistantes (centros potenciales de acción).

Una vez que se construyeron los tres archivos, se subieron a la interfaz de SPACECAP en RStudio (Gopalswamy *et al.* 2014).

La interfaz de SPACECAP se divide en tres partes 1) Input data, 2) Model definition y 3) MCMC simulations.

- 1) En Input data se cargaron los tres archivos que se crearon; los detalles de captura de cada individuo, los detalles de distribución y tiempo de las trampas cámara y los centros potenciales de acción. Asimismo, se puso el tamaño del pixel, es decir, el área de cubren los puntos equidistantes ($0.25 \text{ km} * 0.25 \text{ km}$), por lo tanto, el tamaño del pixel fue de 0.0625 km^2 .

2) En Model definition se definió las características del modelo que se desea correr. Para este estudio se hizo lo recomendable y se dejó como viene por defecto la interfaz, es decir, en “Trap response” se seleccionó **Respuesta a captura ausente**, esto quiere decir que las trampas cámaras no generan una reacción negativa en el animal capturado. En “Capture-Recapture model” se seleccionó **Captura-Recaptura** espacial, la cual indica que se tome en cuenta el espacio del área de muestreo para hacer sus estimaciones. . Y en “Detection function” se seleccionó **“Half-normal”** en lugar de **“Negative exponential”**, lo que indica la función que describe el mecanismo de disminución de la probabilidad de captura y el aumento de la distancia entre la estación en la ubicación del individuo.

3) Las Cadenas de Markov de Monte Carlo (MCMC, por sus siglas en inglés) sirve para especificar los parámetros de la corrida de los datos. Se puede ajustar el número de iteraciones de la corrida, el número de iteraciones que el programa no tomará en cuenta debido a que pueden presentar fallas o valores extremos mientras el análisis establece los rangos razonables, número de adelgazamiento de las muestras MCMC, es decir, las estimaciones que se van a considerar, y el aumento de datos (el máximo número de animales que se permite en el estado-espacio S). Se pusieron diferentes características dependiendo del sitio de estudio, ya que tienen diferentes datos y se deben ajustar para que el modelo corra los datos de manera apropiada.

Specify number of MCMC iterations se colocó 50,000 repeticiones para ambos sitios.

El valor de **Specify the burn-in period**. En Chimalapas se usó un valor de periodo de quema de 40,000 mientras que en Laguna Om se usó un valor de 10,000.

Specify thinning rate En Chimalapas se consideraron cada 10 estimaciones, mientras que en Laguna Om se consideraron todas por lo que se puso el valor de 1.

Specify data augmentation value. En Chimalapas se usó un valor de 108, mientras que en Laguna Om se usó un valor de 135.

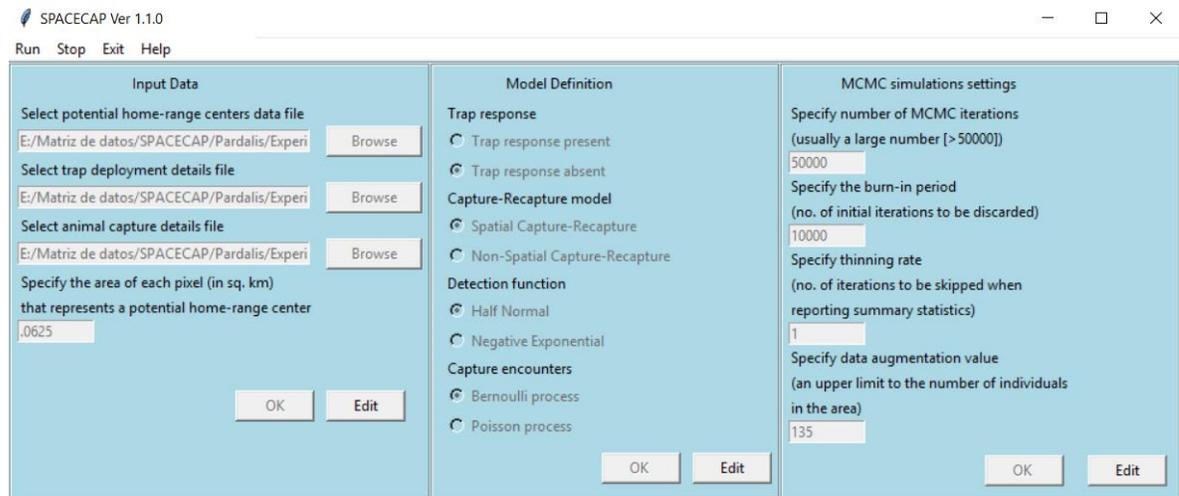


Figura 9: Muestra de la interfaz de SPACECAP y sus ajustes para analizar los datos del sitio Laguna Om.

Los resultados de SPACECAP arrojan varias Cuadros y gráficos. Para interpretar los resultados se deben conocer cuáles son: Sigma, Lam0, psi, Nsupper y Density.

Sigma= Es la distancia en metros que estima el diámetro del área de acción de la especie en el área de muestreo, es decir, distancia al área de acción a la cual los animales pueden ser detectados

lam0 = Es la tasa de encuentro de un individuo “i” en la trampa “j” en el día “k” cuyo centro del área de acción esta exactamente en esa trampa.

psi = Es la probabilidad de que un animal de los valores aumentados (argumented data set) sea un animal real en el espacio dado (S).

Nsuper= Es el tamaño de la población – el número de centros de actividad en el área (S), es decir, el número de animales reales en S.

Density = Es el equivale a N_{super} / S .

(Gopaldaswamy *et al.* 2014)

Una vez que SPACECAP haya terminado el análisis se debe checar lo siguiente para saber si los resultados son correctos o se deben volver a correr.

Data augmentation: Revisar el grafico de densidad psi, la cola derecha no debe de llegar a 1, lo mismo aplica para el grafico de densidad de N. Si no cumple con esto se debe rehacer el análisis con un valor mayor de *Data Augmentation*.

También se debe revisar el grafico de función de detección. La probabilidad de detección de cualquier animal que tenga su *home range* afuera la probabilidad de detección debe ser muy baja.

Convergencia: Geweke test, el cual compara los promedios del primer 10% y del último 50% de los valores de las cadenas. Los valores de z deben de estar -1.6 y +1.6. Si no se cumple con esto, se debe rehacer el análisis utilizando un periodo de quema mayor.

Model fit: Los valores de la P Bayesiana cercanos a 0 o 1 implican que el modelo es inadecuado (Gopaldaswamy *et al.* 2014).

4.6. Patrones de actividad

Los patrones de actividad de ambas especies de felinos se estimaron de acuerdo con la hora de captura registrada en la imagen fotográfica. Para la estimación de patrones de actividad se consideraron los eventos independientes y dependientes. Se utilizó la clasificación de registros según Gómez *et al.* (2005): Nocturno (20:00- 06:00 horas), diurno (08:00-18:00 horas) y crepuscular (06:00- 08:00 horas, y 18:00 – 20:00 horas).

Las especies se clasificaron como diurnas (<15 % de las observaciones fueron de noche), nocturnos (>85 % de las observaciones fueron de noche), principalmente diurnas (15 – 35% de las observaciones fueron de noche), principalmente nocturnas (entre 65 y 85% de las observaciones fueron de noche) y crepusculares (50% de las observaciones fueron durante la fase crepuscular) (Gómez *et al.* 2005).

4.6.1. Coeficiente de traslape en los patrones de actividad

Los patrones de actividad se estimaron a través de la medición del “coeficiente de traslape” (Δ). Este indica el traslape entre especies del 0 al 1. Entre más cercano al cero hay menos traslape y entre más cercano al 1 hay mayor traslape entre las especies (Ridout y Linkie 2009). El estimador del coeficiente se define como:

$d = \int_0^1 \min\{\hat{f}(t), \hat{g}(t)\} dt$, donde $\hat{f}(t)$ y $\hat{g}(t)$ son las estimaciones de las dos funciones de actividad en el tiempo t que se comparan.

El análisis estadístico se realizó con el paquete de R llamado “Overlap” (Meredith y Ridout 2017, para R).

4.7. Estimación del Índice de Abundancia Relativa (IAR) de tigrillo (*Leopardus wiedii*)

Debido al bajo número de capturas de tigrillos se decidió no hacer la estimación de densidad poblacional para esta especie en ninguno de los dos sitios de estudio. En su lugar se decidió hacer la estimación del Índice de Abundancia Relativa (IAR).

Para calcular el IAR de cada especie, todas las capturas independientes de cada especie se suman, lo cual se divide entre el esfuerzo de muestreo (EM). El EM se obtiene al multiplicar los días que duró el muestreo por el número de estaciones funcionando que hay en el sitio de estudio. Al resultado de esta división se le multiplica por 1000 (Unidad estandarizada). El resultado se lee como individuos / esfuerzo de muestreo (Briones-Salas *et al.* 2016; Maffei *et al.* 2002).

$$\text{IAR} = \frac{C}{\text{EM}} * 1000$$

Donde:

C= eventos independientes de captura

EM= Esfuerzo de muestreo (días de muestreo * # de estaciones)

1000 = unidad estandarizada

(Maffei *et al.* 2002)

5.- Resultados

5.1. Procesamiento de datos

En Los Chimalapas con un esfuerzo efectivo de muestreo de 1,400 días-trampa se registraron trece capturas de ocelote, once eventos independientes y dos dependientes, y para tigrillo nueve capturas de las cuales todas fueron independientes.

En Laguna Om, con un esfuerzo efectivo de muestreo de 1,980 días-trampa, se registraron 123 capturas, 57 eventos independientes y 66 dependientes para ocelote. Para el tigrillo hubo diez capturas, de las cuales cinco fueron eventos independientes y cinco dependientes.

Cuadro 2: Número de capturas, eventos independientes, eventos dependientes y esfuerzo de muestreo para ambas especies y en ambos sitios de estudio.

Especie	Sitio	Capturas	Eventos dependientes	Eventos independientes	Esfuerzo de muestreo (días/trampa)
<i>Leopardus pardalis</i>	Los Chimalapas	13	2	11	1,400
	Laguna Om	123	66	57	1,980
<i>Leopardus wiedii</i>	Los Chimalapas	9	0	9	1,400
	Laguna Om	10	5	5	1,980

5.2. Estimación de densidad poblacional de ocelote (*Leopardus pardalis*)

5.2.1. Identificación de individuos de ocelote

En Los Chimalapas se identificaron 6 individuos. Tres del flanco izquierdo, dos del derecho y uno de ambos flancos, con las observaciones adicionales se tomaron en cuenta los 6 individuos para este estudio (Cuadro 3). Mientras que en la Laguna Om se identificaron a 19

individuos. Seis del flanco izquierdo, cinco del derecho y ocho de ambos flancos, con las observaciones adicionales se tomaron en cuenta 15 para este estudio (Cuadro 3).

Cuadro 3: Cuadro comparativa de las capturas de individuos identificables en ambos sitios de ocelote.

	Individuos identificados	Individuos en el estudio
Los Chimalapas	6	6
Laguna Om	19	15

Figura 10: Ejemplo de las identificaciones de ocelote mediante sus patrones de rosetas y manchas alargadas las cuales son distintivos únicos de cada individuo. a) Ocelote identificado como OHChim2 en Chimalapas b) Ocelote identificado como OHOm14 en Laguna Om.



Cuadro 4: Densidades estimadas de ocelote por CAPTURE en ambos sitios de estudio durante la temporada de lluvias del 2016.

Sitio	Abundancia estimada en CAPTURE	Zona de amortiguamiento (km)	Área efectiva de muestreo (km ²)	Densidad (ind/100 km ²)
Laguna Om	12 (±3.34)	2.3	188	6.38 ± 1.77
Los Chimalapas	7 (±3.62)	2.3	135	5.18 ± 2.68

5.2.3. Densidad de ocelote (*Leopardus pardalis*) estimada a través de SPACECAP

Los Chimalapas

La densidad estimada en SPACECAP fue de 6.6 (SE ± 4.8) ocelotes/100 km² (**0.066 /km²**).

La tasa de encuentro de un individuo en la trampa como centro de actividad fue de 0.5576×10^{-3} SE ± $.3325 \times 10^{-3}$ y la probabilidad de que un animal de los valores aumentados sea un animal real es de 0.1699 SE ± 0.1206 (Cuadro 5). De acuerdo con los valores Geweke obtenidos, todos los parámetros convergieron debido a que se encuentran entre -1.6 y +1.6 (Cuadro 6).

Cuadro 5: Resultados de sigma, lam0, psi, N y densidad con su respectiva desviación estándar estimados por SPACECAP en Chimalapas.

Parámetro	Posterior mean	Posterior_SD
Sigma (σ)	48055.32061	6430.967381
lam0 (λ)	0.000557605	0.000332596
Psi (Ψ)	0.169913522	0.120629376
N	18.453	13.48115472
Densidad	0.066065787	0.04826549

Cuadro 6: Valores Geweke de Chimalapas

Sigma	Lam0	Psi	N
-0.73800	-0.06958	-0.01822	-0.28056

Laguna Om

La densidad estimada en SPACECAP fue de 5.4 (± 0.9) ocelotes/100 km² (**0.054 /km²**). La tasa de encuentro de un individuo en la trampa como centro de actividad fue de $3.310 \times 10^{-3} \pm 1.181 \times 10^{-3}$ y la probabilidad de que un animal de los valores aumentados sea un animal real es de 0.1404 ± 0.0371 (Cuadro 7). De acuerdo con los valores Geweke obtenidos, todos los parámetros convergieron debido a que se encuentran entre -1.6 y +1.6 (Cuadro 8).

Cuadro 7: Resultados de sigma, lam0, psi, N y densidad con su respectiva desviación estándar estimados por SPACECAP en Laguna Om.

Parámetro	Posterior mean	Posterior_SD
Sigma (σ)	4091.410834	1060.882917
lam0 (λ)	0.003310094	0.001181817
Psi (Ψ)	0.14042725	0.037188948
N	20.35735	3.673185033
Densidad	0.054449616	0.009824634

Cuadro 8: Valores Geweke en Laguna Om.

Sigma	Lam0	Psi	N
0.9962	-0.8135	0.4201	0.5845

5.2.4. Resultados conjuntos

Cuadro 9: Cuadro de densidades de ocelotes (individuos/100km²) en los dos sitios de estudio con ambos programas; CAPTURE y SPACECAP.

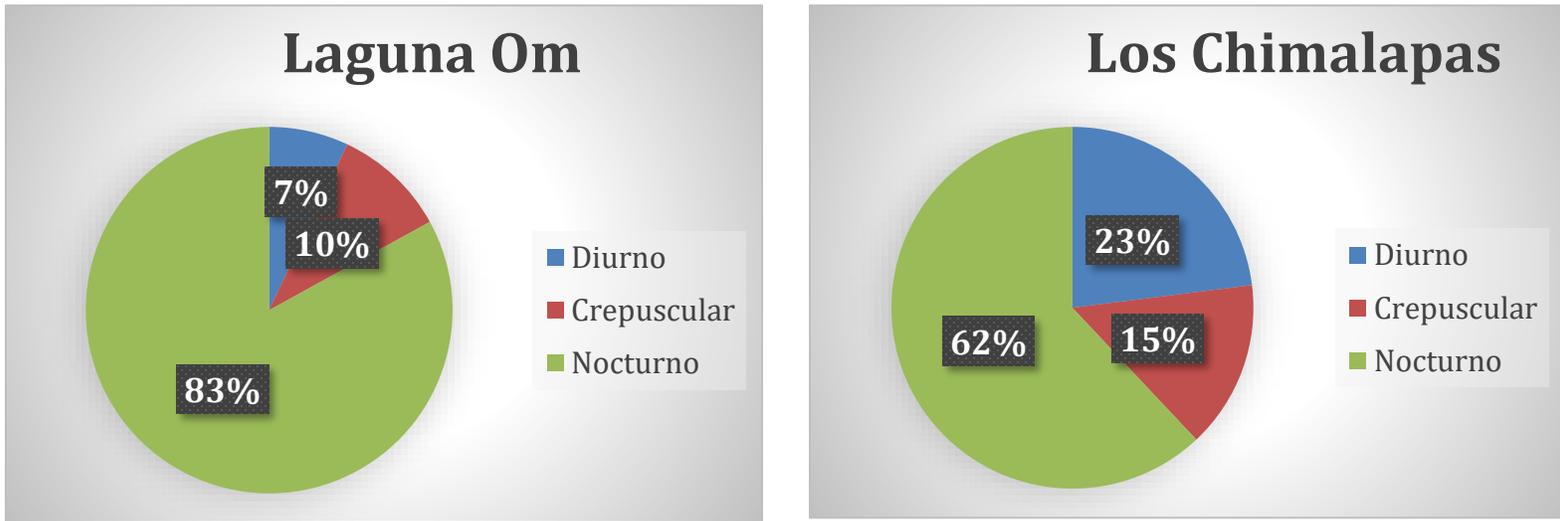
Sitio	CAPTURE			SPACECAP
	Zona de amortiguamiento (km)	AEM (km ²)	Densidad	Densidad
Laguna Om	2.3	188	6.38 ± 1.7	5.4 ± 0.9
Los Chimalapas	2.3	135	5.18 ± 2.6	6.6 ± 4.8

5.3. Patrones de actividad

5.3.1. Ocelote (*Leopardus pardalis*)

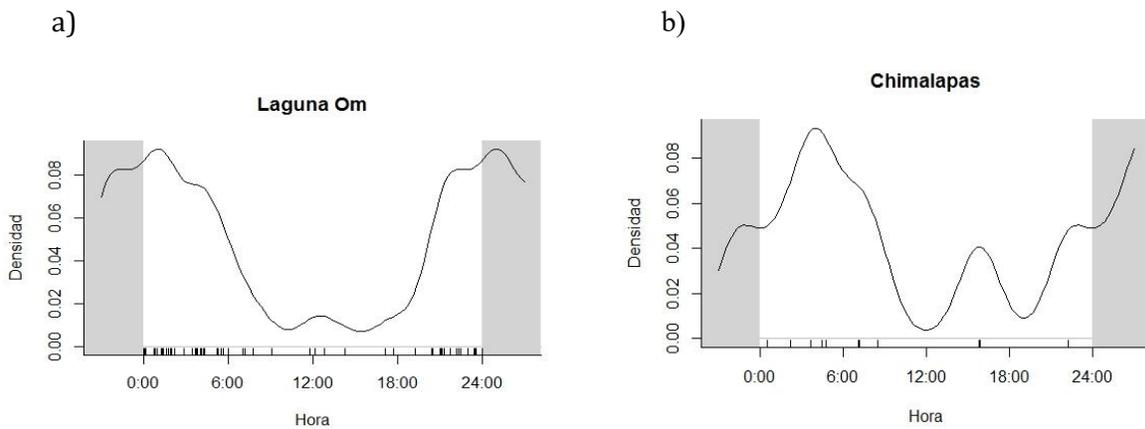
Los ocelotes tuvieron registros durante todo el día, sin embargo, la mayoría de los registros se reportaron como nocturnos, seguido por crepusculares y finalmente diurnos (Figura 1). El 83% de los registros de ocelote en Laguna Om fueron nocturnos, mientras que en Los Chimalapas tuvieron un porcentaje de 62% nocturnos (Figura 1), de acuerdo con la clasificación de Gómez *et al.* (2005).

Figura 11: Porcentajes de los registros de actividad (nocturno, crepúsculo, diurno) en ocelote por sitio de estudio.

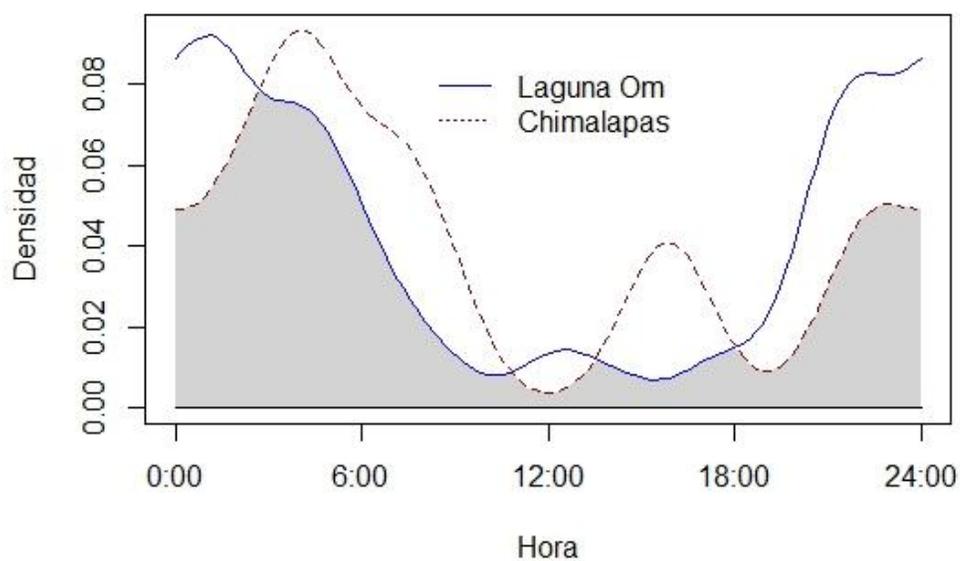


El pico de actividad de los ocelotes en Laguna Om fue de 20:00-22:00 y 00:00- 05:00 horas, mientras que en Los Chimalapas fue durante las 03:00 – 05:00 horas. Asimismo, el coeficiente de traslape de ocelotes fue de $\Delta= 0.71$ al considerarse ambos sitios en los meses de agosto y septiembre del 2016.

Figura 12: Patrones de actividad de ocelote en ambos sitios: a) Laguna Om y b) Los Chimalapas. c) Coeficiente de traslape entre ambos sitios ($\Delta=0.71$).



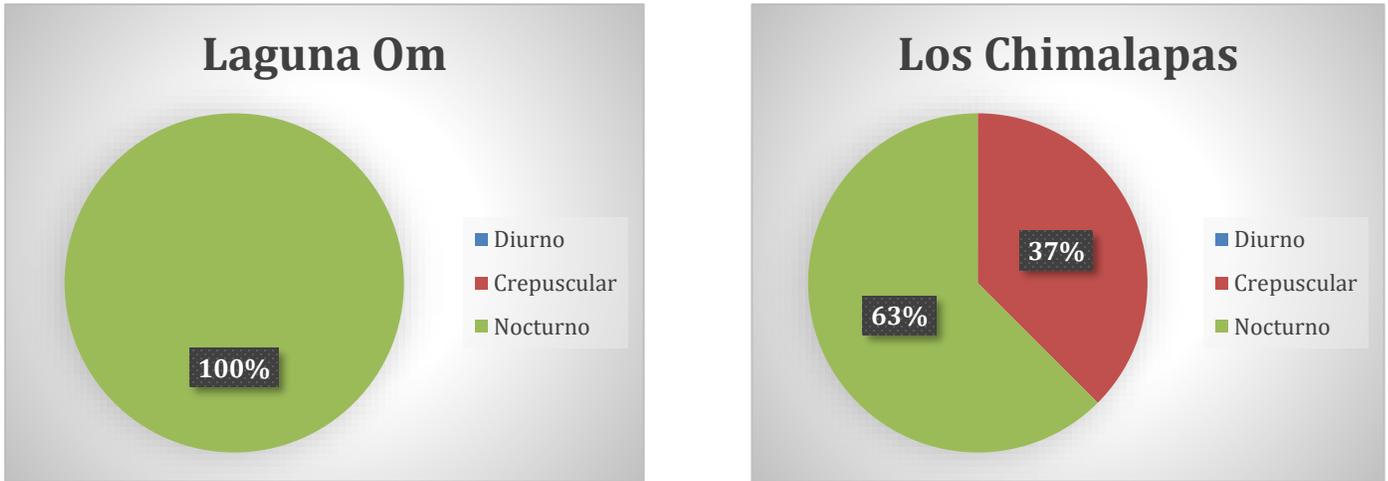
c)



5.3.2. Tigrillo (*Leopardus wiedii*)

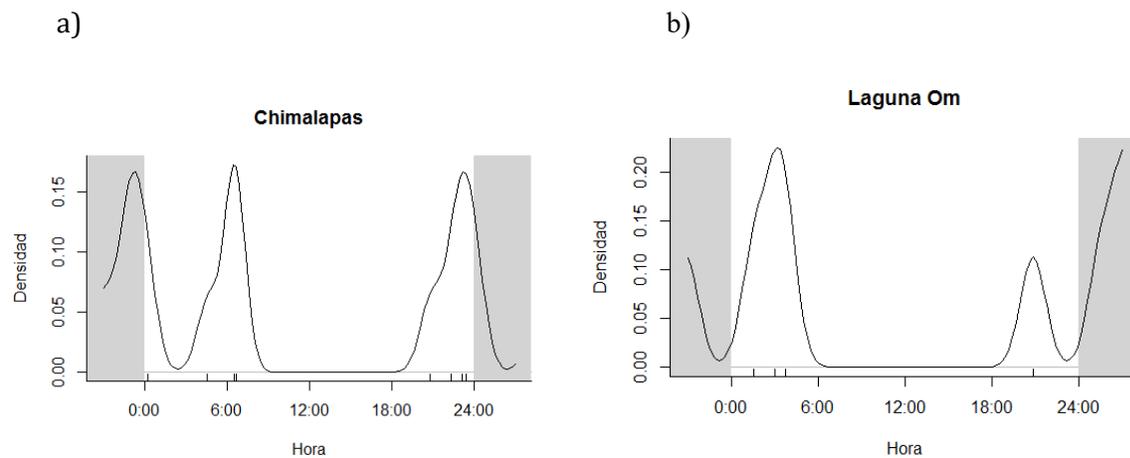
Los tigrillos tuvieron registros crepusculares y nocturnos, sin embargo, la mayoría de los registros fueron nocturnos por lo que se les consideró una especie principalmente nocturna (Figura 2). El 100% de los registros de tigrillo en Laguna Om fueron nocturnos, mientras que en Los Chimalapas se obtuvo un porcentaje de 67% nocturnos (Figura 2). No hubo ningún registro de tigrillo durante el día en ninguno de los dos sitios.

Figura 13: Porcentaje de los registros de actividades (nocturno, crepúsculo, diurno) en tigrillo para ambos sitios.

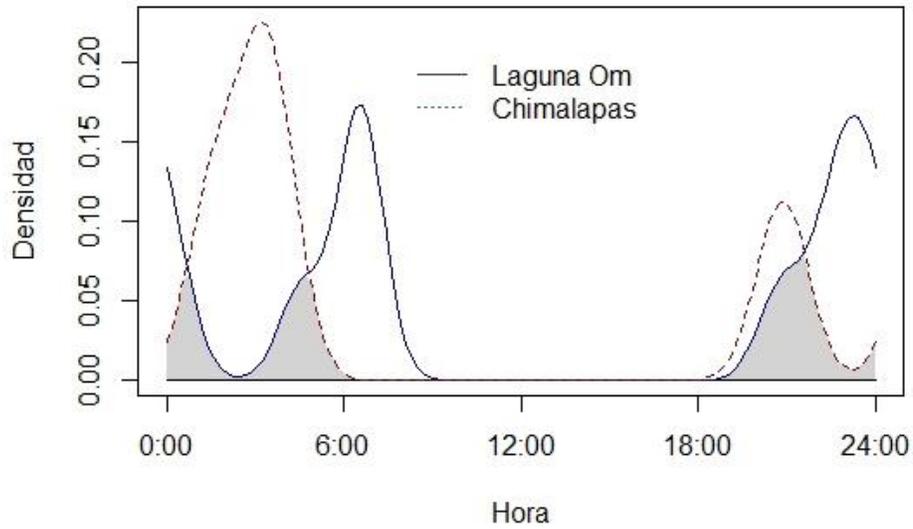


El pico de actividad de los tigrillos en Laguna Om fue durante 02:00-04:00 horas, mientras que en Los Chimalapas fue durante 22:00-00:00 horas y a las 06:00 horas, asimismo el coeficiente de traslape de tigrillos fue de $\Delta = 0.32$ al considerarse ambos sitios en los meses de agosto y septiembre del 2016.

Figura 14: Patrones de actividad de tigrillo en ambos sitios a) Laguna Om y b) Los Chimalapas. c) Coeficiente de traslape entre ambos sitios ($\Delta = 0.32$)



c)

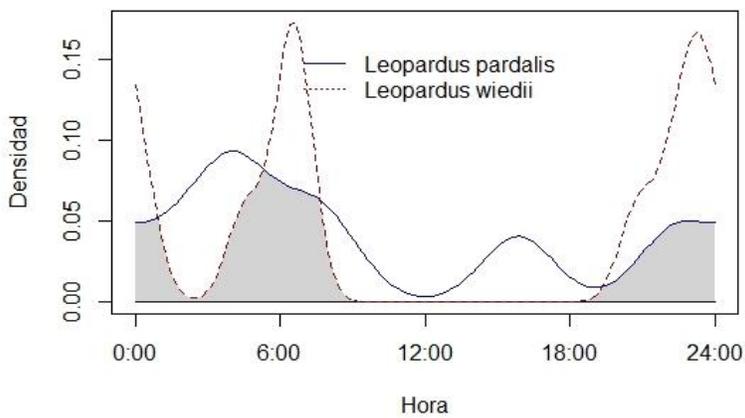


5.3.3. Traslape de patrones de actividad en Chimalapas y Laguna Om

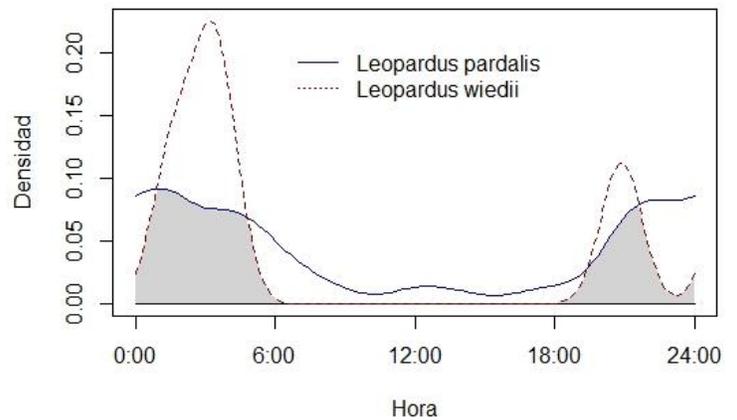
El coeficiente de traslape entre ambas especies tanto en Los Chimalapas como en Laguna Om fue muy similar. En Los Chimalapas es de $\Delta = 0.52$ (Figura 5a). Mientras que en Laguna Om es de $\Delta = 0.56$ (Figura 5b).

Figura 15: Coeficiente de traslape entre ocelotes y tigrillos de ambos sitios a) Los Chimalapas y b) Laguna Om.

a)



b)



5.5. Índice de abundancia relativa en tigrillo (*Leopardus wiedii*)

5.5.1. Los Chimalapas

Hay 2.68 veces más tigrillos en Los Chimalapas que en Laguna Om (Cuadro 10). En Chimalapas se obtuvieron 9 eventos independientes, y el esfuerzo de muestreo fue de 1,400 días/trampa, por lo que el IAR es de 6.42.

$$IAR = \frac{9}{1,400} * 1000 \quad IAR = 6.42$$

IAR de los meses de agosto y septiembre de 2016 en Chimalapas

5.5.2. Laguna Om

Se obtuvieron 5 registros independientes, y el esfuerzo de muestreo fue de 1,980 días/trampa, por lo que el IAR es de 2.52

$$IAR = \frac{5}{1,980} * 1000 \quad IAR = 2.52$$

IAR de los meses de agosto y septiembre de 2016 en Laguna Om

Cuadro 10: IAR (Índice de Abundancia Relativa) de tigrillo (*Leopardus wiedii*) y EF (Esfuerzo de Muestreo) y tipo de vegetación entre ambos sitios de estudio (Chimalapas y Laguna Om) en la temporada de lluvias 2016.

Sitio	EF	IAR	Tipo de vegetación
Los Chimalapas	1,400	6.42	Selva alta perennifolia
Laguna Om	1,980	2.52	Selva media perennifolia

6. Discusión

A partir de nuestros resultados, no se encontraron diferencias significativas entre las densidades de ocelote en la selva alta perennifolia y la selva media perennifolia, esto puede deber a la cobertura forestal, se ha demostrado que hay mayor densidad de ocelotes en ambientes con cobertura forestal densa, siendo sitios con mayor productividad primaria y asociado indirectamente con la abundancia de presas en dichos ecosistemas (Dillon y Kelly 2008; Di Bitteti *et al.* 2008). La densidad de ocelotes también se puede ver afectada por la depredación de carnívoros de gran tamaño, quienes ejercen una presión negativa sobre este mesocarnívoro (Oliveira *et al.* 2010). Tampoco se encontraron diferencias significativas en los patrones de actividad de tigrillo y ocelote entre la selva alta perennifolia y la selva media perennifolia. Basándonos en otros estudios, los patrones de actividad de este estudio se pueden deber al tipo de vegetación y la cobertura vegetal asociado del sitio de estudio (Penido *et al.* 2017), factor que influyó en los patrones de actividad, es la disponibilidad de presas de estos mesocarnívoros, los cuales según Emmons (1978) se encuentran relacionados.

6.1. Densidad poblacional de ocelote (*Leopardus pardalis*)

La densidad de ocelote estimada en este estudio en ambos sitios de muestreo se considera baja con respecto a lo reportado en otros estudios en ambientes similares (Cuadro 10). En Los Chimalapas se estimó una densidad de 5.18 y 6.6 ind/100 km² usando CAPTURE y SPACECAP, respectivamente, mientras que en Laguna Om se estimó una densidad de 6.38 y 5.4 usando CAPTURE y SPACECAP.

En Los Chimalapas se han reportado densidades de ocelote de 38 y 22 individuos/100 km² (Pérez-Irineo y Santos-Moreno 2014; Pérez-Irineo *et al.* 2016). Estas son las densidades más altas reportadas en México en selvas tropicales, sin embargo, no son comparables con este estudio, debido a que son estudios realizados bajo el supuesto de población abierta. Otro estudio con mismo tipo de vegetación (selva alta perennifolia) en México se llevó a cabo en la selva Lacandona, Chiapas, en donde se estimó una densidad de 12.9 individuos/100 km² (De la Torre *et al.* 2016).

Por otra parte, este estudio es pionero en estimar densidades de ocelote en la región de Laguna Om, sin embargo, hay estudios de densidad de ocelote que se han hecho relativamente cerca de esa región, como en El Edén, Quintana Roo (selva media subcaducifolia) en donde se estimaron densidades de 2.25 a 14 individuos/100 km² utilizando CAPTURE y de 2.10 a 5.15 individuos/100 km² utilizando SPACECAP (Ávila-Nájera *et al.* 2015); en Chiquibul, Belice se han reportado densidades de 12.61 individuos/100 km² utilizando modelos clásicos (selva media subcaducifolia) (Dillon y Kelly 2008). En el Petén, Guatemala se han reportado densidades de 10.38 y 13.06 individuos/100 km² utilizando modelos espacialmente explícitos (Palomo-Muñoz *et al.* 2014; Contreras 2016).

Las densidades de ocelote son muy diferentes a lo largo de su distribución, sin embargo, las densidades reportadas en este estudio se encuentran dentro del intervalo reportado en estudios previos (Cuadro 11). En general, se ha documentado que la densidad varía de la relación de una serie de factores bióticos y abióticos particulares de cada sitio de estudio, de esta manera se ha observado cambios en la densidad dependiendo de la precipitación (Di Bitetti *et al.* 2008), disponibilidad de presa (Dillon y Kelly 2008), presencia de depredadores e interacción entre otras especies (Oliveira *et al.* 2010), fragmentación de su hábitat (Kolowski y Alonso 2010) y cacería sobre la especie y sobre sus presas (Sunquist

y Sunquist 2009). Se ha reportado que los ocelotes prefieren hábitats con coberturas vegetales densas en buen estado de conservación (Emmons *et al.* 1989; Sunquist y Sunquist 2002; Torres- Romero *et al.* 2017).

Se estima que el 90% de la región de Los Chimalapas se encuentra en buen estado de conservación y además presenta niveles de precipitación altos (Ortega *et al.* 2012) lo que de acuerdo con Di Bitetti *et al.* (2008) podría favorecer una mayor densidad poblacional de ocelote. Estudios en Los Chimalapas reportan una alta densidad de ocelote, sin embargo, como se mencionó anteriormente, no son comparables con este estudio debido a que no cumplen con el supuesto de población cerrada, ya que esos estudios se realizaron a lo largo de 820 y 335 días aproximadamente (Pérez-Irineo *et al.* 2016; Pérez-Irineo y Santos-Moreno 2014).

De acuerdo con los resultados de ocelote usando supuestos de población abierta se han estimado densidades altas en comparación con las estimaciones hechas con poblaciones cerradas. Basándonos en los resultados de este estudio se considera que las estimaciones de ocelote con supuestos de población cerrada son estimadores más conservadores y confiables. Por lo tanto, a pesar de que las condiciones de Los Chimalapas son óptimas para los ocelotes, es posible que los resultados con supuestos de población abierta sobrestimen las densidades.

Los Chimalapas tiene selva alta perennifolia y una tasa mayor de precipitación en comparación con el sitio de Laguna Om, por lo que se esperaría que hubiese mayor densidad de ocelotes en Los Chimalapas que en Laguna Om, sin embargo, las densidades de ocelotes no fueron estadísticamente significativas entre ambos sitios. Estos resultados concuerdan con lo expuesto por Maffei *et al.* (2005) donde plantean que no hay una correlación entre niveles altos de precipitación y densidad de ocelote elevada. Asimismo, también se coincide con el estudio de Rocha *et al.* (2016) quienes observaron que los factores más locales como el estado

de conservación del hábitat, presión de cacería y disponibilidad de presas afectan directamente las densidades de ocelote que escalas mayores y generales como la precipitación y la latitud.

La disponibilidad de presas es otro factor que de acuerdo con Dillon y Kelly (2008) influye en la densidad de ocelote. Los ocelotes se alimentan principalmente de mamíferos, aunque su dieta también incluye reptiles y aves (Murray y Gardner 1997). Entre los mamíferos de los cuales se alimenta el ocelote se encuentran los tlacuaches (*Didelphis marsupialis* y *Philander oposum*), coatis (*Nasua narica*), cerete o agouti (*Dasyprocta punctata*) y tepezquintle (*Cuniculus paca*) (Konecny 1989; Emmons 1987; Tewes y Schmidly 1987).

Tanto en Los Chimalapas como en Laguna Om se cuenta con la presencia de estos mamíferos (Cuadro 13). A pesar de las bajas densidades reportadas de ocelote en este estudio, hay disponibilidad de alimento en ambos sitios de estudio.

Cuadro 13: IAR de mamíferos reportados como presas para ocelote

	Los Chimalapas	Laguna Om
<i>Cuniculus paca</i>	3.57	24.24
<i>Didelphis marsupialis</i>	12.14	3.03
<i>Nasua narica</i>	2.85	9.59
<i>Dasyprocta mexicana</i>	7.14	103.53

En cuanto a la presencia de depredadores afectando la densidad de ocelotes (Ritchie y Johnson 2009; Di Bitetti *et al.* 2010; Oliviera *et al.* 2010), es posible que la alta presencia de grandes depredadores como el jaguar y el puma generen una presión sobre los

mesocarnívoros y sea la razón de la baja densidad de ocelotes en este estudio, sobre todo por la alta presencia de pumas. Durante los meses de agosto y septiembre del 2016 se registraron 10 y 12 registros independientes de jaguar, 48 y 66 registros independientes de puma en Los Chimalapas y Laguna Om respectivamente, lo que corresponde a un IAR de 7.14 y 6.06 para jaguar y 34.28 y 31.81 para puma en Los Chimalapas y Laguna Om, respectivamente. Estos valores de IAR en puma de ambos sitios es muy alto si se compara el IAR de puma 4.4 y 0.7 días-trampa y densidades de ocelote de 11 y 36.5 individuos/100 km² en el Naranjal y en Playa Venado respectivamente (Monterrubio-Rico *et al.* 2017). Es posible que el IAR de puma es inversamente proporcional a la densidad estimada de ocelote, lo cual puede explicar las bajas densidades y la similitud de las densidades de ocelote reportadas en este estudio, ya que tanto en Los Chimalapas como en Laguna Om hubo densidades de ocelote similares e IAR de carnívoros de gran tamaño similares.

La cacería y presencia humana es otro factor que influye en las densidades de este mesocarnívoro (Sunquist y Sunquist 2009). Durante el año 2016, el gobierno mexicano del estado de Oaxaca recortó fondos y subsidios a los comuneros del municipio de Santa María Chimalapas (municipio más cercano al sitio de estudio). Esto generó que la gente entrará a la selva a extraer fauna, ya sea para vender o para comer (comunicación personal Horacio Bárcenas), lo cual pudo afectar de manera negativa el número de capturas de todas las especies, incluyendo al ocelote y el tigrillo. Mientras que en Laguna Om, a pesar de que es un área conservada, existe una presión de cacería ilegal de bajo impacto, por parte de los pobladores de los ejidos vecinos al área forestal, quienes cazan mamíferos como armadillos (*Dasypus novencintus*), tepezcuintles (*Cuniculus paca*), seretes (*Dasyprocta punctata*), pecarí de collar (*Tayassu pecari*) y venado temazate (*Mazama spp.*) (González-Abraham *et al.* 2012), los cuales son presas importantes dentro para la alimentación de félidos (Amín

2004). Tomando en cuenta la información anterior, es posible que la cacería y la presencia humana en ambos sitios afecte las densidades de ocelote, lo que puede explicar las bajas densidades reportadas en este estudio.

Por otra parte, las densidades de ocelote también se ven afectadas por factores metodológicas en espacio y tiempo, tales como, la distancia entre las trampas cámara, esfuerzo de muestreo, temporada de muestreo, método y modelo utilizado para hacer la estimación de densidad (Dillon y Kelly 2007. 2008; Martínez- Hernández *et al.* 2014).

El modelo usado, captura-recaptura clásico o espacialmente-explicito al tener diferentes estimadores y modelos estadísticos causan que los resultados sean diferentes. sin embargo, los resultados con ambos programas fueron similares en este estudio. Ávila-Nájera *et al.* (2015), Tobler y Powell (2013), Kalle *et al.* (2011) sugieren que los resultados utilizados con CAPTURE son diferentes al utilizar distintas áreas efectivas de muestreo (AEM), lo cual sugiere que los modelos clásicos de captura-recaptura son muy dependientes del AEM y pueden no tomar en cuenta otros aspectos que afectan la densidad de la especie.

Las áreas efectivas de muestreo en este estudio fueron relativamente similares, sin embargo, CAPTURE estimó una abundancia de 12 para Laguna Om y 7 para Los Chimalapas, no obstante, la densidad no varió, esto se puede explicar por qué el AEM de Laguna Om fue 53 km² más grande que en Los Chimalapas, por lo tanto, el AEM afecta demasiado la estimación de densidad en programas de captura – recaptura clásicos. Un ejemplo de esto fenómeno, se puede observar en el estudio de Torres- Romero *et al.* (2017) en donde utilizaron un AEM de 107.22 km² estimaron una densidad de 14 individuos/100 km², es decir, AEM menor y densidades mayores a las de este estudio. Otro ejemplo es el estudio que llevó a cabo Trolle y Kéry (2003), quienes usaron un AEM de 17.71 km², es decir, un área considerablemente pequeña en comparación de este estudio, y estimaron una

densidad (56.4 individuos/100 km²) muy alta de ocelotes. Se puede decir que la densidad de individuos es inversamente proporcional al tamaño del área efectiva de muestreo cuando se utilizan modelos clásicos de captura- recaptura, tales como el programa CAPTURE. Es importante considerar que este modelo no toma en cuenta otros factores que pueden influir en la densidad de individuos tales como el aspecto espacial de la distribución de captura de cada individuo, o bien, la falta de información relacionada con el área de actividad, lo anterior ocasiona que la estimación de la densidad con modelos clásicos de captura-recaptura sea imprecisa (Ávila-Nájera *et al.* 2015; Kalle *et al.* 2011; Foster y Harmsen 2011).

El modelo espacialmente explícito SPACECAP mostró resultados conservadores. Además, sus estimadores son más robustos, permite una estimación de la distribución espacial, y toma en cuenta el hábitat del área de muestreo (Royle *et al.* 2009). Lo anterior hace que los modelos espacialmente explícitos sean más apropiados para estimar densidades, sin embargo, SPACECAP también puede presentar sesgos en sus estimaciones de densidad cuando hay una baja tasa de encuentros, junto con una reja de puntos equidistantes muy pequeña (Tobler *et al.* 2013).

Desafortunadamente, las publicaciones no describen las especificaciones y ajustes que siguieron al correr el modelo en SPACECAP relacionadas con el aumento de datos, el tamaño de la reja y el tamaño del pixel. Este trabajo se puede comparar con algunos de los trabajos donde se escribieron especificaciones del programa SPACECAP. De la Torre *et al.* (2016), usaron un aumento de datos de 10 veces más a los individuos identificados en el estudio, para el tamaño de la reja usaron una zona de amortiguamiento de 4, 352 metros, y el tamaño de pixel fue de 0.0625 km², unidades similares a las de este estudio; sin embargo, la densidad estimada en el estudio de la Selva Lacandona estimó una densidad superior a la encontrada en este trabajo. Mientras que Noss *et al.* (2013) utilizaron un tamaño de pixel de

0.25 km², una zona de amortiguamiento de 6,000 metros y un aumento de datos de 5 – 10 veces el número de individuos identificados. Es posible que el tamaño de pixel recomendado por Noss *et al.* (2013) sea más apropiado para estimar densidades en SPACECAP de ocelotes. Por esta razón se concuerda con las conclusiones de Foster y Harmsen (2011), en donde sugieren que los futuros trabajos con modelos espacialmente explícitos sean más transparentes con sus especificaciones del programa, esto facilitaría la comparación para determinar si las densidades se ven afectadas por los parámetros utilizados en los programas.

Cuadro 11: Densidades reportadas en otros estudios de ocelote (*Leopardus pardalis*) en selvas tropicales de Centroamérica y Sudamérica.

País	Localidad	Individuos identificados	Densidad (individuos/100 km ²)		Programa	Fuente
Brasil	Estancia ecológica Pantanal	9	56.4		CAPTURE	1
Colombia	La Reserva Natural de la Sociedad Civil Palmarito	7	5.47		CAPTURE	2
Argentina	Bosque de Misiones	17	10.27		CAPTURE	3
Bolivia	Chaco Boliviano	30	19		CAPTURE	4
Guatemala	El Petén	21	13.06		SPACECAP	5
Guatemala	El Petén	17	10.38		SPACECAP	6
Belice	Parque Nacional Chiquibul	9	12.61		CAPTURE	7
México	La Reserva Ecológica El Edén	10 (2008) 10 (2010) 10 (2011)	A 2.25 (2008) 13.86 (2010) 6.15 (2011)	B 2.10 (2008) 4.40 (2010) 5.15 (2011)	CAPTURE ^A SPACECAP ^B	8
México	La Reserva Ecológica El Edén	12	14		CAPTURE	9
México	Selva Lacandona	14	12.9		SPACECAP	10
México	Los Chimalapas	9	38		CAPTURE	11
México	Los Chimalapas	6	A 5.18	B 6.6	CAPTURE ^A SPACECAP ^B	Este estudio
	Laguna Om	15	6.38	5.4		

Fuente: 1. Trolle y Kéry 2003; 2. Díaz-Pulido y Payán Garrido 2011; 3. Di Bitetti *et al.* 2006; 4. Maffei y Noss. 2008; 5. Contreras 2016; 6. Palomo-Muñoz *et al.* 2014; 7. Dillon y Kelly 2008; 8. Ávila-Nájera *et al.* 2015; 9. Torres-Romero *et al.* 2017; 10. De la Torre *et al.* 2017; 11. Pérez-Irineo y Santos-Moreno 2014.

6.2 Patrones de actividad

Los patrones de actividad coinciden con lo reportado en otros estudios de ocelote y tigrillo en donde también se consideran como especies predominantemente nocturnas. En Los Chimalapas el 62% de los registros fueron nocturnos, 15% crepusculares y 23% diurnos, mientras que en Laguna Om el 83% fueron nocturnos, 10% crepusculares y 7% diurnos. Asimismo, el coeficiente de traslape entre ocelotes fue de $\Delta=0.71$, mientras que de tigrillos fue de $\Delta=0.31$.

Basados en los patrones de actividad de ocelote también se han considerado como una especie principalmente nocturna en diferentes sitios, tales como en Los Chimalapas, Oaxaca (Pérez-Irineo y Santos-Moreno 2014; Pérez-Irineo *et al.* 2017), el Edén, Quintana Roo (Torres-Romero *et al.* 2017), en la Selva Lacandona, Chiapas (De la Torre *et al.* 2016), el Petén, Guatemala (Palomo-Muñoz *et al.* 2014), la Amazonía Peruana (Kolowski y Alonso 2010) y en Piauí, Brasil (Penido *et al.* 2017), y en el caso de los ocelotes presentan actividad todo el día, por lo que se consideran una especie catameral (Briones-Salas *et al.* 2016, Di Bitetti *et al.* 2006). El tigrillo también se ha considerado principalmente nocturno en estudios hechos en Los Chimalapas (Briones-Salas *et al.* 2016; Pérez-Irineo *et al.* 2017), y en los Andes del Ecuador (Vanderhoff *et al.* 2011).

Los diferentes factores que pueden influir en los patrones de actividad de estos mesocarnívoros, son: disponibilidad de presas (Emmons 1987), tipo de hábitat (Di Bitetti *et al.* 2006; Penido *et al.* 2017), e interacciones interespecíficas (Ritchie y Johnson 2009). A pesar de que ambas especies son consideradas principalmente nocturnas, existen diferencias entre los patrones de actividad entre Los Chimalapas y Laguna Om.

En cuanto a disponibilidad de presas, existe una correlación importante entre estos félidos y sus presas (Emmons 1987; Pérez-Irineo y Santos-Moreno 2014; Pérez-Irineo *et al.* 2017; Ludlow y Sunquist 1987; Vanderhoff *et al.* 2011). En este estudio no se estimaron los patrones de actividad de sus presas, no obstante, es posible que coincida con lo que dicen otros autores, debido a que tanto Los Chimalapas como la Laguna Om hay registros y abundancia de las presas de estos mesocarnívoros.

El tipo de hábitat es otro factor influyente en los patrones de actividad (Di Bitetti *et al.* 2006). Pérez-Irineo y Santos-Moreno (2014) hicieron un estudio en Los Chimalapas en donde registraron casi la mitad de sus patrones durante el día, a diferencia del estudio realizado por Maffei *et al.* (2005) en un ambiente seco en El Chaco, Argentina, en donde los registros fueron predominantemente nocturnos. Penido *et al.* (2017) obtuvieron un solo registro durante el día en un ambiente semi-árido, debido a ello determinan que los ocelotes tienen mayor número de registros nocturnos en lugares secos y con temperaturas más elevadas, a diferencia de lugares húmedos cuya cobertura vegetal es más densa, en donde los registros de patrones de actividad están más equilibrados a lo largo del día (Penido *et al.* 2017). Este comportamiento se puede observar en este estudio a pesar de que ambos sitios de estudio son selvas tropicales. Los Chimalapas tiene temperaturas más bajas, el nivel de precipitación es mayor, y la cobertura vegetal más densa que en la región de la Laguna Om, por lo que se puede coincidir con el estudio de Penido *et al.* (2017), ya que en los Chimalapas hubo más variaciones en el porcentaje diurno y crepuscular que en Laguna Om.

Las variaciones en la presencia diurna entre ambos sitios también se pueden deber a la presencia antropogénica. A pesar de que ambos sitios están protegidos existe caza tradicional de las presas potenciales en la Laguna Om, lo puede que haya afectado los

patrones de actividad de los ocelotes, ya que en este sitio se observa un mayor porcentaje de movimientos nocturnos que en Chimalapas

Las interacciones inter-específicas es otro factor que afecta los patrones de estas especies. Los ocelotes y los tigrillos pueden variar sus patrones de actividad para evitar competencia y depredación intragremio con otros carnívoros con los cuales co-existen (Di Bitetti *et al.* 2010). Los ocelotes especialmente pueden ejercer una presión sobre félidos de menor talla, como el tigrillo (Oliveira *et al.* 2010). De manera que los tigrillos pueden cambiar sus patrones de actividad para evitar a los ocelotes, lo mismo sucede para los ocelotes, en lugares donde se encuentra pumas y jaguares, los ocelotes modifican sus patrones de actividad para evitarlos (Di Bitetti *et al.* 2010; Oliveira *et al.* 2010). En un trabajo descrito por Carvajal-Villarreal *et al.* (2012), capturaron a nueve tigrillos con un EF relativamente bajo (804 días-trampa), esto se lo atribuyeron a la calidad del hábitat y a la ausencia de ocelote.

En este estudio el traslape de actividad entre ocelotes y tigrillos en ambos sitios es parecido y considerado bajo, $\Delta=0.52$ y $\Delta=0.56$ en Los Chimalapas y Laguna Om respectivamente. Lo que se le puede atribuir a que el ocelote ejerce una presión negativa sobre la abundancia del tigrillo, mientras que a su vez el tigrillo evita al ocelote. Sin embargo, en ambos sitios los picos de actividad son similares entre las dos especies, por lo que coincide con el estudio de Pérez-Irineo *et al.* (2017), en donde se considera que la presencia de ocelote no afecta los patrones de actividad del tigrillo.

6.3. Índice de Abundancia Relativa de tigrillo (*Leopardus wiedii*)

El índice de abundancia de tigrillo en este estudio se encuentra dentro del rango reportado en estudios previos (Vanderhoff *et al.* 2011; Lira-Torres y Briones-Salas. 2012; Briones-Salas *et al.* 2016; Pérez-Irineo *et al.* 2017). Se estimó un IAR de 6.42 y 2.52 días-trampa en Los Chimalapas y Laguna Om, respectivamente. En Oaxaca se han registrado abundancias de tigrillo que van desde 0.41-51.5 (Pérez-Irineo *et al.* 2017; Lira-Torres y Briones-Salas 2012).

Hay una gran diferencia entre los índices de abundancia relativa publicados en otros estudios de tigrillo, lo cual se puede deber a factores ecológicos como la interacción entre otras especies (Di Bitetti *et al.* 2010; Oliviera *et al.* 2010), disponibilidad de presas (Vanderhoff *et al.* 2011; Lira-Torres y Briones-Salas 2012), tipo de hábitat (Di Bitetti *et al.* 2010). O bien metodológicos, como la mala colocación de las trampas- cámara.

Vanderhoff *et al.* (2011) reportaron que los meses de diciembre, enero y febrero es la época de cortejo del tigrillo, por lo que se esperaba que estuvieran más activos durante esos meses. El bajo índice de capturas de tigrillo en este estudio se puede deber a que el estudio no se llevó a cabo durante su época de cortejo, lo que ocasionó una baja tasa de capturas.

Como se mencionó anteriormente, de acuerdo con Oliveira *et al.* (2010) el ocelote ejerce una presión negativa sobre el tigrillo (Payan *et al.* 2008;), sin embargo, los picos de actividad de ambas especies son similares en los dos sitios de estudio, a pesar de que la abundancia de tigrillos fue considerablemente menor en Laguna Om que en Los Chimalapas, la densidad de ocelotes entre ambos sitios fue similar, por lo que se considera que la presencia de depredadores tampoco afectó la abundancia del tigrillo en este estudio.

La baja tasa de capturas de tigrillo probablemente se deba a la ecología arborícola de esta especie, por lo que no tiene necesidad de bajar al sustrato en lugares con una cobertura forestal densa (Briones-Salas *et al.* 2016).

Las diferencias encontradas en el IAR entre Los Chimalapas (6.42) y Laguna Om (2.52), confirman la hipótesis inicial del estudio: en donde se esperaba encontrar una mayor abundancia de tigrillo en Los Chimalapas sobre Laguna Om, debido a las características de vegetación densa y el hábito arborícola del tigrillo asociado a este (Wilson y Mittermeiner 2009).

Cuadro 11: Índice de Abundancia Relativa (IAR) reportado en otros estudios para tigrillo (*Lopardus wiedii*).

Estado	Localidad	Índice de Abundancia Relativa (días/trampa)	Fuente
Oaxaca	Sierra Norte	51.50	1
Oaxaca	Los Chimalapas	0.55	2
Oaxaca	Los Chimalapas	0.41	3
Oaxaca	Los Chimalapas	6.42	Este estudio
Quintana Roo	Laguna Om	2.52	
Ecuador	Santuario Wildsumaco	2.64	4

Fuente: 1. Pérez-Irineo *et al.* 2017; 2. Briones-Salas *et al.* 2016; 3. Lira-Torres y Briones-Salas. 2012; 4. Vanderhoff,E *et al.* 2011.

7. Conclusiones

- Este estudio aporta información importante sobre la ecología del ocelote y del tigrillo. La densidad poblacional de ocelote en este estudio fue baja (de 5.18 a 6.6 /100 km²), sin embargo, se encuentra dentro del intervalo reportado en otros estudios.
- Tanto los ocelotes como los tigrillos presentan actividad principalmente nocturna, sin embargo, los ocelotes se mueven más durante el día en la selva alta perennifolia que en la selva media perennifolia, los tigrillos presentaron actividad mínima durante el día.
- El Índice de abundancia relativa de los tigrillos fue casi tres veces mayor en la selva alta perennifolia que en la selva media perennifolia, estas estimaciones son consideradas intermedias dentro del rango reportado en otros estudios.

7.1. Recomendaciones para la conservación

Es importante continuar el estudio de los mesocarnívoros como ocelote y tigrillo en selvas tropicales para que se puedan comprender en su totalidad la dinámica poblacional y los factores que influyen en su densidad y sus patrones de actividad. De esta manera al obtener datos completos y confiables su población se podrán hacer programas de conservación que aseguren la supervivencia de estos mesocarnívoros. Por lo tanto:

- Se recomienda utilizar los modelos espacialmente-explicitos como SPACECAP en lugar de los modelos clásicos de captura – recaptura debido a que los modelos espacialmente explicitos tiene estimadores más robustos y sus resultados son más conservadores, por lo tanto, son resultados más confiables para tomar en cuenta en programas de conservación.

- Asimismo, se recomienda utilizar supuestos de población cerrada sobre los supuestos de población abierta, debido a que sus resultados son más conservadores y hacen estimaciones más realistas sobre la densidad poblacional.
- Se recomienda que los futuros estudios sobre las estimaciones de densidad y abundancia de estos mesocarnívoros abarquen la época de lluvias y secas en selvas tropicales para comprender mejor su dinámica poblacional.
- El bajo número de captura de tigrillos se puede deber a que el diseño del CENJAGUAR no es adecuado para capturar a especies pequeñas con comportamiento arborícola.

8.- Bibliografía consultada

- **Arriaga, L., Espinoza, J. M., Aguilar, C., Martínez, E., Gómez, L. y Loa, E.** (coordinadores). 2000. Regiones terrestres prioritarias de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- **Amín, M.** 2004. Patrones de alimentación y disponibilidad de presas en jaguar (*Panthera onca*) y del Puma (*Puma concolor*) en la Reserva de la Biosfera Calakmul, Campeche, México. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- **Aranda, M.** 2000. Huellas y otros rastros de los mamíferos grandes y medianos de México. Conabio. Instituto de Ecología A.C Xalapa, México.
- **Aranda, M.** 2005a. Ocelote (*Leopardus pardalis*). Pp. 359-361 en Los Mamíferos Silvestres de México (Ceballos, G., y G. Oliva, eds.). Fondo de Cultura Económica/Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Ciudad de México, México.
- **Aranda, M.** 2005b. Tigrillo (*Leopardus wiedii*). Pp. 361-362 en Los Mamíferos Silvestres de México (Ceballos, G., y G. Oliva, eds.). Fondo de Cultura Económica/Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Ciudad de México, México.
- **Arriaga, L., J. M. Espinoza, C. Aguilar, E. Martínez, L. Gómez, y E. Loa.** 2000. Regiones terrestres prioritarias de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Ciudad de México, México
- **Ávila-Nájera, D., Chávez, C., Lazcano-Barrero, M., Pérez-Elizalde, S. y Alcántara-Carbajal, J.** 2015. Estimación poblacional y conservación de felinos (Carnivora: Felidae) en el norte de Quintana Roo, México. Revista de Biología Tropical, 63(3), p.799.
- **Barea-Azcón, E., Virgós, E., Ballesteros-Duperón, M., Moleón, M., y Chiroso.** 2007. Surveying carnivores at large spatial scales: a comparison of four broad applied methods Biodiversity and Conservation, 16 pp. 1213-1230
- **Bárcenas, H., Zarza, H. y Rivera-Téllez, E.** 2007. Ficha técnica de *Leopardus wiedii*. En: Medellín, R. A. (compilador). Los mamíferos mexicanos incluidos en la Norma Oficial Mexicana-059-SEMARNAT-2001 y aquellos contenidos en los Apéndices I y II de la CITES. Laboratorio de Ecología y Conservación de Vertebrados Terrestres, Instituto de Ecología, UNAM. Bases de datos SNIB- CONABIO. Proyecto No. DK001. México, D.F.
- **Bárcenas, H. y Medellín, R.** 2010. Ocelot (*Leopardus pardalis*) in Aguascalientes, Mexico. The Southwestern Naturalist, 55(3), pp.447-449.
- **Bergstrom, B.** 2017. Carnivore conservation: shifting the paradigm from control to coexistence. Journal of Mammalogy, 98(1), pp.1-6.
- **Bianchi, R., Rosa, A., Gatti, A. y Mendes, S.** 2011. Diet of margay, *Leopardus wiedii*, and jaguarundi, *Puma yagouaroundi*, (Carnivora: Felidae) in Atlantic Rainforest, Brazil. Zoologia (Curitiba), 28(1), pp.127-132.
- **Briones-Salas, M., Lira-Torres, I., Carrera-Treviño, R., y Sánchez-Rojas, G.** 2016. Relative abundance and activity patterns of wild felids in Chimalapas rainforest, Oaxaca, Mexico. Therya, 7(1), 123-134.

- **Carbajal Villareal S.** 2005. *Ámbito hogareño y patrón de actividad del Margay *Leopardus wiedii* (Schinz, 1821) en la Reserva de la Biosfera “El Cielo” Tamaulipas, México.* Tesis para obtener el grado de Maestría en Ciencias en Biología. Instituto Tecnológico de Ciudad Victoria, División de estudios de Posgrado en Investigación, Tamaulipas, México
- **Carvajal-Villarreal, S., Caso, A., Downey, P., Moreno, A., Tewes, M. y Grassman, L.** 2012. Spatial patterns of the margay (*Leopardus wiedii*; Felidae, Carnivora) at “El Cielo” Biosphere Reserve, Tamaulipas, Mexico. *mammalia*, 76(3).
- **Caso, A., Lopez-Gonzalez, C., Payan, E., Eizirik, E., de Oliveira, T., Leite Pitman, R., Kelly, M. y Valderrama, C.** 2008. *Leopardus pardalis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T11509A3287809.
- **Chávez, C., A de la Torre, H. Bárcenas, R.A. Medellín. H. Zarza y Ceballos. G.** 2013. Manual de foto-trampeo para el estudio de fauna silvestre. El jaguar en México como estudio de caso. Alianza WWF- Telcel, Universidad Nacional Autónoma de México.
- **Ceballos, G y Ehrlich, P.R.** 2002. Mammal population losses and the extinction crisis. *Science* 296, 904–907.
- **Ceballos, G., S. Blanco, C. González, y E. Martínez.** 2006. *Leopardus pardalis* (Ocelote) delimitada, con base al Atlas Mastozoológico de México. Distribución potencial', escala: 1:1000000. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Proyecto: DS006, Extraído del proyecto DS006 'Modelado de la distribución de las especies de mamíferos de México para un análisis GAP'. Escala 1:1000000. El proyecto fue financiado por la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.. México.
- **Ceballos, G., S. Blanco, C. González, y E. Martínez.** 2006. *'Leopardus wiedii* (Tigrillo) delimitada, con base al Atlas Mastozoológico de México. Distribución potencial', escala: 1:1000000. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Proyecto: DS006, Extraído del proyecto DS006 'Modelado de la distribución de las especies de mamíferos de México para un análisis GAP'. Escala 1:1000000. El proyecto fue financiado por la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.. México.
- **Ceballos, G. y Arroyo-Cabrales, J.** 2012. Lista actualizada de los mamíferos de México 2012. *Revista Mexicana de Mastozoología Nueva época*, ISSN: 2007 4484(Año 2 Num. 1).
- **Ceballos, G.** 2014. *Mammals of Mexico*. Baltimore: John Hopkins University Press, pp.497-561.
- **Ceballos. G., Zarza. H., Medellín. D., Cruz. C., y Pacheco. J.** Informe final del PROCER, CONANP. Proyecto del CENJAGUAR. México
- **Chávez, C.** 2006. *Ecología poblacional y conservación del jaguar en la Reserva de la Biosfera Calakmul, Campeche México.* Tesis de maestría, Universidad Nacional Autónoma de México. México.
- **Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO).** 1999. 'Uso de suelo y vegetación modificado por CONABIO'.

Escala 1:1000000. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Ciudad de México, México.

- **Contreras, M, I.** 2016. Densidad de ocelotes (*Leopardus pardalis*) en el Bural, Petén, Guatemala. Revista electrónica de Veterinaria, 17(10), pp.1-15.
- **Convención sobre El Comercio Internacional de Especies Amenazadas de fauna y flora Silvestres (CITES).** 2015. Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES). Apéndices I, II y III en vigor a partir del 24 de julio de 2010. <http://www.cites.org/>. Última visita: 30 marzo 2015.
- **Crawshaw, P. y Quigley, H.** 1989. Notes on Ocelot Movement and Activity in the Pantanal Region, Brazil. Biotropica, 21(4), p.377.
- **De la Torre, J., Arroyo-Gerala, P., y Torres-Knoop, L.** 2016. Density and activity patterns of ocelots in the greater lacandona ecosystem. Therya, 7(2).
- **De la Torre, J.A.** 2009. *Estimación poblacional del jaguar (Panthera onca) y abundancia relativa de sus presas en la Reserva de la Biosfera Montes Azules, Chiapas, México.* Tesis de Maestría, Instituto de Ecología/Posgrado en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México.
- **Del Grosso, S., Parton, W., Stohlgren, T., Zheng, D., Bachelet, D., Prince, S., Hibbard, K. y Olson, R.** 2008. Global Potential Net Primary Production predicted from vegetation class, precipitation, and temperature. Ecology, 89(8), pp.2117-2126.
- **Di Bitetti, M. S., A. Paviolo, y C. De Angelo.** 2006. Density, habitat use and activity patterns of ocelots (*Leopardus pardalis*) in the Atlantic Forest of Misiones, Argentina. Journal of Zoology 270:153–163.
- **Di Bitetti, M. S., A. Paviolo, C. De Angelo, y Y. Di Blanco.** 2008. Local and continental correlates of the abundance of a neotropical cat, the ocelot (*Leopardus pardalis*). Journal of Tropical Ecology 24:1-12
- **Di Bitetti, M. S., C. D. De Angelo, Y. E. Di Blanco, y A. Paviolo.** 2010. Niche partitioning and species coexistence in a Neotropical felid assemblage. Acta Oecologica 36:403–412.ef
- **Dillon, A.** 2005. Ocelot density and home range in Belize, Central America: camera trapping and radio telemetry. Tesis de Maestría, Instituto Politécnico de Virginia. Universidad del estado de Virginia.
- **Dillon, A. y Kelly, M.** 2007. Ocelot *Leopardus pardalis* in Belize: the impact of trap spacing and distance moved on density estimates. Oryx, 41(04), pp.469-477.
- **Dillon, A. y Kelly, M.** 2008. Ocelot home range, overlap and density: comparing radio telemetry with camera trapping. Journal of Zoology, 275(4), pp.391-398.
- **Díaz-Pulido, A. y Payán Garrido, E.** 2011. Densidad de ocelotes (*Leopardus pardalis*) en los llanos colombianos. Mastozoología Neotropical, 18(1).
- **Esteva, A., Lazaro, L., Jacinto, A., Zarate, A., Lazaro, A., González, G., Zarate, M., Gonzáles, M., González, H., González, A., Hernández, G., Ramírez, J., Romo-Asunción, S., Ceballos, G y Bárcenas, H.** 2017. Estimación de la densidad del Jaguar (*Panthera onca*) en Santa María Chimalapas, Oaxaca, México. México.

- **Eisenberg, J., Mares, M., y Schmidly, D.** 1992. Latin American Mammalogy: History, Biodiversity, and Conservation. *The Journal Of Wildlife Management*, 56(4), 825.
- **Elmhagen, B., G. Ludwig, S. P. Rushton, P. Helle, y H. Lindén.** 2010. Top predators, Literatura citada Agradecimientos www.mastozoologiamexicana.org 561 Pérez-Irineo y Santos-Moreno mesopredators and their prey: interference ecosystems along bioclimatic productivity gradients. *Journal of Animal Ecology* 79:785-794.
- **Emmons, L.** 1987. Comparative feeding ecology of felids in a Neotropical rainforest. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 20:271-283.
- **Emmons, L. H., P. Sherman, D. Bolster, A. Goldizen, y J. Terborgh.** 1989. Ocelot behavior in moonlight. Pp. 233-242 in *Advances in Neotropical Mammalogy*. Sandhill Crane Press. Gainesville, EE. UU.
- **Ewer, R.** 1998. *The carnivores*. Ithaca, N.Y.: Comstock Pub. Associates.
- **Foster, R. y Harmsen, B.** 2011. A critique of density estimation from camera-trap data. *The Journal of Wildlife Management*, 76(2), pp.224-236.
- **Gittleman, J. y Harvey, P.** 1982. Carnivore home-range size, metabolic needs and ecology. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 10(1), pp.57-63.
- **Gittleman, J. L., S. M. Funk, D. W. Macdonald, y R. K. Wayne.** 2001. Why “carnivore conservation”? Pp. 1-8 in *Carnivore conservation* (Gittleman, J. L., S. M. Funk, D W. Macdonald, y R. K. Wayne, eds.). Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido.
- **Gittleman, J.** 2001. *Carnivore conservation*. New York: Cambridge University Press.
- **Gittleman, J. L., y M. E. Gompper.** 2005. The importance of carnivores for understanding patterns of biodiversity and extinction risk. Pp. 330-388 in *Ecology of predatorsprey interactions* (Barbosa, P. y I. Castellanos, eds.). Oxford Universits Press, Nueva York, EE.UU.
- **González Abraham, A., Schموok, B. y Calmé, S.** 2012. Distribución espacio temporal de las actividades extractivas en los bosques del ejido Caoba, Quintana Roo. *Investigaciones Geográficas*, (62), p.69.
- **Gopaldaswamy. MA., Royle. AJ., Meredith.E., Singh. P., Jathanna. D., N. Samba Kumar y Karanth. K.** 2014. SPACECAP: A Program to Estimate Animal Abundance and Density using Bayesian Spatially-Explicit Capture-Recapture Models. R package versión 1.1.0.
- **Gómez, H., R. B. Wallace, G. Ayala, y R. Tejada.** 2005. Dry season activity periods of some Amazonian mammals. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 40:91-95.
- **González, C., Brown, D., y Gallo-Reynoso, J.** 2003. The ocelot *Leopardus pardalis* in north-western Mexico: ecology, distribution and conservation status. *Oryx*, 37(03).
- **Hall, E. R.** 1981. *The mammals of North America*, segunda edición. Wiley, New York. 1181 p.

- **Halle S.** 2000 Ecological Relevance of Daily Activity Patterns. In: Halle S., Stenseth N.C. (eds) Activity Patterns in Small Mammals. Ecological Studies (Analysis and Synthesis), vol 141. Springer, Berlin, Heidelberg
- **Haines, A.M., J.E. Janecka, M.E. Tewes, L.I. Grassman y P. Morton.** 2006. The importance of privatelands for ocelot *Leopardus pardalis* conservation in the United States. *Oryx*. 40(1): 1-5.
- **Hodge, A., E. Natasha Vanderhoff, Brian S. Arbogast, Jonas Nilsson, y Travis W. Knowles.** 2014. Habitat selection of the margay (*Leopardus wiedii*) in the eastern Andean foothills of Ecuador. *Mammalia*, 78(3)
- **INEGI.** 1993. Othon Pompeyo Blanco Estado de Quintana Roo Cuaderno Estadístico Municipal. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática: Gobierno del Estado de Quintana Roo, pp.1-24.
- **INEGI.** 2014. Guía para la interpretación de cartografía. Uso de suelo y vegetación. México. 195p
- **INEGI.** 2017. Anuario estadístico y geográfico de Quintana Roo 2017/Instituto Nacional de Estadística y Geografía. México.
- **International Union for Conservation of Nature (IUCN).** 2015. The IUCN Red List of threatened species. Version 2014.3
- **Johnson, A., Vongkhamheng, C., Hedemark, M., y Saithongdam, T.** 2006. Effects of human? carnivore conflict on tiger (*Panthera tigris*) and prey populations in Lao PDR. *Animal Conservation*, 9(4), 421-430.
- **Kalle, R., Ramesh, T., Qureshi, Q. y Sankar, K.** 2011. Density of tiger and leopard in a tropical deciduous forest of Mudumalai Tiger Reserve, southern India, as estimated using photographic capture–recapture sampling. *Acta Theriologica*, 56(4), pp.335-342.
- **Karanth, K.** 1995. Estimating tiger *Panthera tigris* populations from camera-trap data using capture—recapture models. *Biological Conservation*, 71(3), 333-338.
- **Karanth, K. y Nichols, J.** 1998. Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures. *Ecology*, 79(8), pp.2852-2862.
- **Kapoor, V.** 2007. Effects of rainforest fragmentation and shade-coffee plantations on spider communities in the Western Ghats, India. *Journal Of Insect Conservation*, 12(1), 53-68.
- **Konecny, M.** 1989. Movement patterns and food habits of four sympatric carnivore species in Belize, Central America. *Advances in neotropical mammalogy*, pp.243-264.
- **Kolowski, J. y Alonso, A.** 2010. Density and activity patterns of ocelots (*Leopardus pardalis*) in northern Peru and the impact of oil exploration activities. *Biological Conservation*, 143(4), pp.917-925.
- **Ludlow, M y M. Sunquist.** 1987. Ecology and behavior of ocelots in Venezuela. *National Geographic Research* 3:447–461.
- **Luck, G.** 2007. A review of the relationships between human population density and biodiversity. *Biological Reviews*, 82(4), 607-645.
- **Lira-Torres, I. y Briones-Salas, M.** 2012. Abundancia relativa y patrones de actividad de los mamíferos de los Chimalapas, Oaxaca, México. *ACTA ZOOLOGICA MEXICANA (N.S.)*, 28(3).

- **Lira-Torres, I., Galindo-Leal, C., y Briones-Salas, M.** 2012. Mamíferos de la Selva Zoque, México: riqueza, uso y conservación. *Revista De Biología Tropical*, 60(2).
- **Macdonald, D., y Loveridge, A.** 2014. *Biology and conservation of wild felids* (1st ed.). Oxford: Oxford University Press.
- **Maffei, L., E. Cuellar, y J. Noss.** 2002. Uso de trampas cámara para la evaluación de mamíferos en el ecotono Chaco-Chiquitanía. *Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental* 11:55-65.
- **Maffei, L., A. Noss, E. Cuéllar y D. Rumiz.** 2005. Ocelot (*Felis pardalis*) population densities, activity, and ranging behaviour in the dry forests of eastern Bolivia: data from camera trapping. *J. Trop. Ecol.* 21: 349–353.
- **Maffei, L., y A. J. Noss.** 2008. How small is too small? Camera trap survey areas and density estimates for ocelots in the Bolivian Chaco. *Biostropica* 40:71-75.
- **Martínez. E y Galindo-Leal. C.** 2002. La vegetación de Calakmul, Campeche, México: clasificación, descripción y distribución. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, núm. 71, pp. 7-32
- **Martínez-Hernández, A., O. Rosas-Rosas, F. Clemente-Sánchez, L. Tarango Arámbula, J. Palacio-Núñez, L. Bender y J. Herreraharo.** 2014. Density of threatened ocelot *Leopardus pardalis* in the Sierra Abra-Tanchipa Biosphere Reserve, San Luis Potosi, Mexico. *Oryx* 49: 619–625
- **McShea, W. J.** 2005. Forest ecosystems without carnivores: when ungulates rule the world. Pp. 138-153 in *Large carnivores and the conservation of biodiversity* (Ray, J.C., K. H. Redford, R. S. Steneck, y J. Berger, eds.). Island Press, Washington, EE.UU
- **Medellín, R., Torre, J. y Zarza, H.** 2016. El jaguar en el siglo XXI. Distrito Federal: FCE - Fondo de Cultura Económica.
- **Meredith, M., y Ridout, M.** 2017. overlap: Estimates of Coefficient of Overlapping for Animal Activity Patterns. R package version 0.3.0. <https://CRAN.Rproject.org/package=overlap>
- **Miller, B., Dugelby, B., Foreman, D., Martínez Del Río, C., Noss, R., Phillips, M., Reading, R., Soulé, M., Terborgh, J. y Wilcox, L.** 2001. The Importance of Large Carnivores to Healthy Ecosystems. *Endangered Species UPDATE*, 18(5).
- **Monterrubio-Rico, T., Charre-Medellín, J., Pérez-Martínez, M., y Mendoza, E.** 2017. Use of remote cameras to evaluate ocelot (*Leopardus pardalis*) population parameters in seasonal tropical dry forests of central-western Mexico. *Mammalia*.
- **Murray J.L y Garner G.L.** 1997. Department of Zoology and Wildlife Science, 331 Funchess Hall, Auburn University, Alabama 36849-5414-1 present address: Institute of Ecology, University of Georgia, Athens, Georgia 30602.
- **Noss, A., Polisar, J., Maffei, L., García, R. y Silver, S.** 2013. Evaluando la densidad de jaguares con trampas cámara. *Wildlife Conservation Society*.
- **Noss, A., Gardner, B., Maffei, L., Cuéllar, E., Montañó, R., Romero-Muñoz, A., Sollman, R. y O'Connell, A.** 2012. Comparison of density estimation

- methods for mammal populations with camera traps in the Kaa-Iya del Gran Chaco landscape. *Animal Conservation*, 15(5), pp.527-535.
- **Nowak, R. M.** 2005. *Walker's Carnivores of the World*. Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland, 313 pp
 - **Nowell, K., & P. Jackson.** 1996. *Wild Cats status, survey and conservation action plan*. IUCN/ SSC Cats Specialist Group. The World Conservation Union. Gland, Suiza.
 - **Oliveira, T. G.** 1994. *Neotropical cats: ecology and conservation*. Edufma, São Luís Maranhão. 220 p.
 - **Oliveira, T.G. de, Tortato, M.A., Silveira, L., Kasper, C.B., Mazim, F.D., Lucherini, M. Jácomo, A.T., Soares, J.B.G., Marques, R.V. y Sunquist, M.** 2010. Ocelot ecology and its effect in the small-felid guild in the lowland Neotropics. In: D.W. Macdonald and A. Loveridge (eds), *Biology and Conservation of Wild Felids*, pp. 563-584. Oxford University Press, Oxford.
 - **Oliveira, T., Paviolo, A., Schipper, J., Bianchi, R., Payan, E. & Carvajal, S.V.** 2015. *Leopardus wiedii*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015.
 - **O'Connell, A., Nichols, J. y Karanth, K.** 2011. *Camera traps in animal ecology*.
 - **Otis, DL., K.P. Burnham, G.C. White y D.R. Anderson.** 1978. *Statistical inference from capture data on closed animal populations*. Wildlife Monographs. 1994. *Neotropical cats. Ecology and Conservation*. EDUFA. Sao Luis, Brasil
 - **Ortega del Valle, D., Carranza, T., y Martínez, J.** 2012. *Una mirada desde el corazón de la jícara de oro. Experiencias de conservación en la Selva Zoque de Los Chimalapas*. Oaxaca: WWF-México.
 - **Palomo-Muñoz, G., R. García-Anlen, G. Ponce-Santizo y J. Moreira.** 2014. Abundancia, densidad y patrones de actividad de ocelotes (*Leopardus pardalis*) utilizando trampas cámara en el Biotipo Protegido Dos Lagunas, Petén, Guatemala. *Rev. la Universidad del Val. Guatemala* 29: 39–46
 - **Paviolo, A., Crawshaw, P., Caso, A., de Oliveira, T., Lopez-Gonzalez, C.A., Kelly, M., De Angelo, C. y Payan, E.** 2015. *Leopardus pardalis* (errata version published in 2016). The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T11509A97212355.<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.20154.RLTS.T11509A50653476.en>.
 - **Payan E, Eizirik, T De Oliveira, R Leitte-Pitman, M Kelly y C Valderrama.** 2008. *Leopardus wiedii*. IUCN 2010 Red List of Threatened Species. Version 2010.2.
 - **Pérez-Irineo, G., y Santos-Moreno, A.** 2016. Abundance and activity patterns of medium-sized felids (Felidae, Carnivora) In Southeastern Mexico. *The Southwestern Naturalist*, 61(1), 33-39.
 - **Pérez-Irineo, G. y Santos-Moreno, A.** 2010. Diversidad de una comunidad de mamíferos carnívoros en una selva mediana del noreste de Oaxaca, México. *Acta Zoológica Mexicana*, 26(3).
 - **Pérez-Irineo, G. y Santos-Moreno, A.** 2013. Riqueza de especies y gremios tróficos de mamíferos carnívoros en una selva alta del sureste de México. *Therya*, 4(3), pp.551-564.

- **Pérez-Irineo, G. y Santos-Moreno, A.** 2014. Density, distribution, and activity of the ocelot *Leopardus pardalis* (Carnivora: Felidae) in Southeast Mexican rainforests. *Revista de Biología Tropical*, 62(4), p.1421.
- **Pérez-Irineo, G., Santos-Moreno, A. y Hernández-Sánchez, A.** 2017. Density and activity pattern of *Leopardus wiedii* and *Leopardus pardalis* in Sierra Norte of Oaxaca, Mexico. *THERYA*, 8(3), pp.223-232.
- **Penido, G., Astete, S., Jácomo, A., Sollmann, R., Tôrres, N., Silveira, L. y Marinho Filho, J.** 2017. Mesocarnivore activity patterns in the semiarid Caatinga: limited by the harsh environment or affected by interspecific interactions?. *Journal of Mammalogy*, 98(6), pp.1732-1740.
- **Prezas Serrano, C.A.** 2013. Uso y Potencial de los Recursos Naturales en Laguna Om, O. P. Blanco, Q, Roo. Tesis de Licenciatura, División de Ciencias e Ingenierías, Universidad de Quintana Roo.
- **Prugh, L., Stoner, C., Epps, C., Bean, W., Ripple, W., Laliberte, A., y Brashares, J.** 2009. The Rise of the Mesopredator. *Bioscience*, 59(9), 779-791.
- **QGIS Development Team.** 2009. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation. URL <http://qgis.osgeo.org>
- **Ray, J., Redford, K., Steneck, R. y Berger, J.** 2013. Large carnivores and the conservation of biodiversity. 1st ed. Washington USA: Island Press.
- **Rexstad, E., y K.P. Burnham.** 1991. User's Guide for Interactive Program CAPTURE. Colorado Cooperative Fish & Wildlife Research Unit, Colorado State University, Fort Collins, Colorado.
- **Ridout, M. S., y M. Linkie.** 2009. Estimating overlap of daily activity patterns from camera trap data. *Journal of Agricultural Biological Environmental Statistics* 14:322-337.
- **Ritchie, E. y Johnson, C.** 2009. Predator interactions, mesopredator release and biodiversity conservation. *Ecology Letters*, 12(9), pp.982-998.
- **Ripple, W., Estes, J., Beschta, R., Wilmers, C., Ritchie, E., Hebblewhite, M., Berger, J., Elmhagen, B., Letnic, M., Nelson, M., Schmitz, O., Smith, D., Wallach, A. y Wirsing, A.** 2014. Status and Ecological Effects of the World's Largest Carnivores. *Science*, 343(6167), pp.1241484-1241484.
- **Rocha-Mendes, F. y G.V. Bianconi.** 2009. Opportunistic predatory behavior of margay, *Leopardus wiedii* (Schinz, 1821), in Brazil. *Mammalia* 73: 151–152.
- **Rocha, D., Sollmann, R., Ramalho, E., Ilha, R. y Tan, C.** 2016. Ocelot (*Leopardus pardalis*) Density in Central Amazonia. *PLOS ONE*, 11(5), p.e0154624.
- **Roemer, G., Gompper, M., y Van Valkenburgh, B.** 2009. The Ecological Role of the Mammalian Mesocarnivore. *Bioscience*, 59(2), 165-173.
- **Royle, J., Nichols, J., Karanth, K. y Gopalaswamy, A.** 2009. A hierarchical model for estimating density in camera-trap studies. *Journal of Applied Ecology*, 46(1), pp.118-127.
- **Rzedowski, J. y Huerta M, L.** 1994. Vegetación de México. México, D.F.: Limusa, Noriega Editores
- **SEMARNAT. 2010.** Norma Oficial Mexicana. NOM-059-SEMARNAT-2010. Diario Oficial de la Federación.
- **Servín, J.** 2013. Perspectivas de estudio, conservación y manejo de los Carnívoros en México. *Therya*, 4(3), pp.427-430.

- **Sunquist, M.E, y F. C. Sunquist.** 2002. Wild Cats of the World. University of Chicago Press, Chicago and London. 452 pp. ISBN 0-226-77999-8
- **Sunquist, M. E., y F. C. Sunquist.** 2009. Family Felidae. in Handbook of the mammals of the world, Vol. 1, Carnivores (Wilson, D. E., y R. A. Mittermeier, eds.). Lynx Edicions. Barcelona, España.
- **Terborgh, J., J.A. Estes, P. Paquet, K. Ralls, D. Boyd-Heger, B.J. Miller y R.F. Noss.** 1999. The role of top carnivore in regulating terrestrial ecosystems. Pp. 39–64. In: M. Soulé y J. Terborgh (eds.). Continental Conservation. The Island Press. E. U. A.
- **Tewes, M. E y D.J. Schimdly.** 1987. The Neotropical felids: jaguar, ocelot, margay, and jaguarundi. Pp. 697-711, in Wild furbearer management and conservation in North America (M. Novak, J. A. Baker, M. E. Obbard, and B. Malloch, eds.). Ministry of Natural Resources, Concord, Ontario, Canada, 1150 pp.
- **Tobler, M., y Powell, G.** 2013. Estimating jaguar densities with camera traps: Problems with current designs and recommendations for future studies. Biological Conservation, 129, 109-118.
- **Treves, A. y Karanth, K.** 2003. Human-Carnivore Conflict and Perspectives on Carnivore Management Worldwide. Conservation Biology, 17(6), pp.1491-1499.
- **Trolle, M. y M. Kéry.** 2003. Estimation of ocelot density in Pantanal using capture-recapture analysis of camera-trapping data. Journal of Mammalogy. 84:607-614.
- **Torres Colín, R.** 2004. Tipos de Vegetación. Pp. 105-117 en Biodiversidad de Oaxaca (García-Mendoza, A. J., M. J. Ordoñez, y M. Briones-Salas, eds.). Instituto de Biología, UNAM, Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza, World Wildlife Fund. Ciudad de México, México.
- **Torres-Romero, E., Espinoza-Medinilla, E., Lazcano-Barrero, M., y Maffei, L.** 2017. Ecology and conservation of ocelot (*Leopardus pardalis*) in Northern Quintana Roo, Mexico. Therya, 8(1), 11-18.
- **Vanderhoff, E., Hodge, A., Arbogast, B., Nilsson, J. y Knowles, T.** 2011. Abundance and activity patterns of the margay (*Leopardus wiedii*) at a mid elevation site in the Eastern Andes of Ecuador. Mastozoología Neotropical, 18(271 - 279).
- **Wallach, A., Izhaki, I., Toms, J., Ripple, W. y Shanas, U.** 2015. What is an apex predator?. Oikos, 124(11), pp.1453-1461.
- **Wilson, D.,R. Cole, J. Nichols, R. Rudrany M. Foster.** 1996. Measuring and monitoring biological diversity, standard methods for mammals. Smithsonian Institution Press. Washington y Londres.
- **Wilson D.E. y Reeder D. M.** (editors). 2005. Mammal Species of the World. A Taxonomic and Geographic Reference (3rd ed), Johns Hopkins University Press, 2,142 pp. (Available from Johns Hopkins University Press, 1-800-537 5487 or (410) 516-6900,
- **Wilson, D. E., y R. A. Mittermeier.** 2009. Handbook of the mammals of the world. Vol. 1, Carnivores. Lynx Editions, Barcelona, España
- **Woodroffe, R. y Ginsberg, J.** 1998. Edge Effects and the Extinction of Populations Inside Protected Areas. Science, 280.

- **Woodroffe, R.** 2000. Predators and people: using human densities to interpret declines of large carnivores. *Animal Conservation*, 3(2), 165-173.