



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL

**CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE INVESTIGACIÓN
PARA EL DESARROLLO INTEGRAL REGIONAL UNIDAD
OAXACA**

**DOCTORADO EN CIENCIAS EN CONSERVACIÓN Y
APROVECHAMIENTO DE RECURSOS NATURALES**

BIODIVERSIDAD DEL NEOTRÓPICO

**Contribución del monitoreo comunitario y las Áreas Destinadas
Voluntariamente a la Conservación a los estudios de
mamíferos medianos y grandes en el sur de México**

T E S I S

PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE:

DOCTORA EN CIENCIAS

PRESENTA:

ROSA ELENA GALINDO AGUILAR

DIRECTOR DE TESIS:

DR. MIGUEL ANGEL BRIONES SALAS

Santa Cruz Xoxocotlán, Oaxaca, abril, 2022



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL SECRETARIA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

ACTA DE REGISTRO DE TEMA DE TESIS Y DESIGNACIÓN DE DIRECTOR DE TESIS

Ciudad de México, a de del

El Colegio de Profesores de Posgrado de en su Sesión

(Unidad Académica)

No. celebrada el día del mes de , conoció la solicitud presentada por la alumna:

Apellido Paterno:	Galindo	Apellido Materno:	Aguilar	Nombre (s):	Rosa Elena
-------------------	---------	-------------------	---------	-------------	------------

Número de registro:

del Programa Académico de Posgrado:

Referente al registro de su tema de tesis; acordando lo siguiente:

1.- Se designa al aspirante el tema de tesis titulado:

Objetivo general del trabajo de tesis:

2.- Se designa como Director de Tesis al profesor:

Director: 2° Director:

No aplica:

3.- El Trabajo de investigación base para el desarrollo de la tesis será elaborado por la alumna en:

que cuenta con los recursos e infraestructura necesarios.

4.- La interesada deberá asistir a los seminarios desarrollados en el área de adscripción del trabajo desde la fecha en que se suscribe la presente, hasta la aprobación de la versión completa de la tesis por parte de la Comisión Revisora correspondiente.

Director de Tesis

2° Director de Tesis (en su caso)

Dr. Miguel Ángel Briones Salas

Presidente del Colegio

Aspirante

Galindo Aguilar Rosa Elena

Dr. Salvador Isidro Belmonte Jiménez





INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL

SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

ACTA DE REVISIÓN DE TESIS

En la Ciudad de siendo las horas del día del mes de del se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de la Tesis, designada por el Colegio del para examinar la tesis titulada:

de la alumna:

Apellido Paterno:	Galindo	Apellido Materno:	Aguilar	Nombre (s):	Rosa Elena
-------------------	---------	-------------------	---------	-------------	------------

Número de registro:

Aspirante del Programa Académico de Posgrado:

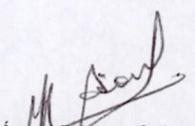
Una vez que se realizó un análisis de similitud de texto, utilizando el software antiplagio, se encontró que el trabajo de tesis tiene 7 % de similitud. **Se adjunta reporte de software utilizado.**

Después que esta Comisión revisó exhaustivamente el contenido, estructura, intención y ubicación de los textos de la tesis identificados como coincidentes con otros documentos, concluyó que en el presente trabajo **NO SE CONSTITUYE UN POSIBLE PLAGIO.**

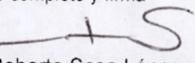
JUSTIFICACIÓN DE LA CONCLUSIÓN: *(Por ejemplo, el % de similitud se localiza en metodologías adecuadamente referidas a fuente original)*
El porcentaje es muy bajo para constituirse como plagio

****Es responsabilidad del alumno como autor de la tesis la verificación antiplagio, y del Director o Directores de tesis el análisis del % de similitud para establecer el riesgo o la existencia de un posible plagio.**

Finalmente, y posterior a la lectura, revisión individual, así como el análisis e intercambio de opiniones, los miembros de la Comisión manifestaron **APROBAR** **SUSPENDER** **NO APROBAR** la tesis por **UNANIMIDAD** o **MAYORÍA** en virtud de los motivos siguientes:
La tesis cumple con los requisitos señalados por las disposiciones reglamentarias vigentes. El trabajo realizado, es un aporte al conocimiento de la diversidad biológica de una de las regiones más biodiversas de México.

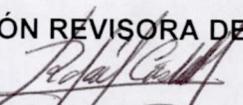


 Dr. Miguel Ángel Briones Salas
 Director de Tesis
 Nombre completo y firma

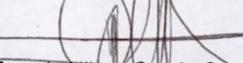


 Dr. José Roberto Sosa López
 Nombre completo y firma

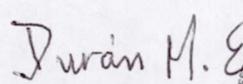
COMISIÓN REVISORA DE TESIS



 Dr. Rafael Felipe del Castillo Sánchez
 Nombre completo y firma



 Dr. Marcelo Ulises García Guerrero
 Nombre completo y firma

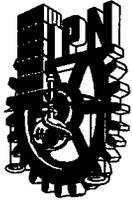


 Dra. Elvira Durán Medina
 Nombre completo y firma



 Dr. Salvador Isidro Belmonte Jiménez
 Nombre completo y firma

PRESIDENTE DEL COLEGIO DE PROFESORES



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL

SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

CARTA DE AUTORIZACIÓN DE USO DE OBRA PARA DIFUSIÓN

En la Ciudad de México el día 03 del mes de junio del año, la que suscribe **Galindo Aguilar Rosa Elena** alumna del programa **Doctorado en Ciencias en Conservación y Aprovechamiento de Recursos Naturales** con número de registro **B170299**, adscrita al Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Unidad Oaxaca manifiesta que es autora intelectual del presente trabajo de tesis bajo la dirección de **Dr. Miguel Ángel Briones Salas** y cede los derechos del trabajo intitulado "**Contribución del monitoreo comunitario y las Áreas Destinadas Voluntariamente a la Conservación a los estudios de mamíferos medianos y grandes en el sur de México**", al Instituto Politécnico Nacional, para su difusión con fines académicos y de investigación.

Los usuarios de la información no deben reproducir el contenido textual, gráficas o datos del trabajo sin el permiso expresado de la autora y/o director. Este puede ser obtenido escribiendo a la siguiente dirección de correo: rgalindoa1700@alumno.ipn.mx. Si el permiso se otorga, al usuario deberá dar agradecimiento correspondiente y citar la fuente de este.



Galindo Aguilar Rosa Elena

INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
CENTRO INTERDISCIPLINARIO
DE INVESTIGACIÓN PARA EL
DESARROLLO INTEGRAL REGIONAL
UNIDAD OAXACA

Nombre completo y firma autógrafa de la
estudiante

Agradecimientos

Al Consejo Nacional De Ciencia y Tecnología por la beca otorgada para mis estudios de doctorado (No de beca: 285671). Al Instituto Politécnico Nacional, al Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Unidad Oaxaca por permitirme y darme las facilidades para hacer mi tesis doctoral. A la Beca de Estímulo Institucional de Formación de Investigadores que a través de los proyectos a cargo del Dr. Briones me apoyaron durante mis estudios de doctorado.

Al Biol. Adrián Méndez, director regional de la Frontera Sur, Istmo y Pacifico Sur de la CONANP por permitirme usar los datos del PROCODES 2011-2016. Al personal de la CONANP-Chinantla. Especialmente al director, Ing. Darinel Diaz Barrios. A Rogelio Prisciliano por todas las facilidades prestadas para acceder a la información del monitoreo comunitario, por su tiempo, su apoyo y su amistad.

Agradezco especialmente a todos los monitores comunitarios quienes colocaron las cámaras y recabaron la información que permitió que esta tesis fuera posible, gracias por su valioso tiempo y conocimientos, gracias por mantener las selvas y los bosques.

A mi comité tutorial, Dr. Miguel Briones Salas, Dra. Elvira Durán Medina, Dr. Roberto Sosa López por sus consejos y sugerencias en los tutoriales. Al Dr. Rafael del Castillo Sánchez y Dr. Marcelo García Guerrero, revisores de la tesis. Especialmente al Dr. Briones, pues en cada una de mis tesis él ha sido un referente imprescindible, gracias por dirigir mi última tesis.

A la Dra. Beatriz y al Dr. Marcelino, su apoyo y colaboración para el Capítulo III de esta tesis, fue invaluable. En especial agradezco a la Dra. Beatriz por todo su tiempo, por contagiarme su entusiasmo por la investigación y sobre todo por su amistad.

A Mario Lavariega por compartir sus conocimientos, fueron fundamentales en el Capítulo III y por su amistad. A las compañeras del laboratorio, G. Ivette, G. Elena, Magaly, Rocio, Ixchel, Carlos, Sergio, Héctor y Mario A. por sus comentarios en los seminarios.

A todas las mujeres que me han acompañado: Mamá, Isabel, Luz, Consuelo, Janine, Melissa, Eréndira, Beatriz, Ma. Delfina, Viviana, Claudia, Rosa, Silvia, Sandra, Zaira, Julieta, Daniela y Nidia, cada una con las múltiples charlas y sus ejemplos de vida me han motivado a reflexionar desde las condiciones que me atraviesan como mujer (y madre) y me han ayudado a caminar una ruta hacia la autonomía.

Dedicatoria

A mí mamá, Francisca Aguilar Aguilar:

Tu ejemplo, me guía.

Tu recuerdo, me hace sonreír.

Quiero que sepas que valoro y agradezco cada paso que diste pensando en nosotras y que me estoy encargando de dar algunos de los que dejaste en el tintero.

Sanaremos.

A papá, Julián Galindo Sánchez:

por estos últimos años.

A mis hijos, Zizou y Tristan:

Son mi alegría

Sus vidas han transformado la mía

Estoy muy orgullosa de lo que hemos logrado juntos

Ustedes son mi mayor satisfacción y lo más valioso que tengo.

A mis hermanas, Isabel, Luz y Consuelo:

por siempre estar,

por sostenerme en los momentos más difíciles.

A mis hermanos, Jesús, Alfonso, Javier y Dionisio:

por ser quienes son.

A mis sobrinas y sobrinos, Janine, Julio, Sofia, Jesica, Andrés, Cristian, Esteban, Sheila, Ramses, Azul, Melanie, Julián, Samantha, Jazmín y Adolfo:

por todo su cariño, agradezco mucho su amor.

A Miguel:

por el tiempo compartido

por cada palabra y cada gesto.

A mí y a todas las mujeres que desde su condición de madre luchan todos los días contra este sistema patriarcal para alcanzar una meta personal,

Por la alegría de seguir adelante con la investigación que tantas satisfacciones me ha dado y que tanto me ha costado

Por no dejarme vencer, por no rendirme

Porque el amor siga siendo mi guía.

Contenido

Índice de figuras	1
Índice de Figuras complementarias	3
Índice de cuadros	4
RESUMEN	6
ABSTRAC.....	8
INTRODUCCIÓN GENERAL	10
OBJETIVOS.....	16
Objetivo general.....	16
Objetivos específicos	17
ESTRUCTURA DE LA TESIS.....	17
Capítulo 1 . Diversidad y conservación de mamíferos en La Chinantla, Oaxaca, México.	19
Anexo 1. Registros recientes de <i>Caluromys derbianus</i> (Didelphimorphia: Didelphidae), <i>Tamandua mexicana</i> (Pilosa: Myrmecophagidae) y <i>Coendou mexicanus</i> (Rodentia: Erethizontidae) en Oaxaca, México.....	46
Anexo 2. Occurrence of jaguar (<i>Panthera onca</i>) in the Chinantla region, southern Mexico	52
Capítulo 2 . Contribución del monitoreo comunitario en Áreas Destinadas Voluntariamente a la Conservación al conocimiento de la diversidad de mamíferos en el sur de México	56

Capítulo 3 . Spatiotemporal interactions of predators and prey of a neotropical mammal community in southern Mexico.....	88
Capítulo 4 Discusión y conclusiones generales.....	142
Literatura citada.....	147

Índice de figuras

Figura 1-1 Ubicación geográfica y puntos de registro de los mamíferos silvestres de la región de La Chinantla, al noreste de Oaxaca, México	35
Figura 1-2 Número de registros de mamíferos silvestres de la Región de la Chinantla, Oaxaca, por intervalo de tiempo y acumulable hasta el año 2020.	36
Figura 1-3 Número de especies de mamíferos silvestres de la Región de la Chinantla, Oaxaca, por intervalo de tiempo y acumulable hasta el año 2020.	36
Figura 1-4 Riqueza de especies en las Subregiones de la Chinantla, Oaxaca. Zona 1= Chinantla Baja; Zona 2= Chinantla Media; Zona 3= Chinantla Alta.....	37
Figura 1-5 Riqueza de especies en los diferentes tipos de vegetación presentes en la Región de la Chinantla, Oaxaca. BTP= Bosque tropical perennifolio; BT= Bosque templado; BMM= Bosque mesófilo de montaña; BTS= Bosque tropical subcaducifolio; CUL= Áreas de cultivo; PAS= Áreas de pastizales	37
Figura 2-1. Ubicación geográfica, altitud y tipos de vegetación de La Chinantla, al norte de Oaxaca, México.	81
Figura 2-2. Frecuencia de los gremios tróficos y tipos de vegetación en los que se registraron los mamíferos medianos y grandes en La Chinantla, Oaxaca.....	82
Figura 2-3. Curvas de interpolación-extrapolación de especies los mamíferos medianos y grandes de la Chinantla, México. Las líneas continuas corresponden a la interpolación de la riqueza registrada en La Chinantla y en las 3 zonas de estudio y las líneas discontinuas son modelos de extrapolación para un número creciente de individuos. Las áreas sombreadas indican los intervalos de confianza del 95%.	82
Figura 2-4. Diversidad de acuerdo con los números de Hill de las tres zonas de La Chinantla, México.	83

Figura 2-5. Curvas de rango abundancia de los ensamblajes de mamíferos medianos y grandes en tres zonas de la Chinantla, Oaxaca, México. *Dmex*=*Dasyprocta mexicana*, *Dic*= *Dicotyles* , *Cpac*= *Cuniculis paca*, *Plot*=*Procyon lotor*, *Syl*=*Sylvilagus*, *Mtem*= *Mazama temama*, *Dnov*= *Dasypus novemcinctus*, *Ebar*=*Eira barbara*, *Lpar*=*Leopardus pardalis*, *Clat*= *Canis latrans*, *Nnar*=*Nasua narica*, *Ponca*= *Panthera onca*, *Did*= *Didelphis*, *Pops*= *Philander opossum*, *Saur*= *Sciurus aureogaster*, *Lwie*= *Leopardus wiedii*, *Csem*= *Conepatus semistriatus*, *Gvit*= *Galictis vittata*, *Pcon*= *Puma concolor*, *Pyag*= *Puma yagouaroundi*, *Pflav*= *Potos flavus*, *Bsum*= *Basariscus sumichrasti*, *Sdep*= *Sciurus deppei*, *Tmex*= *Tamandua mexicana* y *Cder*= *Caluromys derbianus*. 84

Figura 2-6. Análisis NMDS Disimilitud de especies de mamíferos medianos y grandes en tres zonas de la Chinantla, Oaxaca, México. 85

Figura 3-1. Área de estudio y uso del suelo y vegetación en la región de la Chinantla, sur de México. Los círculos negros muestran las estaciones de cámaras trampa establecidas entre 2011 y 2014..... 125

Figura 3-2. Red ecológica de co-ocurrencias de depredadores y presas en la región de Chinantla, sur de México. Solo se muestran co-ocurrencias significativas ($p < 0.05$). El tamaño del círculo indica el valor del índice de abundancia relativa (RAI). La dirección de la flecha indica la especie que ocurre primero (punta de flecha) y la especie que ocurre más tarde (cola de flecha). El color de la flecha indica el día de rezago en el que pasó una especie y luego otra y corresponde a la leyenda de la derecha. El grosor de la flecha indica el valor p promedio de la co-ocurrencia en las 10 ejecuciones, una flecha más gruesa implica un valor p promedio más pequeño..... 126

Índice de Figuras complementarias

Figura S 1. Matriz de distancia entre estaciones cámara-trampa. Cada píxel corresponde al valor de la distancia entre 2 estaciones de cámara trampa, las 129 estaciones se han organizado de izquierda a derecha y de arriba a abajo conservando el mismo orden. En la parte inferior está la escala de colores que va de 0 a 80 km.....	138
Figura S 2. Superposiciones temporales diarias entre depredadores y presas en la región de Chinantla, sur de México.....	140
Figura S 3. Superposiciones temporales diarias entre depredadores en la región de Chinantla, sur de México.....	141

Índice de cuadros

Cuadro 1-1 Lista taxonómica de los mamíferos terrestres de Oaxaca. Claves: Tamaño/clase: P=pequeño, M=mediano, G=grande; Tipo de registro: BD=Base de datos, C=colecta, L=Literatura, MC=Monitoreo comunitario; Zona:1= Chinantla baja (0-400msnm), 2= Chinantla media (401-1000 msnm), 3= Chinantla alta (>1001 msnm); Vegetación: BC= Bosque de coníferas, BMM= Bosque mesófilo de montaña, BTP= Bosque tropical perennifolio, BTS= Bosque tropical subcaducifolio, CUL= Cultivo, MX= Matorral xerófilo, PAS= Pastizal, VS= Vegetación secundaria. Estado de conservación: IUCN: CR= En peligro crítico, EN= En peligro, VU= Vulnerable, NT= Casi amenazada, EW= Extinta en vida silvestre. CITES: I, II, III. NOM (NOM-059-SEMARNAT-2010): E= Probablemente extinta en medio silvestre, P= En peligro de extinción, A= Amenazada, PR= Sujeta a protección especial. Endemismo: MX= Endémico de México, OAX= Endémico de Oaxaca. Se marca con asterisco (*) las especies prioritarias para la conservación presentes en Oaxaca de acuerdo con la SEMARNAT (2014). 38

Cuadro 1-2 Diversidad beta de los diferentes grupos de mamíferos silvestres en las tres zonas de la Chinantla, Oaxaca. Zona 1= Chinantla Baja; Zona 2= Chinantla Media; Zona 3= Chinantla Alta. Los valores en negritas indican el total de especies en cada zona, entre paréntesis se anota el número de especies exclusivas. En cursivas el valor del índice de similitud de Jaccard, por debajo de estos, en normales se indican las especies compartidas entre zonas. **¡Error! Marcador no definido.**

Cuadro 2-1. Lista taxonómica de los mamíferos medianos y grandes de la RTP-Chinantla, Oaxaca, México. Claves: Gremio trófico: C: carnívoro; F: frugívoro; H: herbívoro; I: insectívoro; O: omnívoro; Municipio: 1: San Felipe Usila, 2: San José Chiltepec, 3: San Juan Bautista Valle Nacional, 4: San Miguel Soyaltepec, 5: Santa María Jacatepec, 6:

Santiago Jocotepec; Tipo de vegetación: AGR: Agricultura; BBM: Bosque mesófilo de montaña, BP: Bosque de pino, BTP: Bosque tropical perennifolio; BTPP: Bosque tropical perennifolio perturbado; PAZ: Pastizal; ZU: Zona urbana. Altitud (msnm). Mínimo-máximo. Estado de conservación: SEMARNAT (NOM-059: S): A: amenazado; P: Peligro de extinción; Pr: Protección especial. CITES (C): I: podrían ser extinguidas por el tráfico; IUCN: LC: riesgo menor; NT: casi amenazada; EN: en peligro; CR: en peligro crítico. 76

Cuadro 2-2. Cuadro comparativo entre el monitoreo científico y participativo y propuestas para mejorar ambos. 79

Cuadro 3-1. Índice de abundancia relativa y ocupación Naïve de depredadores y presas en la región de la Chinantla, sur de México. 123

Cuadro 3-2. Superposiciones temporales diarias entre depredadores y presas en la región de Chinantla, sur de México. El valor delta y los intervalos de confianza del 95% entre paréntesis. El superíndice indica el estimador delta utilizado (1 cuando la muestra fue <70 y 4 cuando la muestra fue => 70). 124

RESUMEN

Los mamíferos medianos y grandes tienen un papel fundamental en los ecosistemas y como especies indicadoras de la calidad del hábitat, sin embargo están amenazados por las actividades humanas. Por lo tanto, su monitoreo es relevante para tomar decisiones en temas de conservación. En los últimos años, las cámaras trampa se han utilizado para dicho fin, se han obtenido miles de fotografías de mamíferos; sin embargo, el diseño de muestreo no siempre fue sistemático, en consecuencia, los análisis ecológicos que se pueden llevarse a cabo sobre estas especies son limitados. Tal es el caso del monitoreo comunitario de mamíferos medianos y grandes en las Áreas Destinadas Voluntariamente a la Conservación de La Chinantla, al sur de México. Entre el año 2011-2014 los monitores comunitarios colocaron 129 cámaras trampa, la información derivada no se habían sistematizado y dado que es una región altamente biodiversa, el propósito de esta tesis fue hacer análisis que aporten información al conocimiento ecológico de los mamíferos. Para ello, La Chinantla fue subdividida en tres zonas, de acuerdo con el gradiente altitudinal (Chinantla alta, media y baja). En el capítulo I se compilaron los registros de los mamíferos de cuatro fuentes: revisión de colecciones científicas nacionales e internacionales, revisión de literatura, trabajo de campo y monitoreo comunitario, con estos datos se hicieron análisis de riqueza para tener una línea base de los mamíferos terrestres y voladores que habitan las tres subregiones. Además, se realizaron análisis de riqueza y estado de conservación de los mamíferos silvestres. En total se registraron 134 especies. La mayor riqueza de especies para toda la comunidad, y para los mamíferos terrestres se presentó en La Chinantla alta; mientras que para los voladores fue en La Chinantla baja. En el segundo capítulo se utilizó la información de las cámaras trampa para estimar la riqueza de especies, la estructura de la comunidad, y la diversidad beta de mamíferos medianos y grandes en los bosques tropicales de las tres zonas de La Chinantla. El esfuerzo de muestreo fue de 4 384 días/cámara, se registraron 26 especies de mamíferos medianos y grandes. Se observaron diferencias en la composición de mamíferos de las tres zonas. Finalmente, en el capítulo tres se propone un nuevo enfoque para evaluar las co-ocurrencias depredador-presa. Se utilizaron intervalos de tiempo, arreglos tridimensionales y redes, además se analizaron patrones de actividad. Se encontró que la presa no ocurre ni en el tiempo ni en el espacio en los sitios por donde han pasado los depredadores, lo que sugiere un comportamiento de evitación. Además, no se encontraron comportamientos de búsqueda significativos de depredadores

a presas. Concluimos que La Chinantla es la segunda región en México con mayor riqueza de mamíferos terrestres y voladores. La Chinantla baja tiene la mayor riqueza de mamíferos medianos y grandes. Se requieren protocolos de monitoreo para poder hacer análisis convencionales sobre las poblaciones de mamíferos. Este estudio proporciona un enfoque complementario para comprender el mecanismo de comportamiento entre depredadores y presas en la dimensión espacial y temporal. De ello resulta decir que las estrategias propuestas por los pueblos indígenas al establecer ADVC dentro de sus territorios parecen jugar un papel importante en la conservación. En conjunto las ADVC podrían actuar como una Reserva Archipiélago. En suma, con este estudio demostramos que conjuntando la participación de diferentes actores es posible aportar información al conocimiento de la diversidad de mamíferos medianos y grandes, los cuales pueden contribuir a los esfuerzos de conservación en el futuro.

ABSTRAC

Medium and large mammals play a fundamental role in ecosystems and as indicator species of habitat quality, however they are threatened by human activities. Therefore, its monitoring is relevant to make decisions on conservation issues. In recent years, camera traps have been used for this purpose. In recent years, camera traps have been used for this purpose, thousands of photographs of mammals have been obtained; however, the sampling design was not always systematic, consequently, the ecological analyzes that can be done on these species are limited. Such is the case of the community monitoring of medium and large mammals in the Areas Voluntarily Destined for the Conservation of La Chinantla, in southern Mexico. Between 2011-2014, community monitors placed 129 camera traps, the derived information had not been systematized and since it is a highly biodiverse region, the purpose of this thesis was made analyzes that contribute information to the ecological knowledge of mammals. For this, La Chinantla was subdivided into three zones, according to the altitude gradient (Chinantla alta, media y baja). In chapter I, the records of mammals were compiled from four sources: review of national and international scientific collections, literature review, field work and community monitoring, with these data richness analyzes were made to have a baseline of mammals. terrestrial and flying that inhabit the three subregions. In addition, analyzes of the composition, distribution and conservation status of wild mammals were carried out. In total, 134 species were recorded. The highest species richness for the entire community, and for terrestrial mammals, was found in La Chinantla alta; while for the flyers it was in La Chinantla baja. In the second chapter, camera trap information obtained by community monitors was used to estimate species richness, community structure, and beta diversity of medium and large mammals in the tropical forests of the three zones of La Chinantla. The sampling effort was 4 384 days/chamber, 26 species of medium and large mammals were recorded. Differences were observed in the mammalian composition of the three zones. Finally, in chapter three a new approach is proposed to evaluate predator-prey co-occurrences. Time intervals, three-dimensional arrays, and networks were used, and activity patterns were analyzed. Prey was found to occur neither in time nor in space at sites where predators have passed, suggesting avoidance behavior. Furthermore, no significant predator-to-prey search behaviors were found. We conclude that La Chinantla is the second most important region in terms of the richness of terrestrial and flying mammals. The Chinantla baja have more richness of medium and large

mammals. Monitoring protocols are required to be able to carry out conventional analyzes on mammalian populations. This study provides a complementary approach to understand the mechanism of behavior between predators and prey both spatially and temporally. It follows that the strategies proposed by indigenous peoples when establishing ADVC within their territories seem to play an important role in conservation. Together the ADVCs can act as an Archipelago Reserve. In short, with this study we demonstrate that by combining the participation of different actors it is possible to contribute to the knowledge of the diversity of medium and large mammals, which can contribute to conservation efforts in the future.

INTRODUCCIÓN GENERAL

Los mamíferos medianos y grandes son fundamentales en la organización y dinámica de los ecosistemas. (Lacher *et al.*, 2019). La especies carnívoras regulan o limitan las poblaciones de sus presas (Fleming *et al.*, 2017; Lacher *et al.*, 2019); las frugívoras contribuyen en la dispersión de semillas (Camargo-Sanabria *et al.*, 2014; Fuzessy *et al.*, 2016). Las herbívoras influyen en la dinámica vegetal, de manera que si se extinguen localmente se produce un cambio en la diversidad de plantas del sotobosque y en la dinámica del ecosistema en general, ya que son presas clave para los depredadores (Camargo-Sanabria *et al.*, 2014; Lacher *et al.*, 2019). A pesar de la contribución de este grupo de especies a los procesos dentro del ecosistema, están amenazados por las actividades humanas (Boron *et al.*, 2019; Ripple *et al.*, 2016), principalmente por la cacería (Benítez-López *et al.*, 2017; Harfoot *et al.*, 2021) así como por la eliminación y fragmentación del hábitat (Bender *et al.*, 1998; Boron *et al.*, 2019; Crooks *et al.*, 2017; Fritz *et al.*, 2009). Por lo tanto, las investigaciones sobre los mamíferos es relevante y pertinente sobre todo de aquellas que son indicadoras de la calidad del hábitat (Tognelli, 2005)

Dos de los ecosistemas que son de suma importancia para la conservación de los mamíferos, y de la biodiversidad en general, son los bosques tropicales perennifolios y los bosques mesófilos de montaña, ya que no solo concentran una alta riqueza de especies (Almazán-Núñez *et al.*, 2018; Hofsvang, 2014), sino también capturan altas proporciones de carbono (Poorter *et al.*, 2015; Spracklen & Righelato, 2014) y de agua (Galicia & Zarco-Arista, 2014). Sin embargo, también son los ecosistemas con las más alta tasas de deforestación en Latinoamérica. México ocupa el tercer y primer lugar en las tasas de deforestación del bosque tropical perennifolio y bosque mesófilo de montaña, respectivamente (Armenteras *et al.*, 2017). La distribución histórica del bosque tropical

perennifolio en México comprendía 9,833,140 hectáreas; para el año 2002 se había reducido a aproximadamente la tercera parte (3 440 928 ha), la mayor parte del cual estaba en estado secundario (2 022 395 ha) (Sánchez-Colón *et al.*, 2009). Así mismo, la superficie de bosque mesófilo de montaña en México se ha reducido entre 53-73% (Ochoa-Ochoa *et al.*, 2017).

A nivel global se ha determinado que la fragmentación del paisaje está relacionada con el riesgo de extinción de las especies (Crooks *et al.*, 2017). Con respecto a los gremios tróficos, los carnívoros, insectívoros y frugívoros son afectados negativamente por la fragmentación, mientras que los herbívoros y los nectarívoros son menos afectados (Vetter *et al.*, 2011). En investigaciones llevadas a cabo en fragmentos de bosque tropical perennifolio se ha determinado que algunas especies son totalmente dependientes del bosque conservado (Pfeifer *et al.*, 2017); mientras que otras especies (las generalistas) son capaces de habitar ambientes menos conservados (Gibson *et al.*, 2011; Pfeifer *et al.*, 2017; Vetter *et al.*, 2011). Incluso algunas usan la matriz del paisaje como hábitat (Gehring & Swihart, 2003). No solo la fragmentación afecta la persistencia de los mamíferos, además algunos poseen atributos biológicos que los hacen más propensos a la extinción, tal es el caso de *Tapirella bairdii*, *Caluromys derbianus*, *Dasyprocta mexicana* y *Panthera onca*, entre otros; que poseen alguna de las siguientes características: tasas de reproducción lentas, bajas densidades poblacionales, gran tamaño corporal, tamaños de grupos pequeños, ámbitos hogareños grandes, nichos ecológicos muy especializados y distribuciones geográficas estrechas, las cuales en muchas ocasiones comparten con poblaciones humanas (Cardillo *et al.*, 2008; Davidson *et al.*, 2009; Fritz *et al.*, 2009).

Para entender el estado de las poblaciones de los mamíferos se ha utilizado el monitoreo, el cual implica recabar y evaluar sistemáticamente información sobre ellos, la

cual nos permita ver tendencias y tomar decisiones de manejo (Evans & Guariguata, 2008b; Galindo-Leal, 1999; Muench, 2009). El monitoreo generalmente es llevado a cabo por científicos capacitados; sin embargo, desde hace dos décadas se ha dirigido la mirada hacia otros tipos de monitoreo, aquellos que involucran a los pobladores locales (Danielsen *et al.*, 2005). Tal es el caso del monitoreo local, participativo, comunitario, colaborativo, conjunto, entre otros (Evans & Guariguata, 2008b). En el monitoreo comunitario del ecosistema se incluyen a pobladores locales (de aquí en adelante monitores comunitarios), que generalmente tienen conocimientos empíricos relevantes; ellos trabajan junto con las instituciones académicas y/o gubernamentales para conocer aspectos ecológicos de sus territorios, por consiguiente se integra el conocimiento local al conocimiento científico (Evans & Guariguata, 2008b). Este tipo de monitoreo además de que potencialmente puede aportar información con valor científico, incentiva a los pobladores a reflexionar acerca de su entorno, además de que toma en cuenta los temas de biodiversidad que son relevantes para ellos, apoyando de esta manera la toma de decisiones para mejorar el manejo de sus recursos naturales (Danielsen *et al.*, 2005; Evans & Guariguata, 2008b).

El monitoreo comunitario ha sido usado ampliamente aportando información científica sobre los mamíferos en distintas partes del mundo. Por ejemplo, en Mongolia, los monitores locales recopilaron métricas de abundancia del asno salvaje asiático (*Equus hemionus*) y la gacela (*Gazella subgutturosa*) y covariables en 50 puntos de observación, a su vez, en el estudio se evaluó el error del observador individual. Se concluyó que el método fue sólido y que los monitores tenían amplias habilidades para coleccionar datos (Ransom *et al.*, 2012). En Zimbabwe, los monitores locales registraron al 66% de las especies residentes, muchas de ellas escurridizas o difíciles de observar (Gaidet *et al.*, 2003). En Brasil los monitores locales reconocieron 36 de 40 especies que se tenía por

objetivo registrar, además mostraron habilidades satisfactorias en el trabajo de campo (Benchimol *et al.*, 2017). En Argentina y Perú se demostró que se obtienen datos más precisos sobre la presencia de especies con ayuda de los habitantes locales que con los métodos tradicionales que utilizan los científicos, aunque en conjunto se obtuvo información que con un solo método no se obtendría (Camino *et al.*, 2020; Zayonc & Coomes, 2021). En México los monitores locales fueron parte esencial en determinar la ubicación para la colocación de las cámaras trampa, gracias a su habilidad para reconocer rastros el registro de jaguares fue exitoso y se logró obtener la estimación de la densidad de jaguares (Lavariega *et al.*, 2020). Parte de los éxitos que se han obtenido en los monitoreos comunitarios para registrar especies es que los habitantes locales tienen conocimiento empírico de su territorio (Camino *et al.*, 2020), además conocen bien los hábitos y rastros de los mamíferos debido a que los han cazado de manera tradicional (Afriyie *et al.*, 2021; Ávila-Nájera *et al.*, 2018; Ojasti, 1993).

En el monitoreo comunitario las cámaras trampa han sido una herramienta muy eficaz para obtener información ecológica de los mamíferos. Las cámaras trampa para tomar fotos de animales silvestres surgieron a principios del siglo pasado pero su uso se popularizó a finales del siglo (Kays & Slauson, 2008), estas tienen la gran ventaja de fotografiar todo lo que se mueve dentro de su campo de visión, lo cual incluye animales elusivos o crípticos de quienes mediante otros métodos es difícil obtener datos (Kays & Slauson, 2008). Con las cámaras trampa se ha hecho registro de diversas especies (Moo *et al.*, 2018), se han identificado patrones de actividad (Zhang *et al.*, 2021), se han realizado estudios sobre la diversidad (Dorji *et al.*, 2019), de abundancias y densidades (Carbone *et al.*, 2001; Kays & Slauson, 2008), e incluso se han llevado a cabo estudios sobre interacciones depredador-presa (Caravaggi *et al.*, 2018).

Los estudios con cámaras trampa se pueden dividir en no sistemáticos y sistemáticos. En los primeros, la ubicación, número y programación de las cámaras puede ser variable, y por lo tanto permite hacer registro de las especies (Kays & Slauson, 2008; Maffei *et al.*, 2002; O'Connell *et al.*, 2011). En cambio, con un muestreo sistemático se necesita un mayor número de cámaras, un tamaño de área definida y un tiempo determinado para que estén colocadas en campo, por consiguiente este tipo de estudios permiten hacer análisis de abundancias o densidades y patrones de actividad (Kays & Slauson, 2008; Maffei *et al.*, 2002).

En México, el monitoreo comunitario con cámaras trampa se lleva a cabo en las Áreas Destinadas Voluntariamente a la Conservación (ADVC), estas, al igual que cualquier otra ANP del país, tienen por objetivo preservar los ambientes naturales más frágiles, están localizadas en zonas que mantienen una alta diversidad biológica y cultural, en ellas habitan especies que están catalogadas en alguna categoría de riesgo (LGEEPA, 2018). Hasta enero de 2022 se contaba con 371 áreas certificadas en 26 estados, la superficie que cubren estas ADVC es de 604,906.70 ha, destacando Oaxaca con 165,508.75 ha (CONANP, 2021a). Las ADVC son administradas por sus legítimos propietarios, conforme a la estrategia de manejo que ellos elaboraron. En el sur de México parte del monitoreo comunitario inicio gracias al proyecto internacional Manejo Integrado de Ecosistemas (MIE) en tres Eco-Regiones: Los Tuxtlas, Veracruz; La Montaña, Guerrero y; La Chinantla, Oaxaca (CONANP, 2002; Vela *et al.*, 2010). En La Chinantla otro programa que ayuda a realizar el monitoreo comunitario es el Programa de conservación para el Desarrollo Sustentable (PROCOCODES), el cual es un programa de subsidio que promueve la conservación de los ecosistemas, mediante el aprovechamiento sostenible, con igualdad de oportunidades para las mujeres y hombres, con énfasis en la población indígena de las localidades (CONANP, 2021b; DOF, 2011). En la región se

han llevado a cabo monitoreo comunitario en las 27 ADVC que ahí se encuentran, las cuales conservan 58,765.785 ha (Oficina CONANP-Chinantla), casi la mitad del total de hectáreas que están certificadas en Oaxaca (125,923) (CONANP, 2020).

El monitoreo comunitario con cámaras trampa en las distintas ADVC de La Chinantla se ha llevado a cabo desde 2011. Sin embargo, no se ha derivado información científica, a pesar de que es posible que tengan datos relevantes para la toma de decisiones en materia de conservación de los mamíferos. Existen dos grandes razones por las que esta información no ha sido utilizada para realizar análisis ecológicos. La primera es la falta de sistematización de las fotografías, pues hasta ahora se han generado miles de fotografías y videos, y la capacidad humana para revisarlas por parte del personal de CONANP no es suficiente. Este tipo de problemas es común en el monitoreo biológico (Mandujano, 2017) y se ha visto a lo largo del mundo, por lo que actualmente hay diversas plataformas que están tratando de apoyar haciendo identificación de especies, por ejemplo, *Snapshot Serengeti* (Swanson *et al.*, 2016) y *Wildlife Insights* proporcionando carga de datos de cámaras trampa, servicios de gestión y análisis (Thau *et al.*, 2019). La segunda razón es que el objetivo del monitoreo de PROCODES es registrar a las especies presentes, por lo tanto, la colocación de las cámaras en la región no ha sido llevada a cabo con un método sistemático. A continuación se mencionan las condiciones bajo las que se ha realizado el monitoreo:

- en cada ADVC el monitoreo se ha hecho en años distintos, ya que el programa se asigna anualmente y no siempre se otorga a las mismas comunidades;
- cada ADVC cuenta con un número distinto de cámaras, en muchas ocasiones son pocas: 1-10. Además éstas se dan de baja eventualmente, ya que dejan de funcionar debido a las condiciones del clima del bosque tropical perennifolio y bosque mesófilo de montaña;

- las cámaras trampa están activas en campo durante un lapso de tiempo distinto, puede ser desde un día hasta cuatro meses, esto depende completamente de los monitores comunitarios y del número de pilas que tengan disponibles.

La falta de sistematización en el diseño de muestreo del monitoreo comunitario en La Chinantla no nos permite hacer análisis ecológicos convencionales porque no se cumplen con los supuestos necesarios. Por ejemplo, para hacer estimaciones de ocupación se ha sugerido un mínimo de 50 sitios durante 15 a 20 días para especies comunes y 100 sitios durante 20 a 30 días para especies raras (Chatterjee *et al.*, 2021). Y para densidad de alguna especie, se requiere un área de muestreo del tamaño del ámbito hogareño de la especie objetivo, por ejemplo, en el caso del jaguar se requiere por lo menos de 80 km² y 40-50 estaciones activas entre 60-120 días (Tobler & Powell, 2013). Sin embargo, los datos obtenidos son suficientes para que una vez sistematizados se conozca la riqueza de especies y se hagan análisis de diversidad (Cusack *et al.*, 2015; Kiffner *et al.*, 2020; Scullion *et al.*, 2021). También, es posible hacer algunos análisis ecológicos como los de co-ocurrencia de depredadores y presas (Keim *et al.*, 2019) para probar algunas hipótesis, por ejemplo, la del paisaje del miedo.

OBJETIVOS

Objetivo general

Analizar la información de las fotografías de las cámaras trampa obtenidas mediante el monitoreo comunitario en las Áreas Destinadas Voluntariamente a la Conservación de La Chinantla para contribuir al conocimiento ecológico de los mamíferos medianos y grandes en el sur de México

Objetivos específicos

- Estimar la riqueza de los mamíferos terrestres y voladores en tres zonas de La Chinantla, Oaxaca.
- Estimar y comparar la riqueza, estructura y diversidad de los mamíferos medianos y grandes en tres zonas de La Chinantla, Oaxaca.
- Analizar las interacciones depredador-presa en las dimensiones espacio-temporal en La Chinantla, Oaxaca.

ESTRUCTURA DE LA TESIS

La presente tesis está formada por una introducción general, tres capítulos y una sección de discusión y conclusiones generales. En esta investigación se sistematizaron y analizaron los datos obtenidos mediante cámaras trampa colocadas entre 2011-2014 por monitores comunitarios en Áreas Destinadas Voluntariamente a la Conservación en La Chinantla, Oaxaca, México, las cuales no tenían una estandarización en el diseño de muestreo. En el primer capítulo se analizó la riqueza de los mamíferos terrestres y voladores en tres zonas, la Chinantla baja, media y alta, y en los diferentes tipos de vegetación presentes, para ello se hizo una revisión de colecciones científicas nacionales e internacionales, revisión de literatura, registros de campo y datos de monitoreo comunitario. De este capítulo se produjeron dos notas científicas. La primera fue sobre el registro reciente de *Caluromys derbianus*, obtenido mediante el monitoreo comunitario llevado a cabo en Cerro Tepezcuintle, junto con otras dos especies (*Tamandua mexicana* y *Coendu mexicanus*) que se registraron por otros métodos. La segunda nota fue sobre el número de jaguares registrados en la Chinantla, los cuales fueron identificados a través de su patrón de manchas. En el segundo capítulo analizamos la información de 129 estaciones de fototrampeo colocadas por monitores comunitarios para estimar la riqueza

de especies, la estructura de la comunidad y la diversidad beta de mamíferos medianos y grandes en tres zonas: Chinantla baja, media y alta. En el tercer capítulo se utilizó un enfoque nuevo para analizar las co-ocurrencias depredador-presa en las dimensiones espacio-temporal de los tres principales depredadores de la zona: jaguar, puma y ocelote sobre sus 11 presas potenciales de mamíferos medianos y grandes. Se aplicaron análisis de datos de tiempo, matrices tridimensionales y bootstrap para estimar los intervalos de tiempo entre la ocurrencia de los depredadores y las presas en un mismo sitio, se realizaron redes y también se analizó el traslape de los patrones de actividad diaria entre especies. Finalmente, en la sección de discusión y conclusiones generales se da respuesta a la pregunta de investigación planteada en la introducción y se muestran los principales hallazgos de esta investigación.

Capítulo 1 . Diversidad y conservación de mamíferos en La Chinantla, Oaxaca, México.

Resumen.

En este capítulo se analiza la riqueza y conservación de los mamíferos silvestres en uno de los sitios con mayor diversidad biológica en México, La Chinantla, en el noreste de Oaxaca. Nos propusimos saber si el estado del conocimiento de la riqueza de especies ha cambiado a lo largo del tiempo desde las primeras colectas hasta años recientes, si la riqueza de especies se distribuye de manera homogénea en el espacio altitudinal de la región y si existe diferencia entre los escalones altitudinales y los tipos de asociación vegetal, además de discutir si el monitoreo comunitario ha hecho algún aporte al conocimiento de las mastofauna. Los registros de los mamíferos se obtuvieron de cuatro fuentes principales: Revisión de colecciones científicas nacionales e internacionales, revisión de literatura, trabajo de campo y monitoreo comunitario. Los registros obtenidos se organizaron en tres zonas de acuerdo con el gradiente altitudinal (Chinantla baja, media y alta). Se registraron para toda la región 134 especies, que corresponden a 11 Ordenes, 26 familias y 86 géneros, lo que representa el 58.8%, 100%, 89.7% y 72.8%, respectivamente, de los mamíferos de Oaxaca. La mayor riqueza de especies para toda la comunidad y para los mamíferos terrestres se presentó en La Chinantla alta; mientras que para los voladores fue en La Chinantla baja. Gracias al monitoreo comunitario se agregaron dos especies que no estaban registradas en la región, *Caluromys derbianus* y *Galictis vitatta*. La Chinantla es la segunda región en México con la mayor riqueza de mamíferos.

Palabras clave: Áreas destinadas voluntariamente a la conservación, bosque tropical perennifolio, bosque mesófilo de montaña , Sierra Madre de Oaxaca.

Introducción.

La Chinantla se ubica en el noreste del estado de Oaxaca, uno de los estados mexicanos con mayor biodiversidad (García-Mendoza *et al.*, 2004); se caracteriza por la presencia de bosques relictuales que datan del pleistoceno (Rzedowski & Palacios-Chávez, 1977a), además contiene una gran cantidad de especies endémicas para el estado de Oaxaca y para México (Meave *et al.*, 2017). En términos generales presenta una compleja topografía que propicia un entorno físico y ambiental diverso que va desde zonas de bosques templados (BT), en sus partes más altas hasta bosques tropicales perennifolios (BTP) en las partes bajas (Van Der Wal, 1999).

La Chinantla ha sido declarada como una región terrestre prioritaria para la conservación, contiene la tercera extensión más grande de BTP en el país, después de La Selva Lacandona en Chiapas y la selva de los Chimalapas en Oaxaca-Chiapas (Arriaga *et al.*, 2000); además de esto, es una de las regiones con mayor cobertura de bosque mesófilo de montaña (BMM), comunidad vegetal extremadamente biodiversa, que ocupa menos del 1% de la República Mexicana (Rzedowski, 1996). Además al estar compuesta principalmente de BTP y BMM, hacen a esta región una importante fuente de suministro de agua potable, gracias a la captación efectuada en la cuenca alta (Galicía & Zarco-Arista, 2014).

En general los bosques de La Chinantla contienen una gran diversidad de mamíferos que no es solo taxonómica sino también filogenética (Aguilar-Tomasini *et al.*, 2021). En la región se han llevado a cabo diversos estudios que muestran la diversidad de mamíferos (Alfaro *et al.*, 2006; Del Río-García *et al.*, 2014; Pérez-Irineo & Santos-

Moreno, 2012b; Pérez-Lustre *et al.*, 2006), así como registros y estudios de especies con relevancia para la conservación, como: *Tapirella bairdii*, (Lira-Torres *et al.*, 2006), mono araña *Ateles geoffroyi*, (Ortiz-Martínez *et al.*, 2012), los felinos en general (Espinoza-Ramírez *et al.*, 2017), y sobre, *Panthera onca*, en particular (Figel *et al.*, 2009, 2011). La región además de ser reconocida como un corredor biológico para las poblaciones de jaguares del sur con las del norte de México (Rodríguez-Soto *et al.*, 2011) se ha considerado un sitio capaz de mantener una población (Jędrzejewski *et al.*, 2018), en el cual recientemente se ha estimado la densidad de jaguares (Lavariega *et al.*, 2020).

La Chinantla ha sido una región habitada desde tiempos precolombinos, entre las actividades de sus habitantes destacan el cultivo de diversas especies como el algodón, café, caña, vainilla, cacao, además de la milpa (cultivo de maíz, frijol y calabaza), así como la ganadería, y cacería de subsistencia (Legarreta, 2010), estas actividades han tenido diversos impactos en la región y una de ellas es la fragmentación de los ecosistemas (CONANP, 2009). Esta pérdida de hábitats puede poner en riesgo la diversidad genética de las poblaciones animales y vegetales que la componen. Como una medida para afrontar el problema, los Chinantecos han establecido Áreas Destinadas Voluntariamente a la Conservación (ADVC), dentro de sus territorios, estos espacios son gestionados por los propios habitantes mediante procesos de consenso social en las asambleas comunitarias. Las ADVC cubren extensiones variables de bosque y tienen por objetivo proteger los ambientes naturales más frágiles, están localizadas en zonas que mantienen una alta diversidad biológica y cultural, y es común que en ellas habiten especies que están catalogadas bajo alguna categoría de riesgo (LGEEPA, 2018). Al ser gestionadas por los mismos propietarios, también se decretan dentro del marco de un reglamento interno, en el cual se establecen diferentes reglas de uso y acceso, entre ellas, las restricciones de

cacería y saqueo de especies vegetales y remoción de cobertura vegetal para actividades agrícolas y pecuarias, entre otras más (Anta-Fonseca & Mondragón-Galicia, 2006).

En La Chinantla han surgido diversas formas de organización a nivel regional para proteger los recursos naturales, un ejemplo es el Comité de Recursos Naturales de la Alta Chinantla (CORENCHI; Molina-Gonzalez 2011), las comunidades que conforman esta organización han promovido la creación de sus ADVC y como parte del proceso de protección, han sido beneficiados con el programa de pago por servicios ambientales de la CONAFOR (Bray *et al.*, 2008).

Dada la importancia de la región y debido a que la información biológica se encuentra dispersa, decidimos recopilar y analizar la información existente en esta región tropical del sur de México utilizando a los mamíferos como grupo focal. Nos propusimos saber si el estado del conocimiento de la riqueza de especies ha cambiado a lo largo del tiempo desde las primeras colectas hasta años recientes, si la riqueza de especies se distribuye de manera homogénea en el espacio altitudinal de la región y si existe diferencia entre los escalones altitudinales y los tipos de asociación vegetal.

Método

Área de estudio

La Región de la Chinantla se ubica en el noreste de Oaxaca, en las estribaciones de la Sierra Madre de Oaxaca y en la cuenca oaxaqueña del río Papaloapan. Limita al norte con la región Mazateca, al este con la Planicie costera del Golfo y el estado de Veracruz, al sur-sureste con la región Zapoteca del Istmo de Tehuantepec y con la Cuicateca en lo alto de la Sierra Juárez. Está conformada por 14 municipios que se ubican en las subregiones denominadas: Sierra Madre de Oaxaca y Planicie Costera del Golfo (Ortiz-Pérez *et al.*, 2004).

Su clima es cálido y húmedo en las tierras bajas y fresco y húmedo en las tierras altas con una temperatura media anual entre 16 ° C y 25 ° C (Meave *et al.*, 2006). La Chinantla es una región con alta humedad, presenta una precipitación anual entre 3 600 y los 5 800 mm. Presenta niveles altitudinales entre 50 y 3 000 msnm con pendientes entre 6° y 45 ° en el 80% del territorio (Meave *et al.*, 2006). Predominan los bosques húmedos como el BTP y BMM (INEGI, 2016). Esta región es considerada un área de conservación prioritaria de Mesoamérica por su biodiversidad y especies endémicas (de Albuquerque *et al.*, 2015). De acuerdo con su gradiente altitudinal, la región es clasificada por algunos autores como Chinantla baja, media y alta (de Teresa, 1999).

Zonificación del área de estudio.

A partir de una clasificación supervisada de imágenes Landsat de 2015 (Galindo-Aguilar *et al. en prep*) y con base en los tipos de vegetación y gradiente altitudinal definimos tres zonas: Zona 1. *Chinantla Baja*. Bosques tropicales perennifolios de tierras bajas, combinado con vegetación secundaria y cultivos. La altura de la zona va de 50 a 400 msnm; Zona 2. *Chinantla Media*. Bosques de transición de tierras medias combinado con vegetación secundaria y cultivos. Se encuentra entre los 401 y 1000 msnm; Zona 3. *Chinantla Alta*. Bosques mesófilos de montaña de tierras altas, mezclado con pequeños fragmentos de bosque tropical perennifolio, vegetación secundaria y cultivos en menor proporción. Se ubican a más de 1001 msnm. (Figura 1).

Obtención de registros

Los registros de los mamíferos silvestres se obtuvieron de cuatro fuentes:

- 1.- *Colecta de ejemplares a través de trabajo de campo*. Las colectas de ejemplares de mamíferos se llevaron a cabo desde el año 2000, por los equipos de trabajo del Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional (CIIDIR)-Oaxaca y la Universidad de la Sierra Juárez (UNSIJ), con aproximadamente 45 visitas a la región.

Las técnicas de muestreo fueron las convencionales para los diversos grupos de mamíferos (pequeños con pesos menores a 100 g, como musarañas y roedores; voladores como murciélagos y, medianos y grandes con pesos superiores a los 101 g). Los tiempos y número de trampas, redes y cámaras variaron en cada periodo de muestreo dependiendo de la disponibilidad y accesos a los sitios.

Se capturaron pequeños mamíferos utilizando 100 trampas Sherman, en promedio, cebadas con una mezcla de mantequilla de maní, esencia de vainilla y avena. Las trampas se colocaron diariamente a lo largo de transectos lineales de 500 m. También se colocaron 100 trampas "Pitfall", enterradas en el suelo con una separación de 2 m entre ellas en lugares con hojarasca y cerca de troncos caídos. Los murciélagos fueron capturados con redes de niebla (12 x 2.4 m), las cuales permanecieron desplegadas ocho horas cada noche en promedio (19:00 a 03:00 h). En el caso de los mamíferos medianos y grandes, se recorrieron transectos lineales de aproximadamente 2,5 km de longitud distribuidos aleatoriamente en cada localidad para la búsqueda de rastros (huellas y heces; Aranda, 2000). También se colocaron trampas tipo Tomahawk, abatible de doble puerta, 24 x 6 x 6 ", el cebo utilizado fue sardina; además, se utilizaron cámaras trampa (Cuddeback®). Las cámaras se instalaron a una altura entre 30 y 50 cm desde el nivel del suelo en senderos naturales, caminos o en sitios donde se observaron rastros. Las coordenadas geográficas y la elevación se registraron con un sistema geográfico de posicionamiento global (GPS; Datum WGS84).

Los individuos colectados se determinaron taxonómicamente con claves especializadas (Ceballos y Miranda, 1986; Álvarez et al., 1994; Medellín et al., 1997). La mayoría de los individuos fueron liberados en el mismo sitio de captura; sólo una pequeña muestra se preparó como especímenes de museo siguiendo las recomendaciones de Hall (1981). Estos especímenes se encuentran depositados en la Colección de Mamíferos del

Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional (CIIDIR), Unidad Oaxaca (OAX.MA.026.0497), Instituto Politécnico Nacional. La captura y recolección de especímenes se realizó con la licencia para recolección científica emitida por el gobierno de México a través de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales de México (FAUT-0037; SEMARNAT).

2.- *Revisión de bases de datos.* Consistió en la obtención de registros de mamíferos silvestres de museos y colecciones científicas nacionales y extranjeras. Las colecciones nacionales revisadas fueron: la Colección Nacional de Mamíferos (CNMA), la Colección de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas del IPN (ENCB), la Colección del Museo de Zoología de la Facultad de Ciencias de la UNAM (MZFC), la Colección de la Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa (UAMI) y la Colección del Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Unidad Oaxaca (CIIDIR-OAX.), IPN (OAXMA). Las colecciones extranjeras fueron: Field Museum Natural History (FMNH), American Museum of Natural History (AMNH), Texas A&M University (TWWC), Angeles County Museum (LACM), Museum of Zoology, University of Michigan (UMMZ), Texas Tech University (TTU), University of New Mexico, Museum of Southwestern Biology (MSB), Carnie Museum of Natural History (CM), University of Florida, Florida Museum of Natural History (UF) y Natural History Museum, Kansas University (KU). Y además se obtuvo la base de datos de GBIF y se revisó la base de datos de Vernet.

3.- *Revisión de literatura.* Se recabó la información existente en la literatura científica desde los trabajos de Hall (1981), hasta las publicaciones más recientes, año 2020. Se consultaron las publicaciones sobre la distribución, registros nuevos de especies y ampliación del área de distribución de algunos taxa dentro de la región (Alfaro et al., 2006; Briones-Salas et al., 2006, 2012b, 2015; Del Rio-García et al., 2014; Espinoza-

Ramirez et al., 2017; Galindo-Aguilar et al., 2019; Ibarra et al., 2011; Lavariega et al., 2020; Ortiz-Martínez et al., 2012; Pérez-Irineo & Santos-Moreno, 2012).

4.- *Monitoreo comunitario*. Se solicitó formalmente la información de las cámaras trampa colocadas mediante monitoreo comunitario llevado a cabo en las Áreas Destinadas Voluntariamente a la Conservación (ADVVC) de la Chinantla a la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP). Se revisaron las fotografías de cada cámara colocada por los monitores locales, se identificaron las especies y se creó una base de datos. La información que se utilizó para este análisis fue de 129 estaciones de fototrampeo que estuvieron colocadas en un periodo de cuatro años (2011-2014) en 18 comunidades indígenas. En total se sumaron 4 373 días trampa.

Análisis de datos

La identificación de los ejemplares colectados y fotografiados; así como los rastros se realizó utilizando guías especializadas Ceballos y Miranda, 1986; Álvarez et al., 1994; Medellín et al., 1997; Ceballos & Oliva 2005; Aranda-Sánchez 2012). La nomenclatura se actualizó siguiendo a Ramírez-Pulido et al. (2014), con algunas modificaciones recientes.

La riqueza de especies para toda la región y entre las tres zonas se contó como el número total de especies registrados en cada una de ellas. Se consultó la distribución geográfica de las especies de acuerdo con Hall (1981), Ceballos y Oliva (2005), Carraway (2007) y Briones-Salas, et al. (2015) para identificar taxones endémicos a México y Oaxaca. Para determinar la situación de conservación y protección se consultó la lista roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, 2014), los apéndices de la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES, 2011) y la Norma Oficial Mexicana 059 (NOM-059-SEMARNAT-2010; SEMARNAT, 2010).

Resultados

Riqueza de especies

Se registraron para toda la región y durante todo el tiempo 134 especies, que corresponden a 11 Ordenes, 26 familias y 86 géneros, lo que representa el 58.8%, 100%, 89.7% y 72.8% respectivamente de los mamíferos del estado de Oaxaca. Los Ordenes con el mayor número de especies fueron Chiroptera (n = 52) y Rodentia (n = 38). Dentro de los Ordenes Cingulata, Pilosa, Primates y Perissodactyla, solo se registró una especie. Los mamíferos pequeños están representados con 41 especies, los voladores con 52 y los medianos y grandes con 41. En el grupo de Mamíferos pequeños de igual manera se registraron cinco familias, Cricetidae registró la mayor cantidad de especies (n= 29), mientras que la Geomyidae y Heteromyidae registraron solo dos especies cada una. Dentro del grupo de mamíferos voladores se registraron cinco Familias, la de mayor número de especies fue la Phyllostomidae (n= 31), mientras que la Molossidae solo presentó tres especies. El grupo de mamíferos medianos y grandes presentó la mayor cantidad de familias con 17, Felidae tuvo la mayor cantidad de especies (n= 6); mientras que Dasypodidae, Myrmecophagidae, Atelidae, Erethizontidae, Dasyproctidae, Cuniculidae, Tayassuidae y Tapiridae presentaron una sola especie cada una (Cuadro 1-1).

Registros históricos

El registro de la mayor parte de las especies se obtuvo de la combinación de la revisión de bases de datos nacionales y extranjeras y de la literatura especializada (95 y 91 especies). Durante nuestras colectas registramos 72 especies, mientras que a través del monitoreo comunitario se registraron 27 especies (Cuadro 1-1). Cabe señalar que los registros de los mamíferos en la Región de la Chinantla se comenzaron a efectuar desde el año 1901(veáse Cuadro 1-1; Figuras 1-2,1-3), el primer registro fue de *Didelphis*

virginiana, la década en la que se registraron el mayor número de especies fue de 1961-1970: 70 especies (véase Cuadro 1-1; Figuras 1-2,1-3). Entre 2010-2020, el número de registros incremento notablemente (Figuras 1-2), debido a los registros obtenido mediante el monitoreo comunitario que inicio en 2011.

Riqueza por zonas y cobertura vegetal

La zona donde se registró la mayor cantidad de especies fue en: la Zona 3, Chinantla Alta (n = 104; Fig. 1-4). De acuerdo con los tipos de cobertura vegetal en el bosque templado (n = 89), y en el bosque tropical perennifolio (n = 88), se registraron la mayor cantidad de especies (Fig. 1-5).

Conservación

Al revisar las listas rojas nacionales e internacionales, registramos 26 especies en la NOM-059 (SEMARNAT, 2014), mientras que en las listas de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN) registramos 20 y en la IUCN, siete. En las dos primeras listas se encuentran siete especies: *Cryptotis magnus*, *Vampyrum spectrum*, *Ateles geoffroyi*, *Leopardus wiedii*, *Panthera onca*, *Lontra longicaudis* y *Tapirella bairdii* (Cuadro 1-1).

Discusión

Riqueza de especies

Los resultados obtenidos demuestran que La Chinantla registra uno de los valores más altos en cuanto a presencia de especies de mamíferos silvestres en todo México (n = 134), sólo por debajo de La Selva Zoque, que se localiza en los estados de Oaxaca, Chiapas y Veracruz (n = 149; Lira-Torres *et al.* 2012); sin embargo, es importante considerar que La Selva Zoque abarca una mayor extensión territorial con

aproximadamente 1'000 000 ha, mientras que la Región de la Chinantla cubre una extensión menor con aproximadamente 587.65 km² (Oficina CONANP-Chinantla, 2019), lo que hace altamente probable que el número de especies de mamíferos en la Selva Zoque sea mayor debido al tamaño del área (Gaston *et al.* 2007). A pesar de esto, la zona de estudio está por encima de sitios como La Selva Lacandona, Chiapas (n = 125; March y Aranda, 1992; Medellín, 2005), La Reserva de la Biósfera el Triunfo, Chiapas (n = 112; Medinilla-Espinoza *et al.* 1998) y de la Reserva de la Biósfera de la Sepultura, Chiapas (n = 98; Espinoza Medinilla *et al.* 2004), todos ellos en México.

Registros históricos

Los registros históricos de La Chinantla, al igual que para todo el estado de Oaxaca, existen desde inicios del año 1901 (Briones-Salas *et al.*, 2015); sin embargo, es hasta la década de 1960-1970 que se incrementan, tanto el número de registros como el número de especies registradas en la región. Esto viene unido al incremento de investigadores que iniciaron su trabajo en el estado de Oaxaca. Si consideramos registros viejos, hasta antes del año 1959, se tenían escasos 13 registros de tan solo 11 especies; es decir, se conocían apenas el 5% de la mastofauna que hoy conocemos para La Chinantla. El número de registros incremento en los últimos años debido al monitoreo comunitario que se ha llevado a cabo en las ADVC de la región. Además, se obtuvo para la región registros nuevos de *Caluromys derbianus* (Anexo 1. Galindo-Aguilar *et al.*, 2019), *Galictis Vitatta* e información sobre el número de jaguares que habita la Chinantla (Anexo 2. Prisciliano-Vázquez *et al.* 2021). Existen otros registros nuevos en otras áreas del país gracias al apoyo de los programas de la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP), por ejemplo de *P. onca* en Hidalgo, *Ursus americanus* en el centro-oriente de México y *Tayassu pecari* en Campeche (Aguilar-López *et al.*, 2015b; Charre-Medellín *et al.*, 2021; Hidalgo-Mihart *et al.*, 2014).

Riqueza por zonas y cobertura vegetal

La gran riqueza de especies en La Chinantla es el resultado de la diversidad de ecosistemas que ahí se encuentran, como los bosques mesófilos de montaña, el bosque tropical perennifolio, los bosques templados (pino y encino), así como importantes bosques relictuales de abies y oyamel, que en la mayor parte de su cobertura se encuentran en buen estado de conservación (Pennington & Sarukhán, 2005). La riqueza de especies fue mayor en la Zona 3, la cual mantiene en su mayoría bosques mesófilos bien conservados y muy diversos florísticamente (Meave *et al.*, 2017; Pennington & Sarukhán, 2005). La Zona 1 fue la segunda en cuanto a riqueza a pesar de tener la menor cobertura arbórea de la región (INEGI, 2016); sin embargo, existen muchos remanentes de BTP en buen estado de conservación y en diferentes estados sucesionales entremezclados con sitios agrícolas (producto del sistema de agricultura roza-tumba y quema). Este tipo de paisajes son ambientes en los que la fauna encuentra alimento y refugio. Se ha observado en otros sitios que algunas especies de mamíferos buscan áreas agrícolas para alimentarse, lo que las convierte en fuertes enemigos del hombre y sus cultivos (Romero-Balderas *et al.*, 2006). Habría que sumar a estas condiciones ambientales, factores como la inaccesibilidad de ciertas áreas. Otro de los factores importantes, es la labor de conservación que los pobladores de las diversas comunidades de La Chinantla realizan a través de las ADVC y las zonas de conservación de las comunidades que, aunque no cuentan con este reconocimiento realizan acciones similares de conservación. (Acevedo *et al.*, 2021).

La mayor riqueza de especies se encuentra en el grupo de los mamíferos voladores, 52 especies de murciélagos se registraron en La Chinantla, la mayor parte de ellos en la Zona 1 (Chinantla baja) que se encuentra cubierta principalmente por BTP, aunque también presenta zonas de cultivos de frutales y sistemas agroforestales, lo que

podría estar contribuye a que las diversas especies de este grupo encuentre alimento y refugio como se ha observado en otros ambientes tropicales de América (Ceballos, 1995; Castro-Luna & Galindo-González, 2012; Lira *et al.* 2012; Briones *et al.*, 2019). Por otro lado, varias especies solo se registraron en esta zona, principalmente especies que son consideradas “raras” como *Balantiopteryx io*, *Diclidurus albus*, *Micronycteris microtis*, *Mimon cozumelae* y *Vampyrum spectrum*, entre otras más. Algunos estudios han demostrado que la presencia de estas especies son buenos indicadores de una reducida perturbación del hábitat (Wilson *et al.*, 1996; Castro-Luna *et al.*, 2007; Fenton *et al.*, 1992). Por otro lado, en la Zona 3 (Chinantla alta), se registraron algunas especies de murciélagos de origen Neártico que se alimentan de insectos principalmente, como es el caso de *Balantiopteryx plicata*, *Tadarida brasiliensis*, y *Lasiurus cinereus* (Ceballos & Oliva, 2005).

Los mamíferos pequeños fueron el segundo grupo con mayor riqueza de especies, dominaron las especies de la Familia Cricetidae. Esta familia tiene una amplia gama de gremios alimentarios y con altas tasas reproductivas (Martin-Regalado *et al.*, 2019) que contribuyen a su establecimiento en una gran cantidad de ambientes, aun en sitios perturbados (Linzey *et al.*, 2012). Otra Familia con gran cantidad de especies fue Soricidae, nueve especies fueron registradas. Cuatro de estas especies se colectaron por los equipos de trabajo de los autores en sitios con alta humedad y en buen estado de conservación, principalmente en bosques de pino encino y en bosques mesófilos de montaña como lo han registrado otros autores (Carraway, 2007).

En cuanto a los mamíferos medianos y grandes, destacan las especies del Orden Carnivora como el grupo con mayor cantidad de especies, los felinos fueron representados por las seis especies presentes en México. Destacan los dos grandes felinos: *Panthera onca* y *Puma concolor*. El primero cuenta en esta región con una densidad poblacional

similar a la reserva del Edén en Yucatán y al norte de Sonora (Ávila-Nájera *et al.*, 2015; Lavariega *et al.*, 2020; Rosas-Rosas & Bender, 2012). Además con los resultados de esta tesis y trabajo de la UNSIJ se reportó para la región la presencia de 23 jaguares (Anexo 2). En tanto, el segundo, a pesar de no haber un estudio poblacional en la zona, hay registros de la especie en la zona alta (Figel *et al.*, 2009; Silva-Magaña & Santos-Moreno, 2020) Otra especie por destacar es el lince, *Lynx rufus*, este se registró en bosques de pino encino en las partes más altas de la Zona 3. Dentro de los primates, *Ateles geoffroyi* se registró en la Zona 1 y 3, en zonas de BTP y BMM (Briones *et al.*, 2006) inclusive en la Zona 1, se ha establecido una ADVC denominada “Cerro Chango” por la presencia de varias tropas de esta especie. Esta zona se convierte en uno de los sitios de distribución más norteña para la especie (Ortiz-Martínez *et al.*, 2012).

Para los mamíferos pequeños a diferencia de los voladores, en las tierras altas y frías de la Chinantla se registró la mayor cantidad de especies, de hecho, más de la mitad de ellos (n= 22) se localizan exclusivamente en estas tierras, siendo incluso seis especies endémicas para Oaxaca, algunos autores han encontrado una mayor diversidad de roedores, principalmente cricétidos en zonas altas (McCain, 2005; Martín-Regalado *et al.*, 2019).

Conservación.

De las 48 especies incluidas en alguna de las listas de riesgo, ocho coinciden en la NOM-059 y en la de la IUCN: dos musarañas, un murciélago, un primate, dos felinos, un mustélido y un perisodáctilo. Para tres de las especies que están enlistadas en la NOM-059 y la IUCN la Chinantla es el límite septentrional de su distribución en el Continente Americano con hábitat capaz de mantener poblaciones: el tapir *Tapirella bairdii* (Vivas-Lindo *et al.*, 2020); el mono araña *A. geoffroyi*, aunque en este caso hay sitios con hábitat más al norte pero no se ha corroborado su presencia (Calixto-Pérez *et al.*, 2018; Vidal-

García & Serio-Silva, 2011). El falso vampiro *V. spectrum*, encuentra en los remanentes de BTP sitios de refugio en la región. Los cuatro felinos medianos *Puma yagouaroundi*, *Leopardus pardalis*, *Leoparuds weidii* y *Lynx rufus* tienen en esta región hábitat potencial para su distribución y en el caso de los dos últimos es la región más al este en donde aún se pueden distribuir (Monroy-Vilchis *et al.*, 2019). En el caso del felino más grande, *P. onca*, la región representa una zona con una población y un corredor biológico para la especie (Lavariega *et al.*, 2020; Rodríguez-Soto *et al.*, 2013).

Conclusiones

La Chinantla es la segunda región con mayor riqueza de mamíferos. El monitoreo comunitario en las ADVC ha contribuido de una manera significativa al número de registros de mamíferos medianos y grandes, además gracias a él se registraron dos especies que no se habían registrado para la región: *Caluromys derbianus* y *Galictis vittata*. Los Chinantecos que se asientan en el lugar no solo han llevado acciones de monitoreo comunitario con el grupo de mamíferos, sino con aves (Ortega-Álvarez *et al.*, 2012) (Noria-Sánchez *et al.*, 2015) y anfibios y reptiles (Simón-Salvador *et al.*, 2021). Esto sin lugar a duda ha contribuido al conocimiento, interés y conservación de la fauna silvestre del lugar. Por lo tanto, La Chinantla debiera ser considerada en las políticas de conservación estatal y nacional.

Finalmente, es posible que las ADVC en la región funcionen como islas de conservación y resguardo de germoplasma de la fauna nativa. Consideramos que estrategias como el establecimiento de corredores biológicos que conecten estas ADVC, ayudarán al intercambio genético de las poblaciones y a la dispersión de la mastofauna del lugar. Por lo tanto proponemos que esta región sea reconocida como una “Reserva Archipiélago” (*sensu* Halffter, 2005), como se ha propuesto en otros países de Centroamérica (Anderson & Ashe, 2000) o en México (Moctezuma *et al.*, 2018). Las

reservas Archipiélago además consideran un enfoque social, que coincide con la visión de los Chinantecos de la región. Ellos han fortalecido las estrategias de conservación bajo enfoque comunitario mediante procesos locales y regionales; además, los programas gubernamentales han jugado un rol importante en la canalización de incentivos económicos mediante programas como el pago por servicios ambientales y certificación de ADVC, lo que permite cumplir con diversos objetivos de conservación. Esto beneficiaría la permanencia de la biodiversidad, particularmente de aquellas especies que son endémicas al país y/o se encuentran en alguna categoría de riesgo por normas nacionales o internaciones

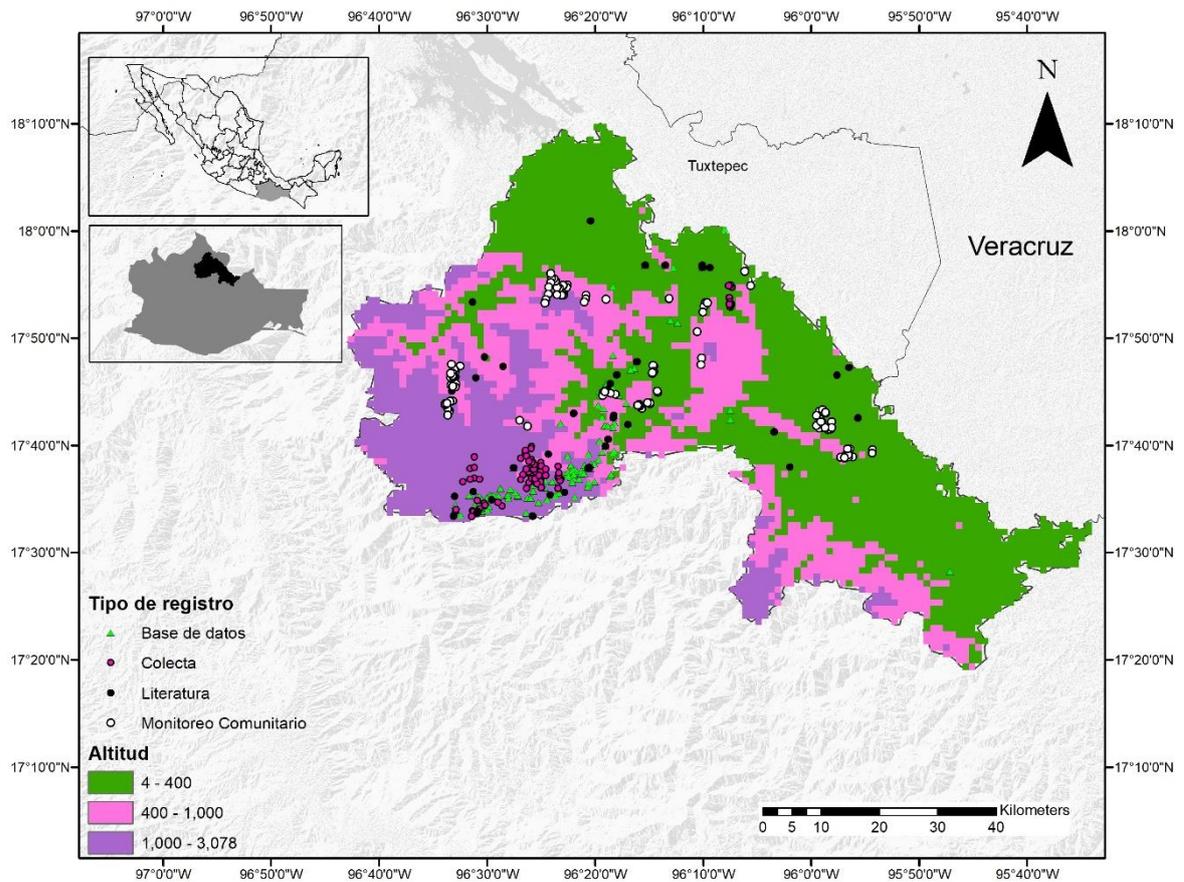


FIGURA 1-1 UBICACIÓN GEOGRÁFICA Y PUNTOS DE REGISTRO DE LOS MAMÍFEROS SILVESTRES DE LA REGIÓN DE LA CHINANTLA, AL NORESTE DE OAXACA, MÉXICO

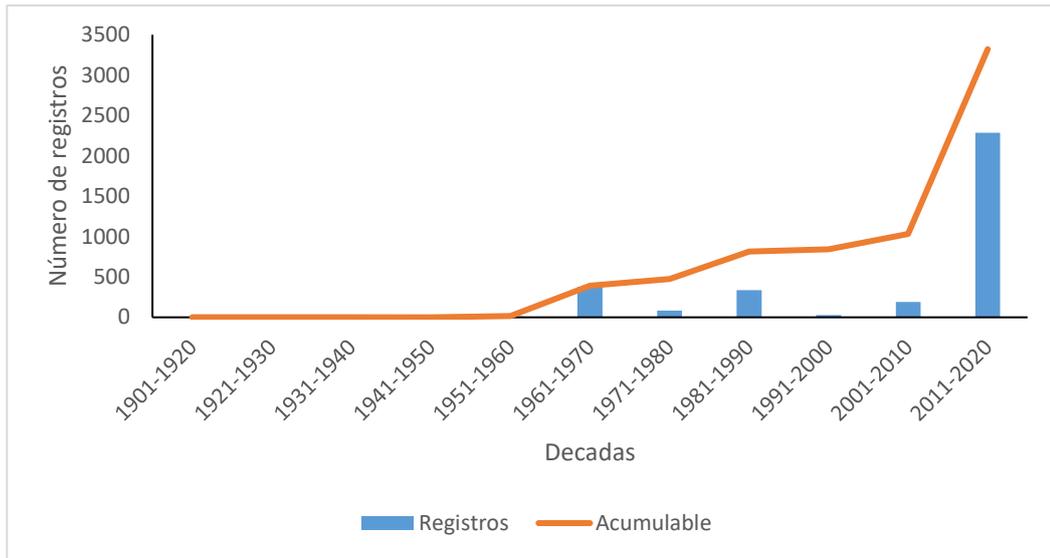


FIGURA 1-2 NÚMERO DE REGISTROS DE MAMÍFEROS SILVESTRES DE LA REGIÓN DE LA CHINANTLA, OAXACA, POR INTERVALO DE TIEMPO Y ACUMULABLE HASTA EL AÑO 2020

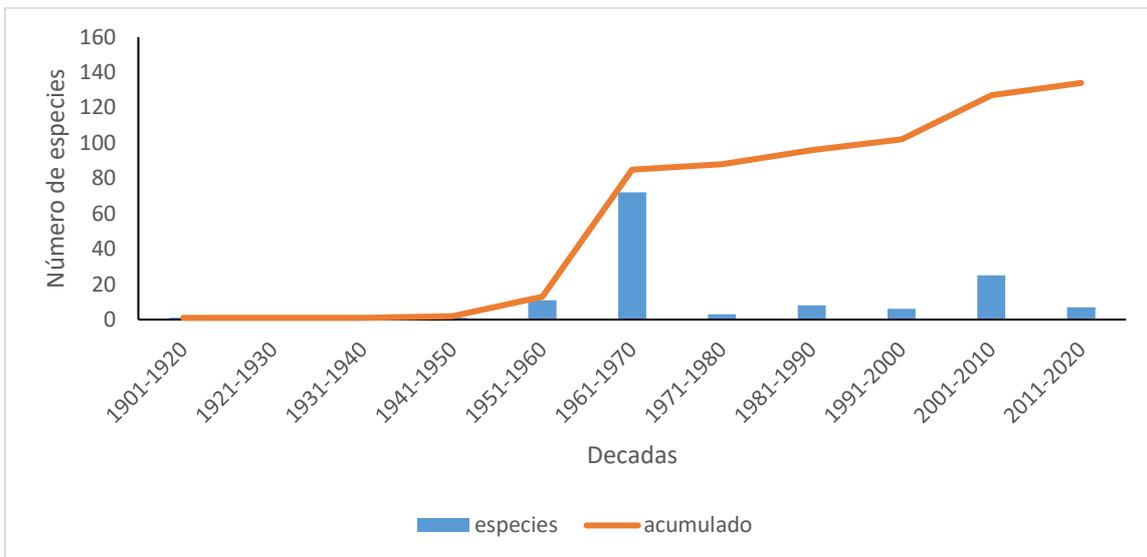


FIGURA 1-3 NÚMERO DE ESPECIES DE MAMÍFEROS SILVESTRES DE LA REGIÓN DE LA CHINANTLA, OAXACA, POR INTERVALO DE TIEMPO Y ACUMULABLE HASTA EL AÑO 2020.

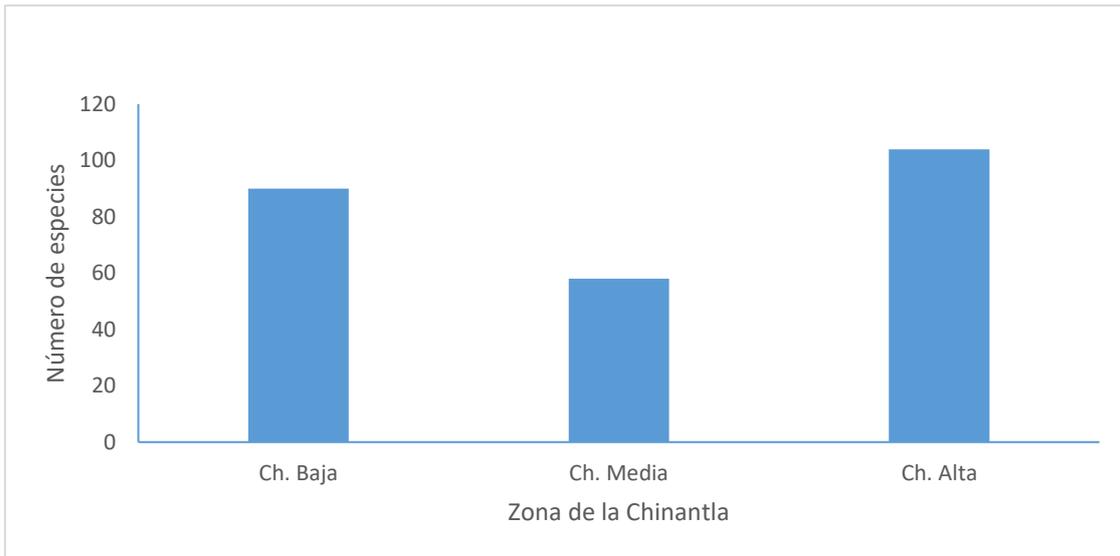


FIGURA 1-4 RIQUEZA DE ESPECIES EN LAS SUBREGIONES DE LA CHINANTLA, OAXACA. ZONA 1= CHINANTLA BAJA; ZONA 2= CHINANTLA MEDIA; ZONA 3= CHINANTLA ALTA.

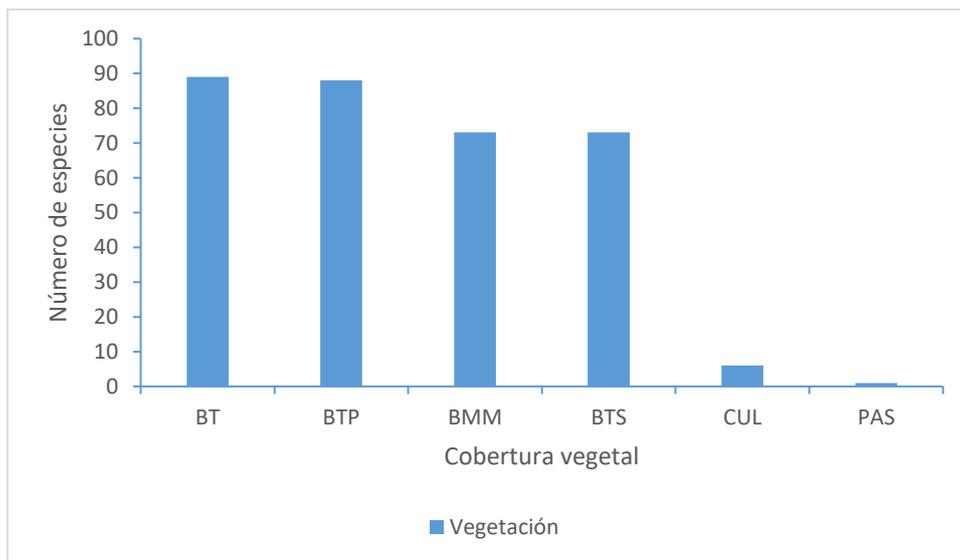


FIGURA 1-5 RIQUEZA DE ESPECIES EN LOS DIFERENTES TIPOS DE VEGETACIÓN PRESENTES EN LA REGIÓN DE LA CHINANTLA, OAXACA. BTP= BOSQUE TROPICAL PERENNIFOLIO; BT= BOSQUE TEMPLADO; BMM= BOSQUE MESÓFILO DE MONTAÑA; BTS= BOSQUE TROPICAL SUBCADUCIFOLIO; CUL= ÁREAS DE CULTIVO; PAS= ÁREAS DE PASTIZALES

Cuadro 1-1. Lista taxonómica de los mamíferos terrestres de La Chinantla Oaxaca, México. Claves: Tamaño/clase: P=pequeño, M=mediano, G=grande; Tipo de registro: BD=Base de datos, C=Colecta, L=Literatura, MC=Monitoreo comunitario; Zona: 1= Chinantla baja (0-400msnm), 2= Chinantla media (401-1000 msnm), 3= Chinantla alta (>1001 msnm); Vegetación: BMM= Bosque mesófilo de montaña, BTP= Bosque tropical perennifolio, BT=Bosque templado, BTS= Bosque tropical subcaducifolio, CUL= Cultivo, PAS= Pastizal. Estado de conservación: IUCN: CR= En peligro crítico, EN= En peligro, VU= Vulnerable, NT= Casi amenazada, EW= Extinta en vida silvestre. CITES: I, II, III. NOM (NOM-059-SEMARNAT-2010): E= Probablemente extinta en medio silvestre, P= En peligro de extinción, A= Amenazada, PR= Sujeta a protección especial. Endemismo: MX= Endémico de México, OAX= Endémico de Oaxaca. Se marca con asterisco (*) las especies prioritarias para la conservación presentes en Oaxaca de acuerdo con la SEMARNAT (2014).

Lista sistemática	Tamaño	Tipo de registro	Zona	Vegetación	Años	NOM	IUCN	Cites
Orden Didelphimorphia								
Familia Didelphidae								
<i>Caluromys derbianus</i> (Waterhouse, 1841)	M	MC	1	BTP	2012	A	LC	
<i>Didelphis marsupialis</i> Linnaeus, 1758	M	BD,C,L, MC	1,2,3	BTP,BMM	1964-2015		LC	
<i>Didelphis virginiana</i> Kerr, 1792	M	BD,C,L	1,2,3	BMM,BT, BTP,BTS	1901-2016		LC	
<i>Philander opossum</i> (Linnaeus, 1758)	M	BD, L, MC	1,2,3	BMM,BTP,BTS	1962-2014		LC	
<i>Marmosa mexicana</i> Merriam, 1897	P	BD,C,L	2,3	BT,BMM,BTP	1962-2005		LC	
Orden Cingulata								
Familia Dasypodidae								
<i>Dasypus novemcinctus</i> Linnaeus, 1758	M	C,L,MC	1,2,3	BMM,BTP,BTS	2005-2015		LC	
Orden Pilosa								
Familia Myrmecophagidae								
<i>Tamandua mexicana</i> (de Saussure, 1860)	M	BD,L,MC	1,2,3	BMM,BTP, BTS	1990-2014	P	LC	
Orden Eulipotyphyla								

Familia Soricidae

<i>Cryptotis goldmani</i> (Merriam, 1895) MX	P	BD	3	BMM	1972	Pr	LC
<i>Cryptotis magnus</i> (Merriam, 1895) OAX	P	BD,L	1,2,3	BT,BMM	1959-1991	Pr	VU
<i>Cryptotis mexicanus</i> (Coues, 1877) MX	P	BD,C	3	BT,BMM	1964-2009		LC
<i>Cryptotis berlandieri</i> (Baird, 1858)	P	C	3	BT	2009	Pr	LC
<i>Sorex macrodon</i> Merriam, 1895	P	BD	3	BMM	1969-1975	A	VU
<i>Sorex ventralis</i> Merriam, 1895	P	BD	3	BMM	1995		LC
<i>Sorex saussurei</i> Merriam, 1892	P	BD	3	BMM	1964-1986		LC
<i>Sorex veraecrucis</i> Jackson, 1925	P	BD,C	3	BMM,BT,BTP	1964-1993	A	LC
<i>Sorex veraepacis</i> Alston, 1877	P	BD,C	3	BMM,BT, BTP	1964-2005	A	LC

Orden Chiroptera

Familia Emballonuridae

<i>Balantiopteryx io</i> Thomas, 1904	V	BD,L	1	BTP,BTS	1962-2006		VU
<i>Balantiopteryx plicata</i> Peters, 1867	V	BD,C,L	1,3	BTP,BTS	1962-2009		LC
<i>Diclidurus albus</i> Wied-Neuwied, 1820	V	C	1	BTS	2014		LC
<i>Peropteryx macrotis</i> (J. A. Wagner, 1843)	V	BD,L	1	BTP,BTS	1962-1988		LC
<i>Rhynchonycteris naso</i> (Wied-Neuwied, 1820)	V	BD	1	BTP	1990	Pr	LC
<i>Saccopteryx bilineata</i> (Temminck, 1838)	V	BD,C	1,3	BT,BTP	1962-2014		LC

Familia Molossidae

<i>Molossus aztecus</i> de Saussure, 1860	V	BD	2	BTP	1962		LC
<i>Molossus rufus</i> E. Geoffroy Saint-Hilaire, 1805	V	BD	1,2,3	BTP	1960-1969		LC
<i>Tadarida brasiliensis</i> (I. Geoffroy Saint-Hilaire, 1824)	V	BD	3	BT,BMM	1988		LC

Familia Mormoopidae

<i>Mormoops megalophylla</i> (Peters, 1864)	V	BD	1,3	BT,BTP,BTS	1962-1988		LC
<i>Pteronotus fulvus</i> Thomas, 1892	V	BD	1	BTP	1988		LC
<i>Pteronotus mesoamericanus</i> Smith, 1972	V	BD,C	1,3	BT,BTP,BTS	1960-2009		LC

<i>Pteronotus psilotis</i> (Dobson, 1878)	V	BD	1	BTP	1969		LC
Familia Phyllostomidae							
<i>Anoura geoffroyi</i> Gray, 1838	V	BD,C,L	2,3	BT,BMM	1964-2009		LC
<i>Artibeus jamaicensis</i> Leach, 1821	V	BD,C,L	1,2,3	BT,BMM,BTP, BTS	1960-2014		LC
<i>Artibeus lituratus</i> (Olfers, 1818)	V	BD,C	1,3	BT,BMM,BTP, BTS	1962-2009		LC
<i>Carollia perspicillata</i> (Linnaeus, 1758)	V	BD,C	1,2,3	BMM,BTP,BTS	1960-2014		LC
<i>Carollia sowersi</i> R. J. Baker, Solary y Hoffmann, 2002	V	BD,C,L	1,2,3	BMM,BTP,BTS	1962-2006		LC
<i>Carollia subrufa</i> (Hahn, 1905)	V	BD,C,L	1,3	BT,BTP,VS	1969-2014		LC
<i>Centurio senex</i> Gray, 1842	V	BD,C,L	1,3	BMM,BTP,BTS	1960-2014		LC
<i>Choeroniscus godmani</i> (Thomas, 1903)	V	C	3	BT	2009		LC
<i>Chiroderma villosum</i> Peters, 1860	V	L	1	BTP,VS	2001		LC
<i>Chrotopterus auritus</i> (Peters, 1856)	V	L	2	BTP	1966		LC
<i>Dermanura phaeotis</i> Miller, 1902	V	BD,C	1,3	BMM,BTP,BTS	1962-2014		LC
<i>Dermanura tolteca</i> (Saussure, 1860)	V	BD,L	1,2,3	BT,BMM,BTP, BTS	1964-2006		LC
<i>Desmodus rotundus</i> (E. Geoffroy Saint-Hilaire, 1810)	V	BD,C,L	1,3	BT,BTP,BTS	1960-2014		LC
<i>Enchisthenes hartii</i> (Thomas, 1892)	V	L	1,2	BMM,BTS	2005-2006	Pr	LC
<i>Glossophaga commissarisi</i> Gardner, 1962	V	BD,C,L	1,2,3	BTP	1962-2009		LC
<i>Glossophaga leachii</i> (Gray, 1844)	V	BD,C,L	1,3	BT,BTP,BTS	1969-2009		LC
<i>Glossophaga morenoi</i> Martínez y Villa, 1938 MX	V	BD,C	3	BT	2009		LC
<i>Glossophaga soricina</i> (Pallas, 1766)	V	BD,C,L	1,2,3	BT,BMM,BTP, BTS	1962-2014		LC
<i>Hylonycteris underwoodi</i> Thomas, 1903	V	BD,L	1,3	BT,BMM,BTP, BTS	1962-1981		LC
<i>Leptonycteris yerbabuenae</i> * Martínez y Villa, 1940	V	BD,C	1,3	BT,BTP	1962-2009		NT

<i>Micronycteris microtis</i> Miller, 1898	V	BD	1	BTP,BTS	1962-1969		LC
<i>Mimon cozumelae</i> Goldman, 1914	V	L	1	BTS	2006	A	LC
<i>Platyrrhinus helleri</i> (Peters, 1866)	V	BD,L	1,3	BT,BTP	1962-1988		LC
<i>Phyllostomus discolor</i> (J. A. Wagner, 1843)	V	BD,L	1,2	BMM,BTS	1974-2006		LC
<i>Sturnira hondurensis</i> Goodwin, 1940	V	BD,C,L	2,3	BT,BMM,BTP, BTS	1960-2009		LC
<i>Sturnira parvidens</i> Goldman, 1917	V	BD,C,L	1,2,3	BT,BMM,BTP, BTS	1960-2014		LC
<i>Trachops cirrhosus</i> (Spix, 1823)	V	BD	2	BTS	1989		LC
<i>Uroderma bilobatum</i> Peters, 1866	V	BD,C	1	BTP,BTS	1988-2014		LC
<i>Vampyressa thylene</i> Thomas, 1909	V	L	1	BTS	2006		LC
<i>Vampyroides major</i> G.M.Allen, 1908 (Thomas, 1889)	V	BD,L	1,3	BTP,BTS	1961-2006		LC
<i>Vampyrum spectrum</i> (Linnaeus, 1758)	V	L	1	BTP,BTS	2005-2006	P	NT
Familia Vespertilionidae							
<i>Eptesicus furinalis</i> (D'Orbigny y Gervais, 1847)	V	BD,C,L	1	BTP,BTS	1962-2014		LC
<i>Aeroestes cinereus</i> (Palisot de Beauvois, 1796)	V	C	3	BT	1999		LC
<i>Dasypterus intermedius</i> H. Allen, 1862	V	BD,L	1	BTP	1962-1969		LC
<i>Dasypterus xanthinus</i> (Thomas, 1897)	V	BD	1	BTP	1962		LC
<i>Myotis keaysi</i> J. A. Allen, 1914	V	BD,L	1,3	BT,BMM,BTP	1962-1981		LC
<i>Myotis nigricans</i> (Schinz, 1821)	V	BD,C,L	1,3	BMM,BTP,BTS	1969-2014		LC
<i>Myotis volans</i> (H.Allen, 1866)	V	BD	1	BTP	1960		LC
<i>Perimyotis subflavus</i> (F. Cuvier, 1832)	V	BD	1	BTP	1983		VU
Orden Primates							
Familia Atelidae							
<i>Ateles geoffroyi</i> * Kuhl, 1820	G	C,L	1,3	BMM,BTP,BTS	2006-2012	P	EN
Orden Lagomorpha							
Familia Leporidae							

<i>Sylvilagus gabbi</i> (Linnaeus, 1758)	M	BD,MC	1	BTS	1964	EN
<i>Sylvilagus floridanus</i> (J. A. Allen, 1890)	M	C,L	1,3	BT,BMM,BTS	2010-2015	LC
Orden Rodentia						
Familia Sciuridae						
<i>Sciurus aureogaster</i> F. Cuvier, 1829	M	BD,C,MC,L	1,2,3	BT,BMM,BTC, BTP,BTS	1962-2015	LC
<i>Sciurus deppei</i> Peters, 1863	M	BD,C,MC,L	1,2,3	BT,BMM,BTP	1964-2015	LC
Familia Geomyidae						
<i>Orthogeomys grandis</i> (Thomas, 1893)	M	L	3	BT	1969-1981	LC
<i>Heterogeomys hispidus</i> (Le Conte, 1852)	M	L	2	BTS	2011	LC
Familia Heteromyidae						
<i>Heteromys desmarestianus</i> Gray, 1868	P	BD,C,L	1,2,3	BT,BMM,BTP, BTS	1962-2006	LC
<i>Heteromys irroratus</i> (Gray, 1868)	P	C,L	1,3	BT,BTS,CUL	2006-2018	LC
Familia Erethizontidae						
<i>Sphiggurus mexicanus</i> Kerr, 1792	M	BD,C,L	1,2	BTP,BTS	1992-2015	A LC
Familia Dasyproctidae						
<i>Dasyprocta mexicana</i> de Saussure, 1860 MX	M	C,L,MC	1,2,3	BMM,BTP,BTS,CUL	1947-2015	CR
Familia Cuniculidae						
<i>Cuniculus paca</i> (Linnaeus, 1766)	M	C,MC,L	1,2,3	BT,BMM,BTP, BTS	1964-2015	LC
Familia Cricetidae						
<i>Habromys chinanteco</i> (Robertson y Musser, 1976) OAX	P	BD,C,L	3	BT,BMM	1970-2006	CR
<i>Habromys ixtlani</i> (Goodwin, 1964) OAX	P	BD,C,L	3	BT,BMM	1964-2006	CR
<i>Habromys lepturus</i> (Merriam, 1898) OAX	P	BD	3	BT,BMM	1964-1989	CR
<i>Handleyomys alfaroi</i> (J. A. Allen, 1891)	P	BD	2,3	BT,BMM,BTS	1962-1988	LC
<i>Handleyomys chapmani</i> Thomas, 1898 MX	P	BD,C,L	1,2,3,	BT,BMM,BTP,	1901-2018	VU

				BTS,CUL,PAZ		
<i>Handleyomys rostratus</i> Merriam, 1901	P	BD	1,3	BMM,BTP	1962	LC
<i>Megadontomys cryophilus</i> (Musser, 1964) OAX	P	BD,C,L	2,3	BT,BMM	1964-2006	EN
<i>Microtus mexicanus</i> (Saussure, 1861)	P	BD,C,L	3	BT,BMM	1962-1999	LC
<i>Microtus oaxacensis</i> Goodwin, 1966 OAX	P	BD,C	3	BT,BMM	1964-2006	EN
<i>Nyctomys sumichrasti</i> (de Saussure, 1860)	P	BD,L	1,3	BMM,BTP,BTS	1962-1991	LC
<i>Oligoryzomys fulvescens</i> (de Saussure, 1860)	P	BD,C,L	1,2,3	BMM,BTP	1962-2005	LC
<i>Oryzomys couesi</i> (Alston, 1877)	P	BD,L	1,2,3	BT,BMM,BTP	1961-1989	LC
<i>Handleyomys melanotis</i> Thomas, 1893	P	BD	3	BT,BTP	1962-1972	LC
<i>Peromyscus aztecus</i> (de Saussure, 1860)	P	BD,C,L	2,3	BT,BMM,CUL	1959-2018	LC
<i>Peromyscus beatae</i> Thomas, 1903 MX	P	BD,C	3	BT,CUL	2018	LC
<i>Peromyscus furvus</i> J. A. Allen y Chapman, 1897 MX	P	BD	3	BT,BMM	1974	DD
<i>Peromyscus gratus</i> Merriam, 1898	P	BD,C	3	BT,BMM	1999-2005	LC
<i>Peromyscus levipes</i> Merriam, 1898 MX	P	BD,C	3	BT	1963-2005	LC
<i>Peromyscus lavecula</i> (Wagner, 1845)	P	BD	3	BT	1964	LC
<i>Peromyscus melanocarpus</i> Osgood, 1904 OAX	P	BD,C,L	2,3	BT,BMM	1959-2015	EN
<i>Peromyscus mexicanus</i> (de Sausure, 1860)	P	BD,C,L	1,2,3,	BT,BMM,BTP, BTS	1962-2015	LC
<i>Reithrodontomys fulvescens</i> J.A Allen, 1894	P	BD	2,3	BT,BTS	1964-1969	LC
<i>Reithrodontomys mexicanus</i> (de Saussure, 1860)	P	BD,C,L	2,3	BT,BMM,BTP	1962-2015	LC
<i>Reithrodontomys microdon</i> Merriam, 1901	P	BD,C,L	3	BT,BMM,CUL	1962-2018	LC
<i>Reithrodontomys sumichrasti</i> (de Saussure, 1860)	P	BD,C	3	BT,BMM	1968-1999	LC
<i>Sigmodon hispidus</i> Say and Ord, 1825	P	BD,L	1,2,3	BT,BMM,BTP	1964-2006	LC
<i>Sigmodon mascotensis</i> J.A.Allen, 1897	V	BD	1	BTP,BTS	1987-1988	LC
<i>Sigmodon toltecus</i> (de Saussure, 1860)	P	BD	1,2,3	BT,BTP		LC
<i>Tylomys nudicaudus</i> (Peters, 1866)	P	BD,L	1,2,3	BT,BMM,BTP	1964-2006	LC

Orden Carnívora

Familia Felidae

<i>Puma yagouaroundi</i> (E. Geoffroy Saint-Hilaire, 1803)	M	BD,L,MC	1,2,3	BMM,BTP	1962-2014	A	LC	I
<i>Leopardus pardalis</i> (Linnaeus, 1758)	M	C,L,MC	1,2,3	BT,BMM,BTP, BTS	2010-2015	P	LC	I
<i>Leopardus wiedii</i> (Schinz, 1821)	M	C,L,MC	1,2,3	BT,BMM,BTP, BTS	2005-2016	P	NT	I
<i>Lynx rufus</i> (Schreber, 1777)	M	L	3	BT	2010		LC	
<i>Puma concolor</i> (Linnaeus, 1771)	G	C,L,MC	1,2,3	BT,BMM,BTP	2003-2015		LC	II
<i>Panthera onca</i> * (Linnaeus, 1758)	G	C,L,MC	1,2,3	BT,BMM,BTP, BTS	1998-2014	P	NT	II

Familia Canidae

<i>Canis latrans</i> Say, 1822	G	C,L,MC	1,3	BT,BMM,BTP	2013-2015		LC	
<i>Urocyon cinereoargenteus</i> (Schreber, 1775)	G	C,L	2,3	BT,BMM	2003-2015		LC	

Familia Mephitidae

<i>Conepatus leuconotus</i> (Lichtenstein, 1832)	M	L	2	BTS	2011		LC	
<i>Conepatus semistriatus</i> (Boddaert, 1785)	M	L,MC	1,2,3	BTP, BT	2010-2014		LC	
<i>Mephitis macroura</i> Lichtenstein, 1832	M	C,MC	1,3	BT,BTP,BTS	2003-2015		LC	
<i>Spilogale angustifrons</i> A. H. Howell, 1902	M	C	3	BT	1999		LC	

Familia Mustelidae

<i>Eira barbara</i> (Linnaeus, 1758)	M	BD,C,MC,L	1,2,3	BT,BMM,BTP, BTS	1965-2016	P	LC	
<i>Galictis vittata</i> (Schreber, 1776)	M	MC	1	BTP	2013-2014	A	LC	
<i>Lontra longicaudis</i> * (Olfers, 1818)	M	C,L	1	BT,BMM,	2009	A	NT	I
<i>Mustela frenata</i> Lichtenstein, 1831	M	C,MC	1,2,3	BT,BTP,BTS	1961-2014		LC	

Familia Procyonidae

<i>Bassariscus astutus</i> (Lichtenstein, 1830)	M	C,L	3	BT,BMM	2010-2015	A	LC	
---	---	-----	---	--------	-----------	---	----	--

<i>Bassariscus sumichrasti</i> (de Saussure, 1860)	M	BD,MC	3	BMM	1969-2014	Pr	LC	
<i>Nasua narica</i> (Linnaeus, 1766)	M	BD,C,MC,L	1,2,3	BT,BMM,BTP, BTS	2005-2016	A	LC	
<i>Potos flavus</i> (Schreber, 1774)	M	BD,MC,L	1,2,3	BMM,BTP,BTS	1964-2012	Pr	LC	
<i>Procyon lotor</i> (Linnaeus, 1758)	M	BD,C,MC,L	1,2,3	BMM,BTP,BTS	1964-2014		LC	
Orden Artiodactyla								
Familia Tayassuidae								
<i>Pecari tajacu</i> (Linnaeus, 1758)	G	C,L,MC	1,2,3	BT,BMM,BTP, BTS	2005-2015		LC	
Familia Cervidae								
<i>Mazama temama</i> (Kerr, 1792)	G	BD,C,MC,L	1,2,3	BT,BMM,BTP, BTS	1969-2016		DD	
<i>Odocoileus virginianus*</i> (Zimmermann, 1780)	G	C	2,3	BT,BMM,BTP	2015		LC	
Orden Perissodactyla								
Familia Tapiridae								
<i>Tapirus bairdii*</i> (Gill, 1865)	G	L	1	BMM	2004	P	EN	I

**Anexo 1. Registros recientes de *Caluromys derbianus* (Didelphimorphia: Didelphidae),
Tamandua mexicana (Pilosa: Myrmecophagidae) y *Coendou mexicanus* (Rodentia:
Erethizontidae) en Oaxaca, México**

Registros recientes de *Caluromys derbianus* (Didelphimorphia: Didelphidae), *Tamandua mexicana* (Pilosa: Myrmecophagidae) y *Coendou mexicanus* (Rodentia: Erethizontidae) en Oaxaca, México

Rosa Elena Galindo-Aguilar, Mario C. Lavariega

Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Unidad Oaxaca, Instituto Politécnico Nacional, Oaxaca, México. kanatsa@gmail.com

José A. Rueda

Universidad del Papaloapan, Av. Ferrocarril S/N, Loma Bonita, Oaxaca 68400, México.

José Rogelio Prisciliano Vázquez

Región Terrestre Prioritaria Chinantla, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, Oaxaca, México

María Jesús Pérez-Hernández

Universidad Autónoma Chapingo, Texcoco, Estado de México, México

Resumen

Presentamos registros notables de tlacuache dorado (*Caluromys derbianus*), oso hormiguero (*Tamandua mexicana*) y puerco espín (*Coendou mexicanus*), tres especies crípticas, de hábitos arborícolas consideradas amenazadas en México, cuya presencia en Oaxaca es histórica o escasa. El registro de tlacuache dorado se obtuvo a través de fototrampeo y los registros de puerco espín y oso hormiguero por medio de reportes de habitantes locales. El tlacuache dorado fue registrado en un fragmento de bosque tropical perennifolio, mientras que los registros de las otras dos especies ocurrieron en áreas agrícolas, pero cerca (<3 km) de parches de vegetación secundaria de bosque tropical perennifolio cuyas áreas fueron iguales o mayores 0.97 km². Estos registros incrementan el conocimiento de la presencia de estas especies en el norte de Oaxaca. Los registros muestran la tolerancia del oso hormiguero y el puerco espín a paisajes antropizados, y ponen en evidencia el tipo de riesgos que pueden enfrentar por atropellamientos y captura.

Palabras clave: Atropellamientos, bosque tropical perennifolio, mamíferos amenazados, monitoreo comunitario.

El estado de Oaxaca, sur de México, cuenta con 216 especies de mamíferos terrestres, de las cuales, 61 especies están en alguna categoría de riesgo a nivel nacional (Briones-Salas et al. 2015), dentro de estas especies se encuentra el oso hormiguero (*Tamandua mexicana*, Saussure 1860) se considera en peligro de extinción, y tanto el tlacuache dorado (*Caluromys derbianus*, Waterhouse 1841) como el puerco espín (*Coendou mexicanus*, Kerr 1792) son consideradas especies amenazadas (SEMARNAT 2010). A nivel internacional, la IUCN sitúa a las tres especies en la categoría de preocupación menor, pero con tendencias poblacionales desconocidas (puerco espín y oso hormiguero) o en decremento (tlacuache dorado; IUCN 2018).

El tlacuache dorado, el oso hormiguero y el puerco espín son especies de hábitos arborícolas que habitan las zonas tropicales de América (Solari & Lew 2015; Navarrete & Ortega 2011; Bucher & Hoffman 1980). El tlacuache dorado se distribuye en la vertiente del Golfo de México, desde el estado de Veracruz, hacia el sur a través de Centroamérica hasta alcanzar el norte de Ecuador (IUCN 2018). El oso hormiguero y el puercoespín se distribuyen a lo largo de las dos vertientes de México, hasta confluir en el Istmo de Tehuantepec, y continúan hacia el sureste hasta el norte de Sudamérica (Juárez 2005; Cuarón 2005). En México, las tres especies habitan bosques perennes y deciduos (Navarrete & Ortega 2011; Cuarón 2005, Juárez 2005, Medellín 2005), aunque el puerco espín también se ha registrado en manglares y ambientes templados como el bosque de pino-encino (Espinosa-Lucas et al. 2015). Se ha observado que las tres especies toleran ambientes transformados (Cuarón 2005; Medellín 2005; Lira-Torres et al. 2014). Debido a sus hábitos arborícolas y nocturnos, se conoce poco de la biología del tlacuache dorado, oso hormiguero y puerco espín (Medellín 2005). Particularmente, en Oaxaca existen pocos registros de estas tres especies (Briones-Salas et al. 2015), por lo anterior, esta nota tiene por objetivo contribuir a los registros de ellas en remanentes de bosque tropical perennifolio del norte de Oaxaca, México.

La zona de estudio se localiza en la subprovincia fisiográfica Planicie Costera del Golfo en el norte del estado de Oaxaca, México (Fig. 1). La región se caracteriza por tener un clima cálido húmedo con abundantes lluvias en verano (Trejo 2004), en donde se desarrolla bosque tropical perennifolio. En las planicies, la vegetación original ha sido removida para el establecimiento de cultivos como maíz, caña, hule, entre otros y pastizales para la crianza de ganado (INEGI 2009). La zona

presenta numerosos cuerpos de agua, como las lagunas: Cujuliapan, El Pajaro y La Lagartera; y corrientes de agua perenes que se conectan con los humedales de Alvarado, entre las que destacan, Río Obispo y Río Tesechoacán (INEGI, 2009).

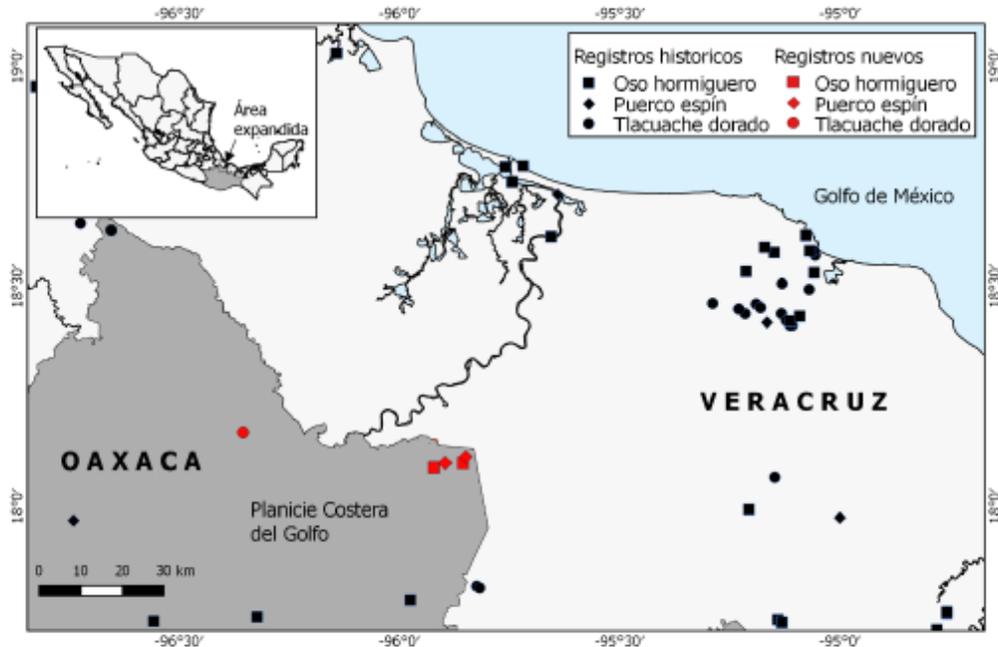


Figura 1. Localización de registros recientes e históricos de *Caluromys derbianus*, *Coendou mexicanus* y *Tamandua mexicana* en el norte de Oaxaca, México.

El registro de tlacuache dorado fue obtenido a través del monitoreo biológico comunitario con trampas cámara en el Área Destinada Voluntariamente a la Conservación (ADVC) Cerro Tepezcutile, Municipio de San Miguel Soyaltepec. En este caso se colocaron dos cámaras (Bushnell), en bosque tropical perenifolio durante la época de lluvias (agosto-noviembre), el monitoreo tenía como fin registrar la fauna de la ADVC. Las cámaras se colocaron en veredas donde se observaron rastros de mamíferos, se fijaron en un árbol a 20 cm del suelo, se programaron para tomar fotos las 24 horas, se revisaron cada mes para dar mantenimiento y cambiar pilas.

Por otro lado, los registros de oso hormiguero y puerco espin fueron a través de avistamientos directos casuales en el municipio de Loma Bonita, Oaxaca, durante el año 2014. A partir de entonces se aplicó el muestreo de bola de nieve (Peña-Mondragón y Castillo, 2013) mediante el cual se localizaron informantes clave que reportaron el avistamiento de otros individuos de las especies objetivas. En todos los casos, se registraron las coordenadas geográficas de cada registro con un sistema de posicionamiento global (eTrexLegend®; Datum WGS84). Cuando el avistamiento no fue directo sino obtenido mediante una entrevista, la persona nos guio al sitio en donde fue observado el individuo. Posteriormente, utilizando el programa QGIS se calculó la distancia de cada registro al remanente de vegetación más cercano utilizando como base el mapa de uso de suelo y vegetación serie V de INEGI (INEGI 2015), de la misma manera se calculó el área de cada remanente.

En total se realizaron registros de un espécimen de tlacuache dorado, dos de oso hormiguero y dos de puerco espín (Fig. 1 y Fig. 2). Del tlacuache dorado se obtuvieron cuatro fotocapturas y un video los días 15 y 17 de agosto de 2012 a las 20h18 y 19h21, respectivamente. Los registros del tlacuache dorado ocurrieron en un fragmento de 6 km² de bosque tropical perennifolio en la ADVC Cerro Tepezcutle, que pertenece al municipio de San Miguel Soyaltepec, Oaxaca. Los registros del oso hormiguero ocurrieron en el municipio de Loma Bonita, Oaxaca, correspondieron a un avistamiento directo de un adulto hallado muerto sobre la carretera federal 145 (La Tinaja-Sayula, Veracruz) en 2014 y a un individuo joven encontrado por un poblador local mientras realizaba labores de limpieza en su potrero en 2016. El poblador al ver al individuo solo decidió mantenerlo en cautiverio. Los registros de puerco espín fueron dentro del municipio de Loma bonita, uno de ellos fue avistamiento directo dentro de la Universidad del Papaloapan en el año 2016 y el otro se obtuvo mediante una entrevista, el individuo fue visto y fotografiado dentro de un potrero que se localiza al este de la ciudad. Ambos individuos fueron observados durante la tarde posados en la rama de un árbol. Los registros del oso hormiguero y puerco espín ocurrieron en áreas de agricultura, pero se localizaron a menos de 3 km del fragmento más cercano de bosque tropical perennifolio, cuya superficie fue igual o mayor a 0.97 km² (Tabla 1).

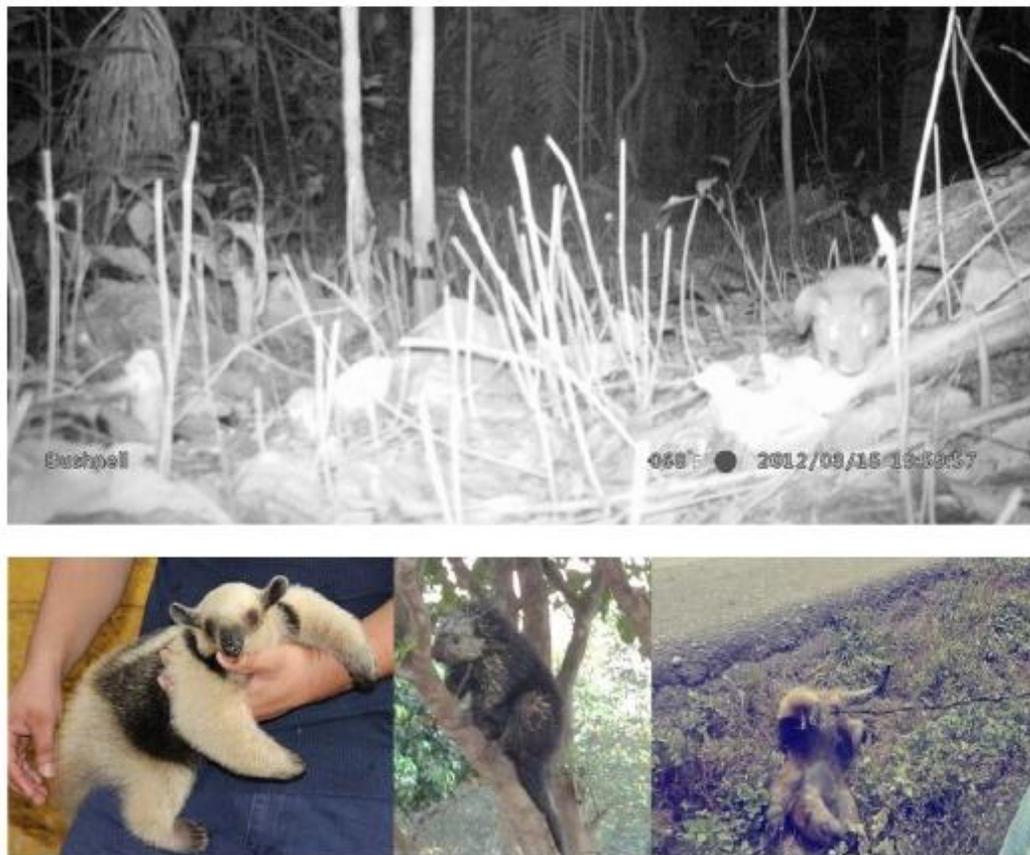


Figura 2. Evidencia fotográfica de los registros de tlacuache dorado (*Caluromys darbianus*), puerco espín (*Sphiggurus mexicanus*) y oso hormiguero (*Tamandua mexicana*) en el norte de Oaxaca, México.

Tabla 1. Datos sobre los registros de *Caluromys derbianus*, *Coendou mexicanus* y *Tamandua mexicana* (Tipo de evidencia, tipo de vegetación del registro, coordenadas geográficas, distancia al parche más cercano y tipo de vegetación y área del parche más cercano) en el norte de Oaxaca, México.

Especie (Tipo de evidencia)	Tipo de vegetación del registro	Latitud	Longitud	Distancia al parche de vegetación más cercano (km)	Tipo de vegetación y área (km ²) del parche más cercano
Oso hormiguero (cautiverio)	Agricultura	18,097251	-95,857277	2.9	Vegetación secundaria de bosque tropical perennifolio (5.59)
Oso hormiguero (stropellado)	Pastizal	18,087138	-95,922441	0.8	Vegetación secundaria de bosque tropical perennifolio (0.97)
Puerco espín (entrevista, fotografía)	Agricultura	18,110741	-95,850661	1.81	Vegetación secundaria de bosque tropical perennifolio (5.59)
Puerco espín (avistamiento)	Agricultura	18,097117	-95,896852	0.85	Vegetación secundaria de bosque tropical perennifolio (0.97)
Tlacuache dorado (Fotografía)	Selva perennifolia	18,167114	-96,355973	6.3	Bosque tropical perennifolio

Los registros del tlacuache dorado, oso hormiguero y puerco espín presentados aquí complementan el conocimiento de su presencia en el norte de Oaxaca, México (Briones-Salas et al. 2015). Parte de estos resultados provienen de entrevistas a pobladores locales, un método que ha sido utilizado para ampliar el conocimiento geográfico de los mamíferos (Torres et al. 2017). En lo que respecta al tlacuache dorado sólo se conocían dos registros para la entidad, ambas en el mismo tipo de vegetación que el registro actual (bosques tropicales perennifolios): el primer registro corresponde a un espécimen colectado por W. J. Schaldach en 1961 en Sarabia a 30.4 km al norte de Matías Romero, Municipio de San Juan Guichicovi y se encuentra depositado en el American Museum of Natural History (AMNH:185756; Goodwin 1969); el segundo, es el registro fotográfico de un individuo vivo del Ejido La Fortaleza, Municipio de Santa María Chimalapa (Lira et al. 2012). Los registros más cercanos de tlacuache dorado se localizan en el estado de Veracruz, a 68 km al noroeste y a 75 km al sureste, y corresponden a especímenes colectados hace más de 40 años en las localidades Rancho Santa Fe, a 2 km al sureste de Playa Vicente y en Motzorongo, cerca de Tezonapa (GBIF 2019a).

En lo concerniente al oso hormiguero el registro más cercano corresponde a una observación realizada en 2016 en zonas agrícolas del municipio de Juan Rodríguez Clara en el estado de Veracruz a 33 km SE (GBIF 2019b). Con respecto al puerco espín, el registro más cercano está a 70 km S, en Jalahuí, Municipio de San Lalana y corresponde a un espécimen colectado en 1992 y depositado en la Colección Nacional de Mamíferos de la Universidad Nacional Autónoma de México (CNMA, 35001; IBUNAM, 2019; GBIFc, 2019). En particular, los registros de oso hormiguero y puerco espín se ubicaron en zonas agrícolas, lo que coincide con observaciones previas que indican la posible tolerancia de estas especies a sitios antropizados (Cuarón 2005; Medellín 2005). Sin embargo, hay que destacar que los registros de los especímenes se localizaron a poca distancia de fragmentos de bosque, lo cual sugiere que dependen de las zonas boscosas. Es posible que los individuos se muevan entre fragmentos de bosque a través de la matriz de áreas agrícolas, probablemente en busca de recursos alimenticios; esta situación los hace propensos a la cacería humana o atropellamientos (Monje-Nájera 2018), como en el caso de uno de los registros de oso hormiguero. Dado que ambas especies parecen tolerar ambientes antropizados, consideramos que la conectividad del hábitat mediante corredores es una de las medidas de manejo que deben ser impulsadas la región para la preservación de estas y otras especies (Lorenzo et al. 2014).

Es indispensable realizar más investigación en la región enfocada en estas especies, identificar las zonas por donde transitan y promover su restauración para poder garantizar el tránsito seguro los individuos.

Agradecimientos

Agradecemos a las personas que nos aportaron información sobre la presencia del puerco espín y oso hormiguero en los alrededores de Loma Bonita y a los monitores comunitarios de Cerro Tepezcuintle, así como al personal de la CONANP que labora en las oficinas de la Chinantla.

Referencias

- Ariaga, L., et al. (coords.) 2000. Regiones terrestres prioritarias de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- Briones-Salas, M., et al. 2015. Diversidad y distribución geográfica de los mamíferos terrestres del estado de Oaxaca, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 86: 685-710.
- Bucher, J. & Hoffman, R. 1980. *Caluromys derbianus*. *Mammalian Species* 140: 1-4.
- Cuevas A. 2005. Oso hormiguero. Pp. 121-123. en *Los mamíferos silvestres de México* (Ceballos, G. & G. Oliva, eds.), Fondo de Cultura Económica y CONABIO. México.
- Epifanio-Lucas, A., et al. 2015. Tres nuevos registros en la zona de influencia de la Reserva de la Biosfera Tehuacán-Cuicatlán, Oaxaca. *Therya* 6: 661-666.
- GBIF. *Caluromys derbianus*. (En línea) 2019a [acceso 14 enero 2016] <https://doi.org/10.15468/dl.1q9qps>
- GBIF. *Tamandua mexicana* (En línea) 2019b [acceso 14 enero 2016] <https://doi.org/10.15468/dl.1f9pxv>
- GBIF. *Spilogurus mexicanus* (En línea) 2019c [acceso 14 enero 2016] <https://doi.org/10.15468/dl.pela9f>
- Goodwin G.G. 1969. Mammals from the State of Oaxaca, Mexico, in the American Museum of Natural History. *Bull Am Mus Nat Hist.* 141: 1-270
- IBUNAM. *Coendou mexicanus* (Kerr, 1792), ejemplar de: Colección Nacional de Mamíferos (CNMA). (En línea). 2019. [acceso 28 enero 2019] URL: <http://datos.biorxiv.org/IBUNAM:CNMA:35001>
- INEGI. 2009. Frontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos.
- INEGI. 2015. Mapa de uso de suelo y vegetación serie V, escala 1:250,000. INEGI.
- IUCN (International Union for Conservation of Nature). Red List of threatened species. (En línea) 2018. [acceso 14 diciembre 2018] URL: www.iucnredlist.org
- Jáquez J. 2005. Puerco espín. Pp. 811-812. en *Los mamíferos silvestres de México* (Ceballos, G. & G. Oliva, eds.), Fondo de Cultura Económica y CONABIO. México.
- Lira-Torres, I., et al. 2012. Mamíferos de la Selva Zoque, México: riqueza, uso y conservación. *Rev Biol Trop.* 60(2): 781-797.
- Lorenzo, C., et al. 2014. Causes and consequences of change rates in the habitat of the threatened tropical porcupine, *Spilogurus mexicanus* (Rodentia: Erethizontidae) in Oaxaca, Mexico: implications for its conservation. *Rev Biol Trop.* 62(4): 1481-1494.
- Modellín R. 2005. *Thaouache tamado*. Pp. 102-103 en *Los mamíferos silvestres de México* (Ceballos, G. & G. Oliva, eds.), Fondo de Cultura Económica y CONABIO. México.
- Monje-Nájera, J. 2018. Road kills in tropical ecosystem: a review with recommendations for mitigation and for new research. *Rev Biol Trop.* 66(2): 722-738.
- Navarrete, D. & Ortega, J. 2011. *Tamandua mexicana* (Piloa: Myrmecophagidae). *Mammalian Species* 43(874): 56-63.
- Peña-Mondragón, J. & Castillo, A. 2013. Depredación de ganado por jaguar y otros carnívoros en el noreste de México. *Therya* 4: 431-446
- SEMARNAT. 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-2010. Protección ambiental, especies de flora y fauna silvestres de México, categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio, y lista de especies en riesgo.
- Solari, S. & Lew, D. 2015. *Caluromys derbianus*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2015: e.T3650A22175821. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T3650A22175821.en>. Downloaded on 14 October 2016.
- Torres, R., Tamburini, D., Lescano, J. y Rossi, E. 2017. New records of the Endangered Chacma peccary *Catagonus wagneri* suggest a broader distribution than formerly known. *Oryx*, 51 (2): 286-289. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0030605315001404>
- Trejo I. 2004. *Climas*. Pp. 67-85, en: *Biodiversidad de Oaxaca* (García-Mendoza, A. et al. eds.). Instituto de Biología, UNAM-Fondo Oaxaqueño para la conservación de la Naturaleza-World Wildlife Found. México.

Anexo 2. Occurrence of jaguar (*Panthera onca*) in the Chinantla region, southern Mexico

Caldasia 43(2):412-415 | Julio-diciembre 2021
http://www.revistas.unal.edu.co/index.php/cal

CALDASIA
Fundada en 1940
ISSN 0566-5202 (Impreso)
ISSN 2257-0759 (en línea)

SHORT NOTE

Occurrence of jaguar (*Panthera onca*) in the Chinantla region, southern Mexico

Presencia del jaguar (*Panthera onca*) en la región Chinantla, sur de México

José R. Prisciliano-Vázquez¹, Elena Galindo-Aguilar², Mario C. Lavariega³, María D. Luna-Krauletz⁴,
Mayra K. Espinoza-Ramírez⁵, Ricardo Clark-Tapia⁶, Cecilia Alfonso-Corrado⁶

- Recibido: 18/Nov/2020
- Aceptado: 27/May/2021
- Publicación en línea: 28/May/2021

Citation: Prisciliano-Vázquez JR, Galindo-Aguilar E, Lavariega MC, Luna-Krauletz MD, Espinoza-Ramírez MK, Clark-Tapia R, Alfonso-Corrado C 2021. Occurrence of jaguar (*Panthera onca*) in the Chinantla region, southern Mexico. *Caldasia* 43(2):412-415. doi: <https://doi.org/10.15446/caldasia.v43n2.91580>

ABSTRACT

The jaguar (*Panthera onca*) has been experiencing a considerable range reduction due to habitat loss and poaching. Habitat suitability models have identified areas likely to maintain populations, but field data are scarce for several of them. Between 2012 and 2017, we investigated the jaguar occurrence in 35 communities of the Chinantla region, southern Mexico, throughout camera trapping in non-systematic surveys. We recorded 124 independent events of 23 jaguars in thirteen communities. Jaguars recorded over the years, couples and pregnant females are highlighted in the Chinantla region as a stronghold to the jaguar.

Keywords. Camera trapping, community conservation, human-carnivore coexistence, montane tropical forest, Oaxaca, participatory monitoring.

RESUMEN

El jaguar (*Panthera onca*) ha experimentado una reducción considerable de su área de distribución debido a la pérdida de hábitat y la cacería. Modelos de hábitat han identificado áreas con probabilidad de mantener poblaciones, sin embargo se carece de información de campo de varias de ellas. Entre 2012 y 2017 se investigó la presencia del jaguar en 35 comunidades de la región Chinantla, sur de México, mediante fototrampeo en muestreos no sistemáticos. Se registraron 124 eventos independientes de 23 jaguares en trece comunidades. Se destacan los jaguares registrados a lo largo de los años, parejas y hembras preñadas y la región de Chinantla como un baluarte del jaguar.

Palabras clave. Bosque tropical de montaña, coexistencia humano-carnívoro, conservación comunitaria, fototrampeo, monitoreo participativo, Oaxaca.

¹ Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, Región Prioritaria para la Conservación Chinantla, San Juan Bautista Tuxtepec, Oaxaca, México.

² Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional Unidad Oaxaca, Instituto Politécnico Nacional, Santa Cruz Xoxocotlán, Oaxaca, México.

³ Instituto de Estudios Ambientales, Universidad de la Sierra Juárez, Ixtán de Juárez, Oaxaca, México.

⁴ Colegio de Postgraduados Campus San Luis Potosí, Salinas de Hidalgo, San Luis Potosí, México.

⁵ Autor para correspondencia. manolavmol@yahoo.com.mx



The jaguar (*Panthera onca* Linnaeus, 1758) range has been considerably reduced and fragmented as a result of habitat loss and poaching. It is extinct in several areas of America, and is considered a threatened species (Quigley et al. 2017). In Mexico, there are well-known isolated populations of jaguars (Rabinowitz and Zeller 2010), while other regions have been predicted to harbor populations (Jędrzejewski et al. 2018), but there is a scarcity of spatial and temporal data to confirm it.

The objective of this work was to document records of jaguar, count the number of different individuals between 2012 and 2017 in the Chinantla region throughout an extensive array of camera-trapping sampling framework in participative monitoring projects.

The Chinantla region (17°21 and 18°07 North and 96°35 and 96°39 ° West; Fig. 1) has montane cloud forest, rainforest, and oak forest as main vegetation types. Currently, nearly a third of the region has been fragmented or cleared for agriculture and grazing (INEGI 2013). The land tenure system (mostly communal ownership) belongs to the Chinantec community, where there are 26 Voluntary Conservation Areas certified by the government, as well as protected

areas through internal agreements (Martin et al. 2011). To collect jaguar evidence, participative monitoring was conducted with camera-trapping surveys in 35 communities between 2012 and 2017. In these communities, local people were trained in camera-trapping techniques (Padilla-Gómez et al. 2018). The number of cameras per community ranged from two to ten devices and the operating time of the cameras in the field ranged from one to 30 days.

Photographs or videos of individuals recorded in the same camera trap after a period > 24 hours, was considered as independent event. Photographs or videos of the jaguars were separated in three groups: 1) jaguars recorded only by left flank; 2) jaguars recorded only by right flank; 3) jaguars recorded by both flanks. Photographs or videos of jaguars of every group and among groups were meticulously revised to identify individuals. Jaguar individuals were identified from their spot and rosette patterns and sexed by visual inspection of external genitalia (Soisalo and Cavalcanti 2006).

Between 2012 and 2017, a total of 139 photographs or videos were recorded in 124 independent events. At least one jaguar record was obtained in thirteen of the 35 communities surveyed (Fig. 1). Based on the spot pattern, eleven

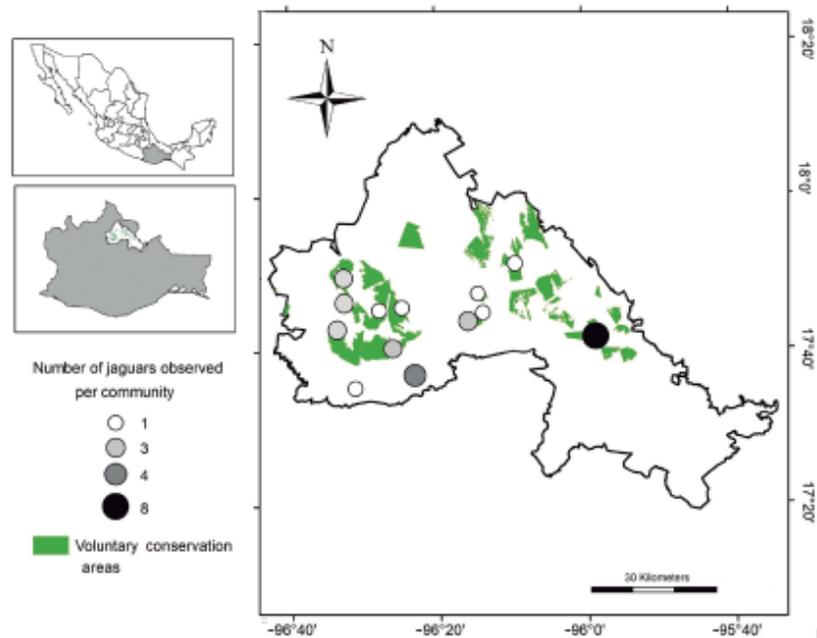


Figure 1. Occurrence and number of jaguars recorded between 2012 and 2017 in the Chinantla region, Mexico.

jaguars were identified only by the left flank, twelve jaguars only by the right flank, and eleven jaguars by both flanks. Therefore, the minimum number of jaguars was 23 (the sum of jaguars identified by the right flank and by the two flanks). Of the 23 jaguars, ten males and five females were identified, while eight were undetermined. Most of the jaguars in groups two and three were recorded for only one year ($n=15$), while three individuals were recorded for two years. Four jaguars were recorded for three years, and one jaguar was present for four years (supplementary material table 1).

The jaguars recorded along six years of surveys expand the spatial and temporal occurrence knowledge of the previous surveys carried out in the Chinantla region (Figel et al., 2011). Even though the sampling method used in the Chinantla was not systematic in time, space, and effort, the minimal number of individuals (23 jaguars) was notable. As a reference, the number was similar or higher to these observed in non-continuous systematic studies in other areas of Mexico: 24 jaguars in four years, Ávila-Nájera (2015); between eight and nine jaguars in 1.5 years, de la Torre and Medellín-R (2011); ten jaguars in 1.3 years, Gutiérrez-González et al. (2012); and five jaguars in 1.5 years; Coronel-Arellano et al. (2017). Besides, couples and pregnant females suggest that there is a jaguar resident population in the Chinantla region giving support to habitat suitability models (Jędrzejewski et al. 2018).

Communal land tenure and conservation projects for some communities have been an important factor allowing joint efforts addressed to preserve jaguars and their habitats, such as projects for payment for environmental services and biodiversity monitoring managed. Several communities develop strict inter-community agreements that regulates hunting and land-use change for cattle ranching and agriculture (Bray et al. 2008).

Future projects should systematically homogenize camera-trap survey protocols to study population trends. Projects should be established as community-based biological monitoring programs that involve community members.

AUTHOR'S PARTICIPATION

JRP-V, MDL-K, MKE-R, EGA, MCL taken and analyzed the data, JRP-V, MDL-K, EGA, RCT, CLÁ-C, MCL wrote the document.

ACKNOWLEDGMENTS

The authors would like to thank to the people and authorities from the Chinantla communities. Thanks also to J. L. Noria Sánchez, J. U. Villar Maza, C. Ruiz Canseco, J. D. Díaz Barrios, J. A. Ruiz Ortega, M. Sánchez Hernández, M. R. Toledo Gómez, S. J. Albino, C. Osorio, A. Ríos Solís, and G. Carlin Ochoa. In addition, we thank to the CORENCHI A.C and the Instituto Tecnológico de la Cuenca del Papaloapan. We also appreciate to C. Galindo-Leal and C. López for careful critique that improved our manuscript. We thank D. Friedeberg, who reviewed the grammar of this manuscript.

CONFLICT OF INTEREST

The authors declare that they do not have conflict of interest.

LITERATURE CITED

- Ávila-Nájera DM. 2015. Selección de recursos y coexistencia del jaguar (*Panthera onca*) y puma (*Puma concolor*) en la reserva ecológica El Edén, Quintana Roo, México. [Theses]. [State of Mexico]: Colegio de Postgraduados.
- Bray DB, Duran E, Anta S, Martin GJ, Mondragón F. 2008. A new conservation and development frontier: community protected areas in Oaxaca, Mexico. *Curr. Conserv.* 2:7-9.
- Coronel-Arellano H, Lara-Díaz NE, López-González CA. 2017. Jaguar (*Panthera onca*) abundance and density in the APFF Meseta de Cacaxtla, Sinaloa, Mexico. *Acta Zool. Mex.* 33(1): 116-119. doi: <https://doi.org/10.21829/azm.2017.3311020>
- de la Torre JA, Medellín-R A. 2011. Jaguars *Panthera onca* in the Greater Lacandona Ecosystem, Chiapas, Mexico: population estimates and future prospects. *Oryx* 45(4): 546-553. doi: <https://doi.org/10.1017/S0030605310001511>
- Figel JJ, Durán E, Bray DB. 2011. Conservation of the jaguar *Panthera onca* in a community-dominated landscape in montane forests in Oaxaca, Mexico. *Oryx* 45(4): 554-560. doi: <https://doi.org/10.1017/S0030605310001353>
- Gutiérrez-González CE, Gómez-Ramírez MÁ, López-González CA. 2012. Estimation of the density of the near threatened jaguar *Panthera onca* in Sonora, Mexico, using camera trapping and an open population model. *Oryx* 46(3): 431-437. doi: <https://doi.org/10.1017/S003060531100041X>
- INEGI. 2013. Vegetation and land use, series V. [Last accessed: 25 Jul 2020]. <http://www.inegi.org.mx/>
- Jędrzejewski W, Robinson HS, Abarca M, Zeller KA, Velasquez G, Paemelaere EAD, Goldberg JF, Payan E, Hoogesteijn R, Boede

- EO, Schmidt K, Lampo M, Vilorio AL, Carreño R, Robinson N, Lukacs PM, Nowak JJ, Salom-Pérez R, Castañeda F, Boron V, Quigley H. 2018. Estimating large carnivore populations at global scale based on spatial predictions of density and distribution – Application to the jaguar (*Panthera onca*). *PLoS ONE* 13(3): e0194719. doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0194719>
- Martin GJ, Camacho Benavides CI, del Campo García CA, Fonseca SA, Mendoza F, González Ortiz MA. 2011. Indigenous and community conserved areas in Oaxaca, Mexico. *Manag. Env. Qual. Int. J.* 22(2): 250–266. doi: <https://doi.org/10.1108/14777831111113419>
- Padilla-Gómez E, Lavariega MC, García-Santiago PA, Santiago-Velasco J, Méndez-Méndez RO. 2018. An open-access platform for camera-trapping data. *Biodivers. Inform.* 13: 1-10. doi: <https://doi.org/10.17161/bi.v13i0.6975>
- Quigley H, Foster R, Petracca L, Payan E, Salom P, Harmsen B. 2017. *Panthera onca* (errata version published in 2018). The IUCN Red List of Threatened Species 2017: [Last accessed: 20 Apr 2021]. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-3.RLTS.T15953A50658693.en>
- Rabinowitz A, Zeller KA. 2010. A range-wide model of landscape connectivity and conservation for the jaguar, *Panthera onca*. *Biol. Conser.* 143(4): 939–945. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.01.002>
- Soisalo MK, Cavalcanti SMC. 2006. Estimating the density of a jaguar population in the Brazilian Pantanal using camera-traps and capture–recapture sampling in combination with GPS radio-telemetry. *Biol. Conser.* 129(4), 487–496. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.11.023>

**Capítulo 2 . Contribución del monitoreo comunitario en Áreas Destinadas
Voluntariamente a la Conservación al conocimiento de la diversidad de mamíferos
en el sur de México**

Resumen

En el sur de México, las Áreas Destinadas Voluntariamente a la Conservación (ADVC), han aumentado en número y representación biológica, contribuyendo en las metas de conservación regionales y federales. Dentro de las ADVC, la gobernanza y gestión está a cargo de los dueños de los territorios. En La Región de la Chinantla, Oaxaca, considerada un sitio de alta biodiversidad, los habitantes han realizado monitoreo comunitario con trampas cámaras auspiciados por programas gubernamentales. Sin embargo, la información que se ha generado no ha sido analizada y se desconoce su relevancia para la conservación de la biodiversidad. En este estudio, utilizamos la información obtenida por monitores comunitarios para sistematizarla y estimar la riqueza de especies, la estructura de la comunidad, y el intercambio de especies de mamíferos medianos y grandes en los bosques tropicales de La Chinantla. La región se analizó de acuerdo con el gradiente altitudinal y el tipo de bosque: 1) bosques tropicales perennifolios de tierras bajas, 2) bosques tropicales de transición, y 3) bosques mesófilos de montaña. Utilizamos los datos de 129 estaciones de fototrampeo colocadas por monitores comunitarios entre 2011 y 2014. Con un esfuerzo de muestreo de 4 384 días/cámara se registraron 26 especies de mamíferos medianos y grandes. Nuestros resultados muestran que existe una mayor riqueza de especies en la zona 1 comparada con las otras dos. La estructura de los ensambles de mamíferos en los tres bosques fueron diferentes en la dominancia de especies. El número de especies compartidas entre las tres zonas fue de 15; además se observaron diferencias en la composición de mamíferos de las tres zonas. Proponemos

recomendaciones para mejorar los protocolos de monitoreo y así lograr obtener información que ayude en la toma de decisiones para la conservación de los mamíferos medianos y grandes. Con este estudio demostramos que conjuntando la participación de diferentes actores es posible aportar información al conocimiento de la diversidad de mamíferos medianos y grandes.

Palabras clave: Bosque tropical perennifolio, bosque mesófilo de montaña, Chinantla, Oaxaca, mamíferos medianos y grandes, monitoreo comunitario, Sierra norte.

Abstract

In southern Mexico, the Areas Dedicated Voluntarily for Conservation (ADVC), have increased in number and biological representation, these have contributed to regional and federal conservation goals. Within the ADVC, governance and management is in charge of the owners of the territories. In the Chinantla Region, Oaxaca, considered a site of high biodiversity, the inhabitants have carried out community monitoring with camera traps sponsored by government programs. However, the information that has been generated has not been analyzed and its relevance for biodiversity conservation is unknown. In this study, we used information obtained by community monitors; Once systematized, we estimated the species richness, community structure, and species exchange of medium and large mammals in the tropical forests of La Chinantla. We divided the region into three zones: 1) lowland tropical evergreen forests, 2) transitional tropical forests, and 3) montane cloud forests. We used data from 129 photo-trapping stations placed by community monitors between 2011 and 2014. With a sampling effort of 4,384 days/camera, 26 species of medium and large mammals were recorded. Our results show that there is a higher species richness in zone 1 compared to the other two. The structure

of the mammalian assemblages in the three forests differed in species dominance. The number of species shared between the three zones was 15; In addition, differences were observed in the composition of mammals in the three zones. We propose recommendations to improve monitoring protocols and thus obtain information that helps in decision-making for the conservation of medium and large mammals. With this study we show that by combining the participation of different actors it is possible to contribute information to the knowledge of the diversity of medium and large mammals.

Introducción

La conservación de la biodiversidad, con un enfoque de arriba-abajo, impulsada por entidades de gobiernos, conservacionistas y académicos, prevalece y funciona como el principal instrumento de conservación en el mundo (Leverington *et al.*, 2010). Aunque este enfoque ha contribuido a que muchos sitios sean preservados y protegidos (Bruner *et al.*, 2001; Xavier da Silva *et al.*, 2018), existe discusión sobre su pertinencia, cuando en aras de cuidar valores biológicos se ignoran los contextos socioeconómicos en regiones donde la biodiversidad y la gente están presentes en un mismo territorio (Durand, 2010; Hensler & Merçon, 2020).

Como consecuencia, nuevos paradigmas en la conservación de la biodiversidad en áreas antropizadas con sistemas de uso tradicional, que concilian presencia humana y biodiversidad, hacen hincapié en la inclusión o participación de la mayor parte de los actores involucrados: autoridades gubernamentales de diferentes niveles, la sociedad, la academia y los pobladores locales dueños de la tierra (Andrade-Sánchez *et al.*, 2021). Como ejemplo, las estrategias de conservación donde se incluye la participación de pobladores campesinos e indígenas han servido en gran medida en la protección de la diversidad biológica de América Latina (Maldonado Ibarra *et al.*, 2020).

El monitoreo comunitario involucra tanto a los pobladores locales como a las instituciones académicas y/o gubernamentales que buscan conocer aspectos biológicos y ecológicos de esos territorios con la intención de tomar decisiones que mejoren el manejo de sus recursos naturales (Danielsen *et al.*, 2005; Dickinson *et al.*, 2012; Evans & Guariguata, 2008a). Entre las actividades de los programas de monitoreo está la capacitación de los campesinos e indígenas para la obtención de datos (Lavariega *et al.*, 2020; Ortega-Álvarez *et al.*, 2012; Padilla-Gómez *et al.*, 2019). Existen autores que cuestionan este tipo de monitoreo porque puede tener sesgos que afecten directamente los resultados. Por ejemplo, en África los monitores comunitarios que hacen recorridos en patrullas no registraron algunas especies elusivas o nocturnas que las cámaras trampa sí detectan (Burton, 2012). En cambio, los programas de monitoreo comunitario que incluyen herramientas digitales, como las cámaras trampa, ha resultado exitosos para la generación de conocimiento científico. Como muestra, en la República Democrática del Congo con la colaboración de los pobladores locales para la colocación de las cámaras y recorridos en los transectos se registraron 33 especies, las cuales forman parte de la primera lista de mamíferos para la región (van der Hoek *et al.*, 2022). En los relictos de bosque Atlántico de Uruguay los monitores comunitarios registraron 23 especies de mamíferos (Grattarola & Rodríguez-Tricot, 2020). Entre los límites de México y Estados Unidos, en Las islas de cielo Madrean, con apoyo de diversos actores, entre ellos, pobladores locales se obtuvo el registro de 25 mamíferos medianos y grandes, casi todas las especies que se conocen para la zona (Caire William, 1997; Coronel-Arellano *et al.*, 2018). En Oaxaca destaca el primer estudio de densidad de jaguares en Oaxaca gracias a la colaboración de pobladores locales (Lavariega *et al.*, 2020).

En el norte de Oaxaca, se ubica una región conocida como La Chinantla, ahí se han certificado 26 Áreas destinadas voluntariamente a la conservación (ADVC), las

cuales protegen 587.657 km² (Velasco-Tapia, 2009; CONANP-Chinantla, 2019). Esta región es sumamente importante para la conservación de la biodiversidad porque mantiene la tercera extensión de bosque tropical perennifolio más grande y bosque mesófilo de montaña (Arriaga *et al.*, 2000). También contiene una excepcional biodiversidad arbórea y de especies endémicas (de Albuquerque *et al.*, 2015; Meave *et al.*, 2017; Rzedowski & Palacios-Chávez, 1977b), así como una amplia variedad de especies de insectos (Alvarado *et al.*, 2014), aves (Ortega-Álvarez *et al.*, 2012), reptiles, anfibios (Casas-Andreu *et al.*, 2004) y mamíferos (Briones-Salas *et al.*, 2015). En algunas de las ADVC se lleva a cabo monitoreo biológico participativo desde 2011, en el cual los pobladores locales tienen colaboración en la colecta de datos, bajo el auspicio del Programa de Conservación para el Desarrollo Sostenible (PROCOCODES) de la CONANP. Sin embargo, los datos obtenidos a través del monitoreo participativo no son obtenidos ni analizados sistemáticamente, por lo que existe un vacío de información sobre la contribución de los dueños de los territorios en el conocimiento de la biodiversidad de la región y la relevancia para su conservación.

En este estudio, usando datos de cámaras trampa generados a través del monitoreo comunitario en las ADVC de la Chinantla, organizamos y sistematizamos la información obtenida para analizar la riqueza de especies, la estructura y diversidad de la comunidad de mamíferos medianos y grandes en tres zonas, las cuales tienen diferente gradiente altitudinal y características ambientales contrastantes: 1) bosques tropicales perennifolios de tierras bajas, 2) bosques de transición, y 3) bosques mesófilos de montaña. Además, discutimos las ventajas y limitaciones del monitoreo participativo, y proponemos medidas para mejorar esta estrategia, considerando que puede ser una política pública en materia de conservación biológica de alcance nacional e internacional.

Métodos

Área de estudio

La Región de la Chinantla se localiza al norte del estado de Oaxaca (17.317 y 18.164 de latitud y -95.567 y -96.699 de longitud), en las subprovincias Sierra Madre de Oaxaca y Planicie Costera del Golfo (Ortiz-Pérez *et al.*, 2004). Es un territorio heterogéneo, con altitudes desde 50 hasta 3000 msnm (Van Der Wal, 1999) y abarca una superficie de 587.65 km² (Oficina CONANP-Chinantla, 2019; Fig. 1). El clima es cálido húmedo en las tierras bajas y frío húmedo en las tierras altas. La temperatura está entre 5 y 25° (Meave *et al.*, 2006, 2017). La precipitación media anual oscila entre 3 600 y 5 800 mm. La zona presenta diferentes afluentes que confluyen en uno de los ríos más caudalosos de México, el Papaloapan (Cruickshank, 1971). La vegetación en la zona alta, en general, se encuentra en buen estado de conservación; dominan los bosques tropicales perennifolios, los bosques mesófilos de montaña y los encinares tropicales; en la parte baja, la vegetación dominante son acahuales de bosque tropical perennifolio, pastizales y remanentes de bosque tropical perennifolio (Fig. 2-1; INEGI 2016). La Chinantla es habitada por comunidades indígenas desde tiempos prehispánicos, principalmente chinantecos, quienes utilizan la técnica tradicional para sembrar maíz (roza, tumba y quema) (Van Der Wal, 1999). Predominan los núcleos agrarios ejidales, seguidos por las comunidades (bienes comunales) y la pequeña propiedad en menor extensión.

El monitoreo participativo se realizó en 18 núcleos agrarios de seis municipios de la Chinantla (Anexo 1); de estos, tres no cuentan con ADVC (San Cristóbal La Vega, San Mateo Yetla y Vega de Sol); sin embargo, sí cuentan con áreas de protección establecidas por acuerdos consuetudinarios (ACC, Anexo 1).

Zonificación del área de estudio.

Los sitios en donde se colocaron estaciones de fototrampeo correspondió a diversos tipos de vegetación y gradiente altitudinal. A partir de una clasificación supervisada de imágenes Landsat de 2015 definimos tres zonas: Zona 1. Bosques perennifolios de tierras bajas, combinado con vegetación secundaria y cultivos. La altura de la zona va de 50 a 400 msnm. Incluye cinco comunidades indígenas en tres municipios (Chinantla baja); Zona 2. Bosques de transición de tierras medias, con remanentes de bosque tropical perenifolio, con vegetación secundaria y cultivos. Se encuentra entre los 401 y 1000 msnm. Tiene nueve comunidades indígenas en tres municipios (Chinantla media) y, Zona 3. Bosques nublados de tierras altas, compuesto principalmente por bosque mesófilo de montaña y manchones de bosque tropical perenifolio y vegetación secundaria, entre 1001 y 1900 msnm. Tiene cuatro comunidades indígenas en dos municipios y cuenta con las asociaciones vegetales en mejor estado de conservación (Chinantla alta). (Fig. 2-1; Anexo1).

Colecta de datos

Monitoreo participativo. La Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) a través del Programa de Conservación para el Desarrollo Sostenible (PROCOCODES) apoyó con equipo y asesoría técnica a pobladores de la comunidad para el “monitoreo y conservación de especies”. El programa permite a los beneficiarios decidir, el tipo y número de equipo a comprar, así como elegir los montos que utilizaran para cada rubro (pilas, pago de jornales, etc.); por lo cual, en cada una de las comunidades indígenas los pobladores tuvieron un número de cámaras trampa y un esfuerzo de muestreo distinto. Los muestreos consistieron en la instalación de cámaras trampa por parte de los monitores. La CONANP a través de sus direcciones o un consultor experto (elegido por la comunidad beneficiada) fueron quienes capacitaron a los monitores comunitarios en el

uso e instalación de las cámaras trampa (*e.g.* manipulación, configuración de fecha/hora y de foto y/o video) así como en la utilización del GPS y registro de datos de campo. En cada sitio donde se colocó una cámara trampa –de aquí en adelante, estación de fototrampeo– se registraron las coordenadas geográficas.

Fototrampeo.

Durante un periodo de cuatro años (2011-2014) se colocaron 129 estaciones de fototrampeo en 18 comunidades indígenas (Anexo 1). Las trampas cámara fueron colocadas en lugares en donde los monitores refirieron haber visto fauna o rastros, también debajo de árboles frutales o cerca de cuerpos de agua. En ningún caso se usaron atrayentes químicos o naturales. Las marcas de las cámaras trampa utilizadas fueron: Bushnell (n = 97), Moultrie (n = 26), Wildview (n = 3), Ltl Acorn (n = 2) y Stealth Cam (n = 1). Las cámaras trampa se programaron para funcionar las 24 horas y para tomar fotos (1-5) y/o videos (10-30 segundos de duración). Las cámaras se colocaron a 10-40 cm del suelo, se amarraron a árboles o estacas aproximadamente a un metro de la vereda, un árbol frutal o cuerpo de agua. En total se sumaron 4 373 días trampa a lo largo de los cuatro años de monitoreo. El esfuerzo de muestreo fue diferente en cada una de las zonas: zona 1: 2257; zona 2: 1354 y zona 3:762 días/cámara (Cuadro 2-1).

Sistematización de la información.

La participación de los monitores comunitarios consistió básicamente en dos de los puntos que se deberían considerar en un modelo para desarrollar un proyecto de ciencia ciudadana de acuerdo con la propuesta de Bonney et al. (2009): reclutamiento y capacitación de participantes, entendido como la preparación para la colocación de cámaras trampa y obtención de los archivos. Una vez colocadas las cámaras y obtenidos los archivos, los monitores comunitarios entregaron las tarjetas de memoria al personal técnico de la CONANP, quienes resguardaron las fotografías en carpetas ordenadas por

localidades y posteriormente por estación de trampeo. Nosotros revisamos y sistematizamos cada una de las fotografías y videos, organizamos por fechas, horas, localidades, e identificamos a las especies; con esto, creamos una base de datos que incluyera exclusivamente los eventos independientes (EI), los cuales cumplieron con las siguientes características: a) fotografías consecutivas de individuos de diferente especie, b) fotografías consecutivas de la misma especie separadas por 24 horas, c) fotografías no consecutivas de la misma especie y d) individuos de la misma especie presentes en una sola fotografía (O'Brien *et al.*, 2003). Además de los campos ya mencionados, la base de datos incluía: paraje, vegetación, fase lunar, sexo, edad, y otras observaciones sobre la actividad de las especies registradas. Para la determinación de las especies se utilizó literatura especializada (Aranda-Sánchez, 2012; Ceballos & Oliva, 2005); además de la base de datos de fotocolectas de la Colección de mamíferos del Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Unidad Oaxaca (CIIDIR, Oaxaca), del Instituto Politécnico Nacional (OAX-MA.026.0497).

Se elaboró una lista de especies siguiendo el arreglo taxonómico de Ramírez-Pulido *et al.* (2014). Para obtener las categorías de riesgo de las especies se consultó a nivel nacional la Norma Oficial Mexicana 059 (NOM-059) y la modificación del Anexo Normativo III, Lista de especies en riesgo de la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo, publicada el 30 de diciembre de 2010 (DOF - Diario Oficial de la, 2019). A nivel internacional, se consultó la Lista Roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, 2021) y los Apéndices de la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres

(CITES, 2021). El gremio trófico de cada especie se obtuvo de las monografías de los mamíferos de México (Ceballos & Oliva, 2005).

Análisis de diversidad

Evaluamos la calidad del inventario para determinar si el esfuerzo de muestreo en cada zona fue suficiente calculando la cobertura de la muestra (C_m), que mide la integridad de la muestra teniendo en cuenta el número total de individuos capturados y el número de especies raras y el déficit de muestreo ($1 - C_m$), que representa la probabilidad de que el próximo individuo capturado pertenezca a una especie que no ha sido registrada previamente en el inventario (Chao & Jost, 2012). Comparamos la riqueza total de especies entre las tres zonas utilizando curvas de acumulación de especies con el paquete Inext (Chao *et al.*, 2020). El esfuerzo de muestreo fue estandarizado por medio del modelo multinomial de interpolación (rarefacción) y extrapolación individual, con intervalos de confianza del 95% (Chao *et al.*, 2009).

Diversidad alfa. Para comparar la diversidad de mamíferos medianos y grandes entre las tres zonas, medimos la diversidad de especies. Utilizamos los números de Hill (Jost 2006; Chao *et al.* 2014). Estos valores tienen un orden de diversidad (q), que determina la importancia de la abundancia relativa de especies. La diversidad se calculó con tres valores de q : $q = 0$ ($^0 D$) que corresponde a la riqueza de especies; $q = 1$ ($^1 D$) el exponencial del índice de entropía de Shannon-Wiener y $q = 2$, ($^2 D$) el inverso del índice de diversidad de Simpson. Para ello se usó el programa iNEXT (Chao *et al.* 2016). Cuando $q = 0$, se determina la riqueza de especies, se contabilizan las especies sin considerar su abundancia relativa. Cuando $q = 1$, se contabiliza las especies en proporción a sus abundancias relativas y puede interpretarse como el número efectivo de especies

comunes en la comunidad. Cuando $q = 2$, las especies raras tienen poco peso sobre el valor, destacan los valores de las especies dominantes, se interpreta como el número efectivo de especies dominantes en la comunidad (Chao et al. 2014).

Curvas de rango-abundancia. Se elaboraron curvas de rango-abundancia (diversidad-dominancia) para cada zona siguiendo la metodología descrita por Feinsinger (2001). Este gráfico nos permite hacer comparaciones de la riqueza de especies (puntos en el gráfico), la uniformidad (pendiente), el número de especies raras (cola de la curva) y la abundancia relativa de cada especie (orden de la especie en el gráfico). Este tipo de curvas ha resultado ser de gran utilidad como una forma alternativa de comparar comunidades (Feinsinger, 2001).

Diversidad beta. Para comparar patrones en la composición y el recambio de especies entre las tres zonas, se utilizó un análisis de escala no métrica (NMDS) con el índice de disimilitud de Bray-Curtis. Para probar la existencia de diferencias significativas en la composición de especies entre las zonas se realizó un Análisis de varianza multivariante permutacional (PERMANOVA). Los análisis de NMDS y PERMANOVA se realizaron con el paquete Vegan en el software R (Team R Development Core 2012).

Resultados

Con un esfuerzo de muestreo total de 4 373 días-cámara, se obtuvieron un total de 1 719 registros independientes. Se registraron 26 especies de mamíferos medianos y grandes, agrupadas en siete órdenes y 14 familias. El orden mejor representado fue Carnivora ($n = 14$), seguido de Rodentia ($n = 4$) y los que tuvieron solo una especie fueron Cingulata, Pilosa y Lagomorpha (Cuadro 1). Los mamíferos con el mayor número de eventos independientes fueron *Dasyprocta mexicana* ($n = 377$) y *Dicotyles* spp. ($n = 339$),

las especies con menor número fueron *Caluromys derbianus*, *Potos flavus* y *Mustela frenata* (n = 2 en todos los casos; Cuadro 2-1).

La mayor cantidad de registros se obtuvieron en el bosque tropical perennifolio (n = 23), seguido del bosque tropical perennifolio perturbado (n = 20), en cambio, el bosque de pino (n = 9) y las áreas de agricultura (n = 1) registraron el menor número de especies (Fig. 2-2; Cuadro 2-1). La mayoría de las especies registradas son de hábitos omnívoros (n = 6) y carnívoros (n = 6), solo una especie pertenece al gremio de los insectívoros (Fig. 2-2; Cuadro 2-1).

Análisis de la diversidad de mamíferos medianos y grandes entre zonas

El número de especies registradas fue de 26 especies, para la zona en general, y para cada una de las zonas el número de especies registradas fue del 99% del predicho por la estimación de cobertura de la muestra (Cm). Según la eficiencia del muestreo, los datos resultan ser una muestra confiable de la diversidad de mamíferos medianos y grandes. La zona 1 fue donde se registraron más especies (n = 22), seguida de la Zona 2 (n = 20) mientras que la Zona 3 mostró el menor número de especies (n = 18; Cuadro 2-1). Las curvas de interpolación y extrapolación mostraron que no hay diferencias significativas en la riqueza de especies ($^0 D$) entre las tres zonas, debido a que sus intervalos de confianza se superpusieron (Fig. 2-3).

Los números de Hill mostraron una mayor diversidad en la Zona 1 seguido de la Zona 2 y al final la 3, si se considera solamente la riqueza de especies ($^0 D$); sin embargo, al incluir la abundancia de especies ($^1 D$) la diversidad de la Zona 3 (16.78 especies efectivas) es muy similar a la de la Zona 2 (16.63 especies efectivas). Si se consideran los valores de las especies dominantes ($^2 D$), se mantiene el patrón de la $^1 D$ (Fig. 2-4).

De acuerdo con las curvas de rango-abundancia, se observa una riqueza distinta entre sitios, así como una uniformidad distinta en el ensamble de mamíferos medianos y grandes; se observaron diferencias en la dominancia y en las especies raras en las tres zonas (Fig. 2-5). La especie dominante en la Zona 1 y 2 fue *Dicotyles* en tanto, en la Zona 3 fue *S. deppei*, la segunda especie dominante en la zona 1 y 2 fue *D. mexicana*, y la tercera *C. paca*, esta última fue la segunda especie dominante en la Zona 3. En las tres Zonas hay diversas especies raras, las últimas tres en cada son las siguientes. Para la Zona 1: *P. yaguarondi* *P. flavus*.y *M. frenata*; en la zona 2: *T. mexicana*, *P. lotor* y *G. vittata*; y para la zona 3: *P. flavus* *P. opossum* y *P. lotor* (Fig. 2-5).

Diversidad Beta

El número de especies compartidas entre las tres zonas fue de 15, en tanto, entre zonas, 1 y 2 comparten 17 especies y entre las zonas 2 y 3, y 1 y 3 comparten 16 especies. Las tres zonas presentan especies exclusivas, la Zona 1, cuatro especies (*Caluromys derbianus*, *Canis latrans*, *Galictis vittata* y *Procyon lotor*), la Zona 2, dos especies (*Mustela frenata* y *Potos flavus*), finalmente la Zona 3, una especie (*Bassariscus sumichrasti*) (Cuadro 2-1).

El PERMANOVA fue estadísticamente significativo ($R^2=0.02332$; $p=0.0424$) indicando que la composición de mamíferos de las tres zonas fue diferente (Fig. 2-6). En el NMDS se obtuvo un valor de estrés de 0.1820 lo que indica que la figura no es tan confiable para la interpretación (Kruskal, 1964).

Discusión

En este estudio utilizamos la información obtenida por monitores comunitarios durante cuatro años para estimar la riqueza de especies, la estructura de la comunidad, y

la diversidad alfa y beta de mamíferos medianos y grandes en tres zonas de La Chinantla, Oaxaca. Nuestro análisis incluyó 129 estaciones de fototrampeo y un esfuerzo de muestreo de 4 373 días/cámara. Con el monitoreo participativo se registraron 26 especies de mamíferos de tamaño medio y grande. Nuestros resultados muestran que existe una mayor diversidad en los bosques perennifolios de tierras bajas comparada con los bosques de transición y los bosques mesófilos de montaña. La estructura de los ensambles de mamíferos fueron diferentes en la dominancia de especies. Encontramos que las 26 especies en la zona de estudio, 16 se encuentran en las tres zonas, se observó una diferenciación significativa en la composición de mamíferos entre las tres zonas.

A pesar de que la Chinantla es una región reconocida por su biodiversidad (Arriaga *et al.*, 2000; Briones-Salas *et al.*, 2015; de Albuquerque *et al.*, 2015), no existía un estudio que haya evaluado a nivel regional la riqueza de mamíferos medianos y grandes. Existen estudios locales en donde se han registrado un número distinto de especies; por ejemplo, en Santiago Jocotepec y Ayoazintepec (12 especies; Alfaro *et al.* 2006), en San Miguel Soyaltepec (15 especies; Pérez-Irineo and Santos-Moreno 2012), y en Santiago Comaltepec (16 especies; Del Rio-García *et al.* 2014). También mediante entrevistas se han logrado registrar mamíferos en Cerro Mirador y San Mateo Yetla, (18 especies; Reyes 2010) y en Santiago Tlatepusco (26 mamíferos; Ibarra *et al.*, 2011). En el presente estudio, se registraron 26 especies, los cuales corresponden al 49% de las especies que habitan en todo el estado de Oaxaca (53 especies; (Briones-Salas *et al.*, 2015).

Briones-Salas *et al.* (2015) enlistan para la región 26 especies, de las cuales cinco no fueron registradas en este estudio: *Ateles geoffroyi*, *Sphiggurus mexicanus*, *Spilogale putorius*, *Tapirella bairdii* y *Urocyon cinereoargenteus*. La ausencia de estas especies en nuestro estudio no debe tomarse como extinciones locales, al menos para las dos primeras,

que son de hábitos arborícolas, por lo tanto, su registro en cámaras trampa es poco frecuente. En el caso del puerco espín, se tiene información actual de que el habita la región (Galindo-Aguilar *et al.*, 2019). El mono araña aún habita las zonas bajas (Ortiz-Martínez *et al.*, 2012). Por otro lado, del tapir se tienen registros por medio de entrevistas (Galindo-Aguilar, 2012), además de registros de huellas (Lira-Torres *et al.*, 2006). En el caso de la zorra gris la ausencia de esta especie en las listas se puede deber a que las cámaras fueron puestas en zonas de acahuales o bosques bien conservados y esta especie no tiende a ocupar estos espacios, más bien gusta de sitios abiertos y cercanos a poblaciones humanas (Harmsen *et al.*, 2019).

Considerando a las especies citadas por Briones- Salas *et al.* (2015) y las registradas en este trabajo, sumariamos un total de 33 especies para la región, lo que representa el 60.7% de la mastofauna de Oaxaca. Asimismo, la Chinantla destaca como una de las regiones con el mayor número de especies de mamíferos medianos y grandes en México y Centroamérica, solo por debajo de la selva Zoque, Oaxaca, México (n = 43; Lira-Torres *et al.* 2012) y del Parque Nacional Piedras Blancas en Costa Rica (n= 39; Landmann *et al.* 2008). Es notable que las ADVC de La Chinantla poseen mayor diversidad de especies que varios sitios con vegetación similar en México: la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán, 17 especies (Aranda *et al.*, 2012); Los Chimalapas, 20 especies (Lira-Torres & Briones-Salas, 2012); La Encrucijada, 19 (Hernández-Hernández *et al.*, 2018); La Selva Lacandona, 18 (Garmendia *et al.*, 2013) y Lagunas de Términos y Pantanos de Centla, 29 (Hidalgo-Mihart *et al.*, 2017). Estos resultados nos demuestran la importancia de la región para la conservación de los mamíferos medianos y grandes en México.

Diversidad alfa. Las diferencias entre la diversidad de mamíferos entre las tres zonas se pueden deber a que cada región está bajo una presión antropogénica distinta, más que por el tipo de vegetación, ya que, los bosques tropicales de zonas bajas y los bosques mesófilos de montaña contienen una diversidad de especies similar (Almazán-Núñez *et al.*, 2018; Ceballos & Oliva, 2005; Medellín & Equihua, 1998). La fragmentación puede ser una explicación a esta variación. En zonas aledañas a La Selva Lacandona se ha determinado que los parches de formas más complejas y más grandes, en particular aquellos rodeados por bosques secundarios, mantienen una mayor riqueza de mamíferos terrestres de tamaño medio y grande (Garmendia *et al.*, 2013). Otro factor podría ser la estructura de la vegetación, en los bosques secundarios maduros la riqueza de mamíferos aumenta, mientras que en los bosques secundarios jóvenes la riqueza es menor y está representada por los mamíferos medianos, principalmente los insectívoros y omnívoros (Brindis-Badillo, 2016).

Cabe destacar que las especies que no se registraron en alguna de las zonas son aquellas que regularmente no son captadas en las cámaras trampa, por lo que no podríamos decir que están ausentes en la zona. Tal es el caso de *C. debianus*, *T. mexicana*, *B. sumischrasti*, *G. vittata*, *P. lotor*, *L. wieddi*, *M. frenata*, *P. flavus*, *P. yagouaroundi*. En tanto, el hecho de que *M. temama* tuviera pocos registros es inusual, ya que es un cérvido registrado comúnmente en cámaras trampa (Romero-Calderón *et al.*, 2021), cabe señalar que esta especie es comúnmente cazada con fines alimenticios o por dañar los cultivos (Ibarra *et al.* 2011, Galindo-Aguilar, 2012); por lo tanto su ausencia en las cámaras trampa quizás nos esté indicando sobrexplotación de la especie en esta zona. Con respecto a *P. opossum* es una especie que presenta pocos registros en los estudios con cámaras trampa (Meyer *et al.*, 2015), quizás debido a su pequeño tamaño y hábitos arbóreos (Srbek-Araujo, A. C., & Chiarello, 2005).

Curvas de rango-abundancia. Las especies más dominantes en la zona uno y dos, fueron *D. mexicana* y *C. paca*, las cuales son comunes en los bosques tropicales bien conservados y zonas con cierto grado de perturbación humana (Gallina, S., & González-Romero, 2018; Pozo-Montuy *et al.*, 2019). *D. mexicana* parece ser más afectada por las actividades humanas, ya que no se registra en zonas con remanentes de bosque tropical a diferencia de *C. paca* (Gallina y Gonzales-Romero, 2018). Es posible que la mayor disponibilidad de alimento en zonas perturbadas beneficie el crecimiento poblacional de ambas especies, pero hasta cierto grado; ya que también se ha demostrado que ambas especies prefieren las zonas conservadas (Briones-Salas & Lira-Torres, 2011). *D. mexicana* puede vivir en ambientes con cierto grado de perturbación, pero aun cuando hay hábitat si la presión de caza es muy fuerte y la zona en que vive está aislada no logra sobrevivir a diferencia de *C. paca* (Gallina y Gonzales-Romero, 2018). En la zona tres, *D. mexicana* no fue una especie dominante debido a que el tipo de vegetación presente ahí es en su mayoría bosque mesófilo de montaña, en altitudes mayores a 1 000 msnm, estas zonas no son habitadas por esta especie (Salazar-Ortiz *et al.*, 2020). En cambio *C. paca* es una especie que habita en más amplios rangos altitudinales y tipos de vegetación como bosques de pino-encino (Botello *et al.*, 2005; Padilla-Gómez *et al.*, 2019), por lo tanto se esperaba su registro y dominancia.

Diversidad beta. La composición de mamíferos medianos y grandes es distinta entre zonas, esto se debe a que cada una de ellas presentan un gradiente altitudinal y tipo de vegetación distinto. Si bien, los mamíferos medianos y grandes que habitan los BTP también lo hacen en los BMM (Briones-Salas *et al.*, 2015; Ceballos & Oliva, 2005), hay algunos de ellos que prefieren ciertas altitudes; por ejemplo, *E. barbara* y *G. vittata*

prefieren zonas bajas (Bornholdt *et al.*, 2013; Braga Lima *et al.*, 2020). También hay especies que prefieren zonas con cierta perturbación humana como cafetales (García Burgos *et al.*, 2014), es por ello que la composición tuvo diferencias entre zonas y por lo tanto, considerar a las ADVC de la Chinantla como una reserva archipiélago ayudaría a proteger la diversidad de mamíferos medianos y grandes.

Ventajas, limitaciones y recomendaciones para el monitoreo participativo de la CONANP. La incorporación de la gente local en los monitoreos ha tenido auge en los últimos años y tiene ventajas importantes sobre los monitoreos tradicionales, ya que los dueños del territorio tienen amplios conocimientos sobre el mismo, así como de los mamíferos medianos y grandes ya que son utilizados por ellos con distintos fines, entre ellos: alimenticio, económico, religioso, etc. (Naranjo *et al.*, 2004; Ojasti, 1993). Sin embargo, cuando no existe una pregunta biológica/hipótesis de investigación específica, no se lleva a cabo un diseño de muestreo adecuado, y por lo tanto, los datos recabados pueden no ser tan útiles para la toma de decisiones. Quizás este sea el caso del monitoreo participativo llevado a cabo por la CONANP ya que ellos tienen un objetivo más amplio y ambicioso: llevar a cabo estudios que sirvan para la planeación, programación y evaluación de acciones para el desarrollo sostenible de las localidades (CONANP, 2020). Por lo que se sugiere que se tengan monitoreos estandarizados, incluso la CONANP ha hecho hincapié en la homologación de protocolos de monitoreo, además de que se requiere que en las comunidades en donde se ha iniciado el monitoreo se le dé continuidad para poder generar datos que cumplan con los supuestos que se requieren para hacer estimaciones poblacionales de las especies y de esta manera poder definir acciones que beneficien la conservación de los mamíferos. En los reportes de la CONANP se ha indicado que los datos obtenidos con cámaras trampa no son capaces de darnos

estimaciones de las poblaciones de animales (CONANP, 2020). Sin embargo, si los datos obtenidos hasta ahora se sistematizan son capaces de darnos una línea base aportando información valiosa al conocimiento científico de la zona. La labor que los monitores comunitarios realizan es muy valiosa, ya que mediante su conocimiento tradicional obtienen datos con mayor facilidad que la pudiera realizar un académico o estudiante que no conoce el territorio, ni los rastros o datos de actividades que realizan los mamíferos. La comparación entre el monitoreo científico y comunitario y las propuestas para mejorar ambos tienen que ver con el diseño metodológico, los propósitos, las ventajas, las limitaciones y la importancia práctica (Ver Cuadro 2-2).

Homologar el método para realizar monitoreo comunitario en ADVC traería importantes aportes al conocimiento científico de los mamíferos medianos y grandes, y de otros grupos en general, ya que estas áreas están distribuidas en todo el país, aunque en su mayoría se ubican en el sur de México. Son cada más las ADVC que se unen a la certificación en comparación con las ANP declaradas por el gobierno mexicano. Si bien el tamaño del área es relativamente pequeño, la cercanía entre ellas podría funcionar como reservas archipiélago, sobre todo en la región del sur del país, en donde el tipo de agricultura que practican permite mantener mosaicos de vegetación en los que diversos mamíferos encuentran refugio y alimento.

Conclusiones

La información obtenida mediante cámaras trampa por monitores comunitarios, una vez sistematizada, nos permitió analizar la riqueza y diversidad de los mamíferos medianos y grandes. Esta información aporta una línea base y puede ser útil no solo a los pobladores locales, quienes pueden ver en perspectiva regional lo que tienen en sus predios comunales, sino para la comunidad científica y los tomadores de decisiones. Esta

investigación ratifica que La Chinantla es una de las zonas con mayor riqueza de mamíferos medianos y grandes en el país, presenta especies de importancia ecológica en todos sus pisos altitudinales, como es el caso de *P. onca*, además de diversas especies que se encuentran en algún estatus de protección. Se recomienda trabajar en el diseño de protocolos para que el monitoreo comunitario considere criterios para la ubicación y tiempo en el uso de las cámaras, a fin de que puedan proveer información sobre el estado de las poblaciones de mamíferos.

Agradecimientos

Al Programa de Conservación para el Desarrollo Sostenible (PROCODES) de la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP). El proyecto fue parcialmente apoyado por la Secretaría de Investigación y Posgrado (SIP: 20211075) del Instituto Politécnico Nacional. Agradecemos a Mario C. Lavariega por los comentarios al manuscrito. REGA agradece la beca del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología de México (CONACYT; beca No. 285671). J.R.S.L agradece a la Cátedra CONACYT (investigador No. 1640; proyecto No. 1781). MB-S agradece a la Comisión de Operación y Fomento a las Actividades Académicas (COFAA) y al Programa de Estímulos al Desempeño a la Investigación (EDI) y al Instituto Politécnico Nacional, así como al Sistema Nacional de Investigadores (SNI) por su apoyo y reconocimiento.

<i>Tamandua mexicana</i>	I	5	0	2	1, 2, 3, 6	BMM, BTPP, PAZ	96-1717	P		LC
Rodentia										
Sciuridae										
<i>Sciurus aureogaster</i>	H	11	1	2	1, 2, 5, 6	BMM, BTP	93-1007			
<i>Sciurus depeii</i>	F	2	32	49	1, 3, 5, 6	BMM, BP, BTP, BTPP, ZU	176-1889			
Agoutidae										
<i>Dasyprocta mexicana</i>	H	301	61	15	1, 2, 3, 4, 5, 6	AGR, BTP, BTPP, PAZ, ZU	74-1377			CR
Cuniculidae										
<i>Cuniculus paca</i>	H	113	53	29	1, 2, 3, 4, 5, 6	BMM, BP, BTP, BTPP, PAZ, ZU	74-1763			
Lagomorpha										
Leporidae										
<i>Sylvilagus floridanus</i>	H	56	6	1	2, 3, 4, 5, 6	BTP, BTPP, PAZ	96-1319			LC
Carnívora										
Felidae										
<i>Leopardus pardalis</i>	C	52	11	4	1, 3, 6	BMM, BP, BTP, BTPP, PAZ	77-1319	P	I	LC
<i>Leopardus wiedii</i>	C	3	4	18	1, 3	BMM, BP, BTP, BTPP, ZU	293-1889	P	I	NT
<i>Herpailurus jagouaroundi</i>	C	0	5	1	1,3	BMM, BTPP	416-1889	A	I	LC
<i>Puma concolor</i>	C	44	9	13	1, 3, 6	BMM, BP, BTP, BTPP, PAZ	99-1889			
<i>Panthera onca</i>	C	51	6	5	1, 3, 6	BMM, BP, BTP, BTPP, PAZ	84-1763	P	I	NT

Canidae									
<i>Canis latrans</i>	O	17	0	0	2,6	BTP, BTPP, PAZ	96-339		LC
Mustelidae									
<i>Eira barbara</i>	O	14	7	3	1, 3, 5, 6	BMM, BP, BTP, BTPP, PAZ	101-1717	P	LC
<i>Galictis vittata</i>	O	3	0	0	3, 5	BTP, BTPP	125	A	LC
<i>Mustela frenata</i>	C	0	2	0	1, 3	BTP	585-687		
Mephitidae									
<i>Conepatus semistriatus</i>	O	3	4	0	1, 3, 5, 6	BTP, BTPP	128-737	Pr	LC
Procyonidae									
<i>Potos flavus</i>	F	0	2	0	3	BTP	436	Pr	LC
<i>Bassariscus sumichrasti</i>	O	0	0	3	1	BMM	1635-1889	Pr	LC
<i>Nassua narica</i>	O	30	45	15	1, 3, 5, 6	BMM, BP, BTP, BTPP, PAZ, ZU	99-1488		
<i>Procyon lotor</i>	O	27	0	0	1, 4, 5, 6	BTP	74-395		
Artiodactyla									
Tayassuidae									
<i>Dicotyles tajacu</i>	H-F	298	34	1	1, 3, 5, 6	BMM, BTP, BTPP, PAZ	77-1889		
Cervidae									
<i>Mazama temama</i>	H	6	24	4	1, 3, 5	BMM, BP, BTP, BTPP, PAZ, ZU	77-1488		LC

CUADRO 2-2. CUADRO COMPARATIVO ENTRE EL MONITOREO CIENTÍFICO Y PARTICIPATIVO Y PROPUESTAS PARA MEJORAR AMBOS.

	Monitoreo científico	Monitoreo participativo	Propuesta para mejorar ambos
Diseño Metodológico	Sistemático	Oportunista	Generar una pregunta de investigación entre los distintos actores (pobladores locales, académicos, instancias de gobierno) basada en las necesidades de la comunidad para hacer un diseño de muestreo adecuado.
Propósitos	Obtener una respuesta a una pregunta o hipótesis científica	Conocer las especies que habitan la región	Ponerse de acuerdo para plantearse un objetivo que satisfaga las necesidades de todos los actores
Ventajas	Muestreo sistemático que permite hacer evaluaciones de las poblaciones de mamíferos como: abundancia y densidad	Aprovecha los conocimientos ecológicos tradicionales	Combinar las fortalezas de ambos métodos para obtener información robusta que permite un análisis eficaz de los datos y de esta manera lograr una mejor toma de decisiones
Limitaciones	Se requiere de una inversión económica alta para la compra de equipo: cámaras trampa, pilas, gps.	No es sistemático, por lo que limita el uso de la información	Aprovechar que en algunas comunidades ya se cuenta con equipo para la toma de datos y que los propios pobladores

	También de recursos humanos para la colocación.	para modelaje ecológico y análisis estadístico	podrían, por medio de tequio, hacer el monitoreo sin un costo. Sistematizar el monitoreo
	El financiamiento se acaba		
Importancia práctica	Ayuda al modelaje	Entusiasmo a actores locales Involucra/genera dialogo Aprendizajes sociales	Socializar los beneficios de hacer un monitoreo sistematizado con los pobladores locales. Conociendo el estado de las poblaciones de los mamíferos se puede determinar cuáles aprovechar, o, si tienen especies carismáticas estas pueden funcionar para gestionar recursos que beneficien a la población, la implementación de un sello verde sobre lo que ellos producen es una opción.

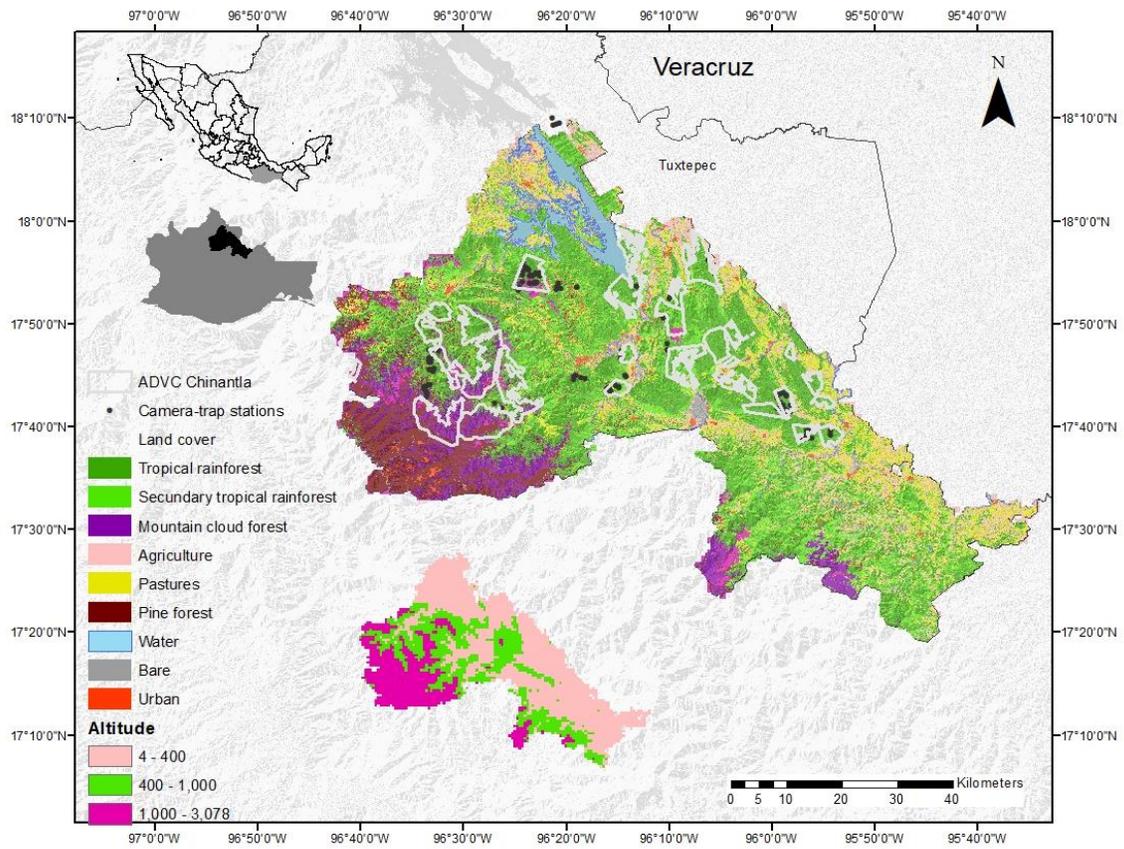


FIGURA 2-1. UBICACIÓN GEOGRÁFICA, ALTITUD Y TIPOS DE VEGETACIÓN DE LA CHINANTLA, AL NORTE DE OAXACA, MÉXICO.

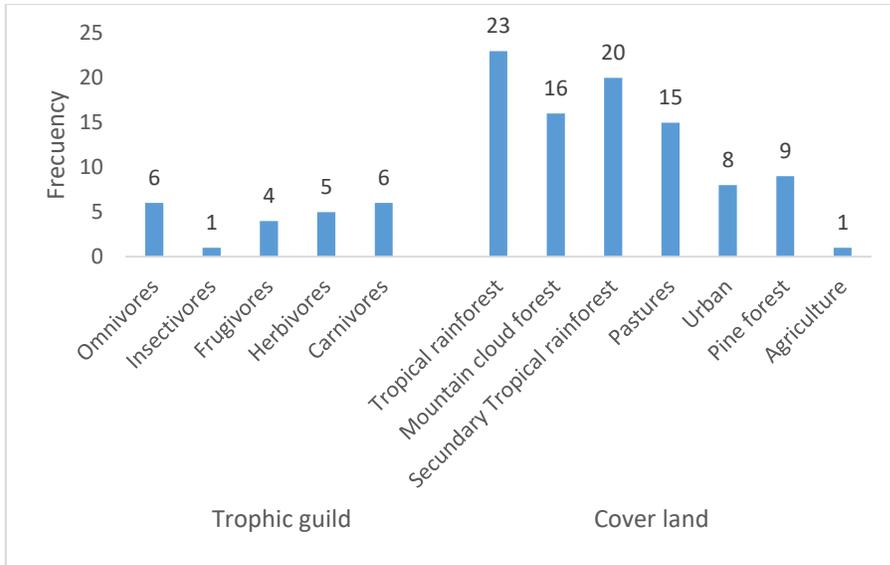


FIGURA 2-2. FRECUENCIA DE LOS GREMIOS TRÓFICOS Y TIPOS DE VEGETACIÓN EN LOS QUE SE REGISTRARON LOS MAMÍFEROS MEDIANOS Y GRANDES EN LA CHINANTLA, OAXACA.

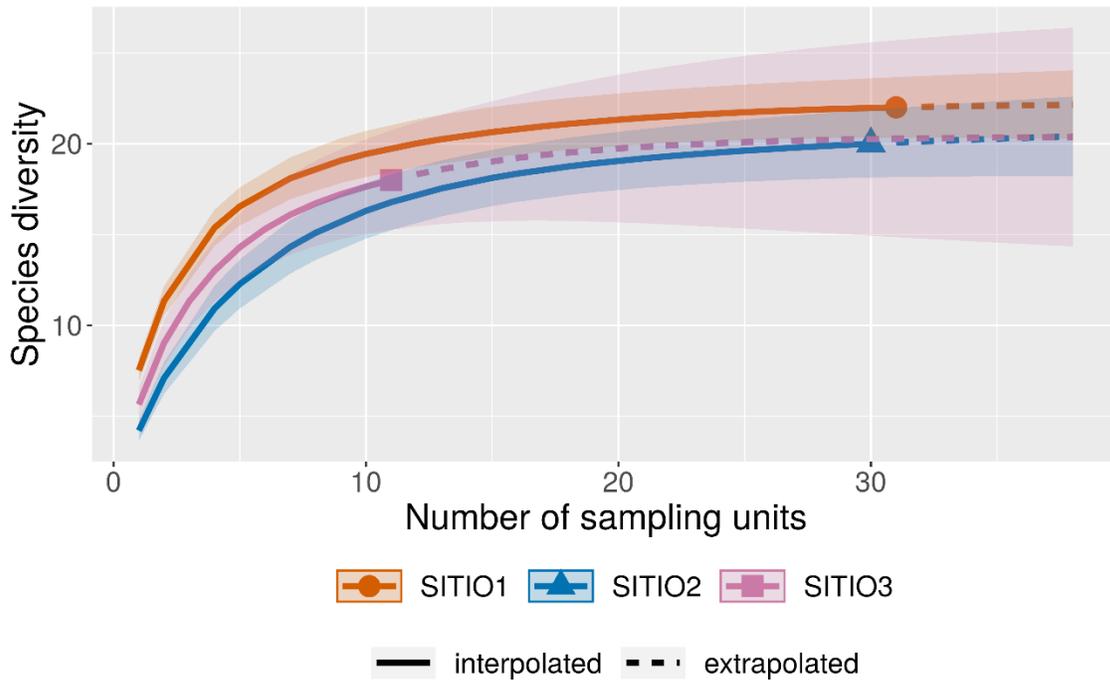


FIGURA 2-3. CURVAS DE INTERPOLACIÓN-EXTRAPOLACIÓN DE ESPECIES LOS MAMÍFEROS MEDIANOS Y GRANDES DE LA CHINANTLA, MÉXICO. LAS LÍNEAS CONTINUAS CORRESPONDEN A LA INTERPOLACIÓN DE LA RIQUEZA REGISTRADA EN LA CHINANTLA Y EN LAS 3 ZONAS DE ESTUDIO Y LAS LÍNEAS DISCONTINUAS SON MODELOS DE

EXTRAPOLACIÓN PARA UN NÚMERO CRECIENTE DE INDIVIDUOS. LAS ÁREAS SOMBRADAS INDICAN LOS INTERVALOS DE CONFIANZA DEL 95%.

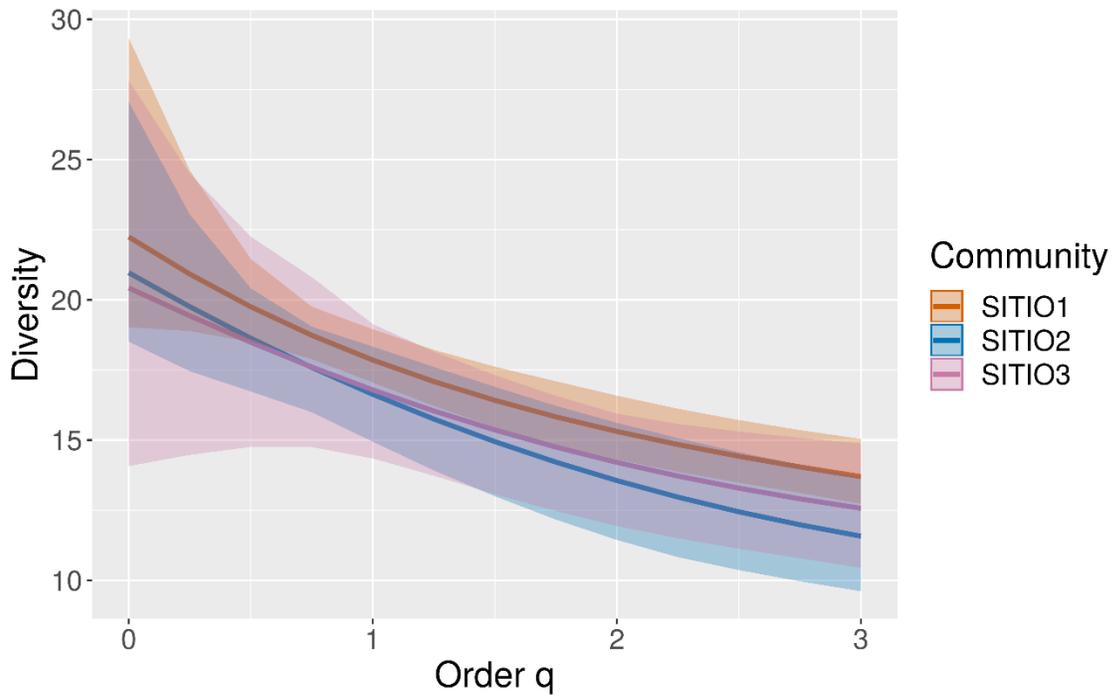


FIGURA 2-4. DIVERSIDAD DE ACUERDO CON LOS NÚMEROS DE HILL DE LAS TRES ZONAS DE LA CHINANTLA, MÉXICO.

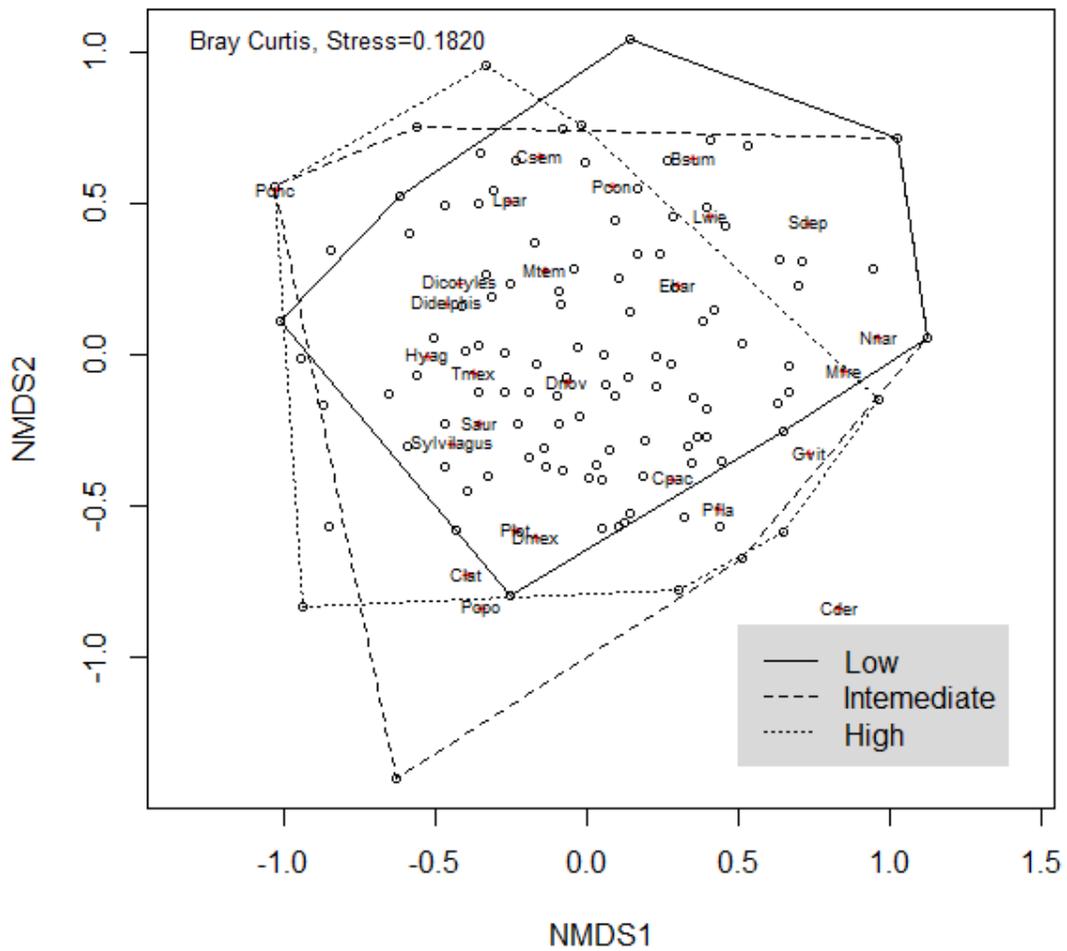


FIGURA 2-6. ANÁLISIS NMDS DISIMILITUD DE ESPECIES DE MAMÍFEROS MEDIANOS Y GRANDES EN TRES ZONAS DE LA CHINANTLA, OAXACA, MÉXICO.

ANEXO 2-1. NÚMERO DE ESTACIONES DE FOTOTRAMPEO Y EVENTOS INDEPENDIENTES (ENTRE PARÉNTESIS) EN COMUNIDADES (PARTES) DE LAS TRES ZONAS DE ESTUDIO DE LA CHINANTLA, OAXACA.

Comunidad	Municipio	Total
ZONA 1		
Cerro Tepezcuinte	San Miguel Soyaltepec	4 (30)
Emiliano Zapata	Santa María Jacatepec	5 (70)
Leyes de Reforma	San José Chiltepec	2 (32)
Luis Echeverría	Santiago Jocotepec	10 (97)
Monte Negro	San Juan Bautista Valle Nacional	3 (40)
Paso de San Jacobo	Santiago Jocotepec	2 (18)
Paso Nuevo La Hamaca	San Juan Bautista Valle Nacional	5 (15)
San Cristóbal La Vega	San Juan Bautista Valle Nacional	2 (21)
San Mateo Yetla	San Juan Bautista Valle Nacional	5 (50)
Soledad Vista Hermosa	Santiago Jocotepec	23 (766)
ZONA 2		
Cerro Concha	Santa María Jacatepec	1 (11)
Cerro Mirador	San Juan Bautista Valle Nacional	14 (35)
Monte Negro	San Juan Bautista Valle Nacional	9 (73)
Nopalera del Rosario	San Juan Bautista Valle Nacional	1 (6)
Rancho Faisán	San Juan Bautista Valle Nacional	1 (3)
San Antonio del Barrio	San Felipe Usila	14 (159)
San Mateo Yetla	San Juan Bautista Valle Nacional	1 (8)
San Rafael Agua Pescadito	San Juan Bautista Valle Nacional	2 (14)
Vega de Sol	Santa María Jacatepec	2 (21)
ZONA 3		
Cerro Mirador	San Juan Bautista Valle Nacional	11 (55)

Nopalera del Rosario	San Juan Bautista Valle Nacional	1 (3)
San Antonio del Barrio	San Felipe Usila	2 (24)
Santa Cruz Tepetotutla	San Felipe Usila	9 (167)

Capítulo 3 . Spatiotemporal interactions of predators and prey of a neotropical mammal community in southern Mexico

Co-ocurrencia espacio-temporal de depredadores y presas en una comunidad de mamíferos neotropicales en el sur de México

Título corto : Co-ocurrencias espacio-temporales en depredador y presa

Palabras clave o frases : Evitación de la depredación, bootstrap, región Chinantla, redes ecológicas, ecología del miedo, ecología de forrajeo, grandes carnívoros, sistema depredador-presa.

Resumen

El estudio de las interacciones depredador-presa es uno de los temas centrales de la ecología debido a su importancia como mecanismo clave en la estructuración de comunidades bióticas. En los sistemas depredador-presa, los comportamientos de persecución y evasión impactan tanto en la dinámica del ecosistema como las interacciones tróficas. Nuestro objetivo fue analizar las co-ocurrencias espacio-temporales entre presas y depredadores en una comunidad de mamíferos de tamaño mediano y grande en el sur de México. Predecimos que las presas evitarán los sitios por donde pasó un depredador anteriormente. Por el contrario, esperamos un comportamiento de búsqueda por parte de los depredadores y una sincronización en los patrones de actividad entre ellos. Encontramos que la presa no ocurre ni en el tiempo ni en el espacio por donde han pasado los depredadores, lo que sugiere un comportamiento de evitación. Contrariamente a nuestras expectativas, no encontramos comportamientos de búsqueda significativos de depredadores a presas. La sincronización en la superposición temporal diaria entre depredadores fue mayor ($\Delta = 0,77-0,82$) que con sus presas ($\Delta = 0,43 - 0,81$). Los resultados sugieren que la presa percibe el riesgo de depredación y muestra un comportamiento de evitación tanto espacial como temporalmente, lo que es

consistente con la teoría del miedo. Este estudio proporciona un enfoque complementario para comprender el mecanismo de comportamiento entre depredadores y presas a través de cámaras trampa o datos similares de co-ocurrencias espacio-temporales.

Introducción

Los sistemas depredador-presa han recibido una atención considerable debido a su importancia en el flujo de energía, la configuración de las comunidades y la dinámica de los ecosistemas (Clinchy et al. 2012, Peckarsky et al. 2008, Preisser et al. 2005, Preisser & Bolnick 2008). En tales sistemas, las presas desarrollan mecanismos de comportamiento, tales como, cambios en los movimientos y los patrones de forrajeo, con el fin de evitar activamente la depredación y por lo tanto, sobrevivir (Brown 2019, Clinchy et al. 2012, Endler 1986, Preisser et al. 2005). Las presas pueden detectar las señales dejadas por los depredadores, que pueden incluir rociar orina, raspaduras, llamadas y olores dejados durante la defensa del territorio y las caminatas de forrajeo (Palomares et al.2018, Rabinowitz & Nottingham 1986).

Cuando la presa percibe el riesgo de depredación en sus áreas de alimentación o áreas de distribución, se produce un "paisaje de miedo", por lo que se evitan lugares o momentos potencialmente peligrosos (Brown 2019, Clinchy et al. 2012, Laundré et al. 2010). En estas situaciones, las presas deben lidiar con las compensaciones entre el riesgo de depredación y el consumo de alimentos suficientes y de calidad (Bouskila & Blumstein 1992, Gaynor et al. 2019, Lima & Dill 1990, Smith et al. 2019, Suselbeek et al. 2019, Lima & Dill 1990, Smith et al. 2019, Suselbeek et al. al. 2014). Desde el punto de vista de los depredadores, existe un "paisaje de oportunidades", y los cambios en la densidad de presas obligarán a los depredadores a trasladarse a las áreas donde se encuentra la presa, a fin de aumentar la tasa de encuentros, depredación y consumo (Gaynor et al. 2019).

Además del esfuerzo de buscar presas, las especies depredadoras deben lidiar con los competidores (Chase et al. 2002, Kotler & Holt 1989). El principio de exclusión competitiva propone que cuando especies similares utilizan recursos, es decir, dimensiones de nicho (por ejemplo, espacio, alimento y tiempo) de manera similar, una de ellas debe segregarse para lograr la coexistencia (Hardin, 1960). Se ha observado en felinos neotropicales, por ejemplo, que las especies más pequeñas -subordinadas- son propensas a segregarse en el tiempo (Di Bitetti et al. 2010, Scognamillo et al. 2003), en los hábitos de alimentación (Chinchilla 1997, Foster et al. 2010, Giordano et al. 2018, Novack et al. 2005) o el espacio (Harmsen et al. 2009, Massara et al. 2018) a especies dominantes, con el fin de evitar la confrontación o incluso la depredación (de Oliveira & Pereira 2014). Por lo tanto, las especies depredadoras han desarrollado comportamientos y rasgos de evitación para coexistir dentro de las comunidades (Monterroso et al. 2020).

Los comportamientos de búsqueda y evitación de depredadores y presas, respectivamente, o la evitación entre especies de depredadores pueden ser específicos de la especie y variar en múltiples escalas espacio-temporales, por lo tanto, se requieren diferentes enfoques para estudiarlos (Gaynor et al. 2019, Niedballa et al. 2019). La cámara trampa ha sido un método eficaz para estudiar los aspectos ecológicos de las aves y los mamíferos que habitan en el suelo, lo que permite registrar una gran cantidad de datos con muy poca interferencia en el comportamiento de la especie (O'Connell et al. 2010). Una de las líneas de investigación que se lleva a cabo con esta técnica es sobre los procesos subyacentes a la coexistencia de especies en las dimensiones temporal y espacial (Burton et al. 2012, Sollmann 2018). Por ejemplo, en la dimensión espacial, los enfoques para identificar la segregación espacial entre depredadores y presas han utilizado modelos de ocupación; han descubierto que la abundancia de presas se asocia positivamente con la presencia espacial de depredadores (por ejemplo, Burton et al. 2012, Rich et al. 2016, Sollman et al. 2012,). En la dimensión temporal,

la superposición temporal de la actividad diaria entre pares de especies se ha medido ajustando modelos circulares a los datos obtenidos con los datos de las cámaras trampa (Sollmann 2018). Con este enfoque, se ha observado que los depredadores ajustan sus horarios de actividad diaria a los de su presa principal (Foster et al. 2013, Herrera et al. 2018, Sollmann 2018), mientras que la presa intenta evitar los momentos pico de actividad de los depredadores. (Suselbeek et al. 2014). Otros estudios han integrado tanto los modelos de ocupación como el solapamiento temporal, para medir la segregación espacial y temporal entre especies, respectivamente, mostrando en general, que cuando existe un alto solapamiento en una de las dos dimensiones (espacio o tiempo) en la otra dimensión, se produce segregación (Carter et al. 2015, Gutiérrez-González & López-González 2017, Pudyatmoko 2019, Yang et al. 2018). Dichos estudios han mejorado la comprensión de los mecanismos reguladores de los sistemas depredador-presa.

Algunos estudios han investigado los intervalos de tiempo entre las co-ocurrencias de depredadores y presas o entre competidores observados en encuestas con cámaras trampa para explorar la evitación espacio-temporal y la búsqueda para inferir mecanismos de comportamiento que permitan su coexistencia (Sollmann 2018). Parsons et al. (2016) calcularon intervalos de tiempo entre eventos de presa con y sin la ocurrencia de un depredador, encontrando que las especies de presas evitan temporalmente a los coyotes (*Canis latrans*), perros (*Canis lupus familiaris*) y humanos, pero no los sitios donde coexisten. Karanth et al. (2017) compararon los tiempos entre eventos de pares de especies con intervalos aleatorios, y encontraron que el dhole (*Cuon alpinus*), el leopardo (*Panthera pardus*) y el tigre (*Panthera tigris*) mostraron una mayor superposición espacial y temporal cuando las densidades de presas eran bajas, mientras que en combinación la superposición espacio-temporal fue mínima.

En este trabajo, utilizamos matrices tridimensionales y redes ecológicas para inferir comportamientos de búsqueda y evitación entre depredadores y presas en una comunidad de mamíferos de tamaño mediano y grande en una región tropical del sur de México. En la región, *Panthera onca* (jaguar), *Puma concolor* (puma) y *Leopardus pardalis* (ocelote) son los depredadores ápice que tienen un fuerte impacto en las especies de mamíferos herbívoros, dispersores de semillas y frugívoros. *P. onca* y *P. concolor* en México tienen la mayor superposición en el nicho dietético (Gómez-Ortiz et al. 2015), se alimentan principalmente de *Odocoileus virginianus* (venado cola blanca), *Mazama temama* (temazate), *Dicotyles* spp. (pecarí de collar), *Dasypus novemcinctus* (armadillo de nueve bandas), *Nasua narica* (coatí), *Procyon lotor* (mapache), *Cuniculus paca* (tepezcuintle), *Didelphis* spp. (tlacuache) y *Sylvilagus* spp. (conejo) (Aranda & Sánchez-Cordero 1996, Ávila-Nájera et al. 2018, Cruz et al. 2021, Gómez-Ortiz et al. 2015, Rueda et al. 2013). En contraste, el solapamiento de la dieta entre *P. concolor* o *P. onca* y *L. pardalis* han sido moderados (Gómez-Ortiz et al. 2015). El ocelote basaba sus hábitos de alimentación en pequeños vertebrados, ocasionalmente se alimentaba de especies de tamaño mediano como *D. novemcinctus* y *Sylvilagus* spp., que son importantes por la biomasa que representan (Cruz et al. 2021, Gómez-Ortiz et al. 2015).

Los objetivos de este trabajo fueron: 1) analizar la co-ocurrencia espacio-temporal entre presas y depredadores y entre depredadores; y 2) analizar la superposición de patrones de actividad diaria entre pares de especies. Planteamos la hipótesis de que las presas evitarían a los depredadores en las dimensiones espacial y temporal, como una estrategia para minimizar el riesgo de depredación (Gaynor et al. 2019). A su vez, predecimos que los depredadores se encontrarán en sitios donde anteriormente ocurrieron presas potenciales, siguiendo un comportamiento de búsqueda (Endler 1986). Además, asumimos que los depredadores sincronizan su actividad con la de sus presas (Carrillo et al. 2009, Foster et al. 2013, Herrera et al. 2018). Finalmente, suponemos un comportamiento de evitación espacio-temporal de

especies subordinadas para facilitar la coexistencia (Amarasekare 2003) debido a que se ha observado que grandes depredadores, como *P. onca*, *P. concolor* y *L. pardalis*, presentan una similitud en la dieta baja o moderada donde coexisten (Chinchilla, 1997, Foster et al.2010, Giordano et al. 2018, Novack et al.2005), y entre ellos se había reportado depredación intragremio (de Oliveira & Pereira, 2014).

Sitio de Estudio

El estudio se realizó en la Chinantla, región ubicada al norte del estado de Oaxaca, sur de México (17.317 y 18.164 N y -95.567 y -96.699 W, Fig. 3-1), el cual tiene una topografía heterogénea, con un rango de elevación de 50 a 3,100 m (Van Der Wal 1999).El clima es cálido y húmedo en las tierras bajas y templado húmedo en las tierras altas (INEGI 2000). Esta región es reconocida como hiper-lluviosa porque la precipitación anual alcanza los 4.500 mm (Meave et al. 2006). La vegetación natural incluye selva tropical, bosque nuboso montano y bosque de pino-encino (INEGI 2015). La región de Chinantla tiene la tercera selva tropical más grande de México (CONANP 2005). La tenencia de la tierra es principalmente comunal, seguida de los ejidos (un sistema de tenencia de la tierra comunal) y la propiedad privada; existen áreas designadas voluntariamente para la conservación (ADVC), de iniciativa social pero con reconocimiento gubernamental, que protegen 58,765,785 ha de bosques conservados (CONANP-Oficina Chinantla, 2019; Fig.1).

Métodos

Recopilación de datos

Entre 2011 y 2014, se instalaron 129 estaciones de cámaras trampa en la región de Chinantla. Los muestreos con cámara trampa se realizaron en alianza con comunidades indígenas y representantes de la Comisión Nacional de Áreas Protegidas (CONANP) en 18 comunidades

con Áreas de Conservación Voluntaria (Luis-Santiago & Duran, 2020). Los sitios para las estaciones de cámaras trampa se seleccionaron en función de la presencia de evidencia de vida silvestre (Swann et al. 2011). Las cámaras se colocaron a una altura de 30-40 cm sobre el suelo, se probaron para verificar su correcto funcionamiento, y se programaron para que funcionen las 24 horas y con el tiempo mínimo de demora entre fotografías de entre 1 y 5 minutos, según la modelo de cámara; se tuvo cuidado de no utilizar el horario de verano. Cada una de las estaciones fue georreferenciada. Las cámaras trampa utilizadas fueron de las marcas Bushnell (n = 98), Moultrie (n = 26), Wildview (n = 3), Ltl Acorn (n = 2) y Stealth Cam (n = 1). El tiempo mínimo de funcionamiento de las cámaras fue de 2 días y el tiempo máximo de 132 días, con una media de 34,7 días y una desviación estándar (DE) de 28,91 días. Dado que las cámaras no se colocaron simultáneamente en cada una de las ubicaciones, no hubo datos duplicados. En promedio, cinco cámaras trabajaron simultáneamente (SD 2,65 días), con una distancia mínima de 2,98 km, una máxima de 33,08 km y una media de 18,94 km (SD 12,74 km; consultar la Tabla S1 y la Fig. S1 para obtener más detalles). Se usaron los registros de 11 especies de mamíferos terrestres consideradas presas potenciales de los tres principales depredadores de la región, *P. concolor*, *P. onca* y *L. pardalis*. La nomenclatura de especies sigue a Ramírez-Pulido et al. (2014) trabajo. Debido a que en la región existen dos especies de pecaríes de collar (*Dicotyles crassus* y *D. angulatus*), y para determinar la especie es necesario ver la coloración del cráneo y del pelaje, decidimos usar de manera conservadora *Dycoteles* spp. (Ramírez-Pulido et al. 2014).

Análisis de los datos

El análisis de los intervalos de tiempo entre la ocurrencia de depredadores y presas se abordó espacial y temporalmente, siguiendo el modelo de Niedballa et al. (2019), en el que se asume que la especie A no se ve afectada por la especie B, mientras que la especie B tiene dos posibilidades para evitar la interacción con la especie A, la ausencia o el cambio en sus picos

de actividad. Además, consideramos atracción, en la que la especie A se siente atraída por la especie B (comportamiento de búsqueda).

Co-ocurrencia espacio-temporal de depredadores y presas

Analizamos los intervalos de tiempo entre la aparición de parejas de especies (depredador-presa y depredador-depredador; Karanth et al. 2017). El día en que las especies fueron observadas por las cámara-trampa se utilizó para construir una matriz tridimensional que está formada por 14 matrices bidimensionales de tamaño 1492 x 129. Cada matriz bidimensional corresponde a una especie observada, cuyas filas son los días, y sus columnas son las estaciones de cámaras trampa. Cada matriz bidimensional A satisface que la entrada $A_{ij} = 1$ or $A_{ij} = 0$, dependiendo de si la especie fue observada o no en un día determinado i y una cierta estación j respectivamente, en otras palabras, A es una matriz de presencia/ausencia. Al sumar las matrices bidimensionales A y B asociadas de las especies e_A y e_B , respectivamente, obtendremos un valor de 2 en las apariciones simultáneas, es decir, ambas especies ocurrieron en la misma estación el mismo día, $(A + B)_{ij} = A_{ij} + B_{ij}$. A este paso lo llamamos coincidencia especies e_A versus especies e_B . Repetimos el procedimiento moviendo las matrices de 1 a 20 días para determinar en qué días en una estación fija, una especie e_A (p. Ej. depredador) pasa detrás de otra especie e_B (p. Ej. presa). Elegimos 20 días porque es el tiempo máximo que permanece un olor felino (Smith *et al.* 1989). Llamamos asociaciones a la presencia de una especie e_A en cierta estación en cierto día x y la presencia de la especie e_B en la misma estación el día $x + k$, donde k es un único valor de 0 a 20. Utilizando la frecuencia absoluta, es decir, el número de asociaciones totales en cada uno de los 21 días estudiados (el mismo días más 20 días de intervalos de tiempo), se construyó un

archivo especie-especie indicando la asociación de cada especie e_A con cada especie e_B y la frecuencia por 21 días.

Una vez construido el archivo especie-especie, iniciamos el siguiente procedimiento: utilizamos el método bootstrap para identificar asociaciones significativas, que consiste en remuestrear aleatoriamente los datos y obtener el valor p de la muestra real frente a los datos aleatorizados. En este procedimiento, se consideraron las fechas observadas y los días en los que funcionó cada cámara-trampa y el número de veces que se observó una determinada especie de acuerdo con los datos de presencia/ausencia (probabilidad de presencia en días calendario, es decir, eventos independientes). Luego, se generaron 100 matrices tridimensionales aleatorias de tamaño 1492 (días) por 129 (cámaras) por 14 (especies: 11 posibles presas y 3 depredadores).

Así como hicimos con la matriz tridimensional construida con los datos observados, a cada una de estas 100 matrices aplicamos los pasos descritos anteriormente.

Para obtener el valor p de la co-ocurrencia entre e_A y e_B en un día fijo k , donde k toma valores enteros entre 0 y 20 se utilizó la siguiente fórmula:

$$p(e_A, e_B, k) = \frac{1 + \sum H(s \geq s_0)}{N + 1}$$

donde s_0 es el número observado de asociaciones entre e_A y e_B en los datos observados en el día estudiado, s es el número observado de co-ocurrencia entre e_A y e_B para cada matriz aleatoria evaluada, $H(s \geq s_0)$ devuelve un 1 si se satisface la desigualdad y un 0 si no, $\sum H(s \geq s_0)$ es el número de veces que la desigualdad $s \geq s_0$ es satisfactoria y $N = 100$ (Davidson y Hinkley 1997).

Una vez obtenido el valor p , los valores donde $p(e_A, e_B, k) < 0.05$ fueron tomados, esto significa que podemos rechazar, en nuestra prueba de hipótesis, la hipótesis nula (sin co-ocurrencia o evitación) y aceptar la hipótesis alternativa (co-ocurrencia). Cada vez que decimos co-ocurrencia, estamos diciendo que la asociación espacio-temporal entre el par de especies en un día dado de acuerdo con los datos observados tiene un valor $p < 0.05$.

A todo el procedimiento descrito anteriormente lo llamamos ejecución de programa, y como resultado obtenemos una matriz bidimensional F de 0's y 1's con 14×13 , con filas, que son las posibles asociaciones entre pares de especies, y 21 columnas, correspondientes a los días estudiados. Los 1's en la matriz F representan co-ocurrencias, por eso llamamos a este tipo de matriz: matriz de co-ocurrencia. Los 0's en la matriz F representan bootstrap sin co-ocurrencia, lo que significa que no hay evidencia de asociación o asociación significativa.

Sensibilidad del método

Como medida de sensibilidad del enfoque, realizamos 10 veces la ejecución del programa, cada uno tiene la posibilidad de proporcionar diferentes co-ocurrencias debido a la aleatoriedad de los datos remuestreados. Para comparar las diferencias en las ejecuciones debido a la aleatoriedad, realizamos 10 ejecuciones del programa. Una pregunta que uno se hace es: ¿cuánto difiere el resultado de una ejecución del resultado de otra? Podemos medir

la sensibilidad del método usando la distancia
$$d_1(F, G) = \sum_i \sum_j |f_{ij} - g_{ij}|$$
 donde F y G son matrices de co-ocurrencia de dos diferentes ejecuciones.

Construcción de la red ecológica

Para construir la red se seleccionaron las co-ocurrencias que siempre aparecen en cada una de las 10 ejecuciones del programa, las co-ocurrencias contantes (ver más abajo).

Los programas desarrollados para analizar los datos se implementaron en Octave (Eaton et al. 2019). Octave permite el uso de matrices de forma natural y también permite graficar los datos. Para visualizar las co-ocurrencias, creamos un dígrafo de co-ocurrencia espacio-temporal G , compuesto por vértices y aristas dirigidas (red), donde un vértice (círculo) representa una especie y una arista dirigida (flecha) que sale de un vértice y llega a otro, indica que la primera sigue a la segunda, es decir, la especie en la punta de la flecha es la que pasó primero y la especie en la cola de la flecha es la seguidora.

La red se construyó en Python (Rossum 1995), y el algoritmo usa las bibliotecas: networkx, matplotlib, pyplot y pandas para crear un dígrafo G . El tamaño del vértice es el índice de abundancia relativa (IAR) que se obtuvo con la siguiente fórmula: $IAR = (\text{eventos independientes de cada especie/días trampa}) * 100$. El grosor de la flecha indica el valor p promedio de la co-ocurrencia en las 10 ejecuciones; una flecha más gruesa implica un valor p más pequeño. El color de la flecha representa la primera aparición de una asociación espacio-temporal significativa entre parejas de especies, que también es constante en las 10 ejecuciones, es decir, el primer día entre los 21 días en los que la hipótesis de co-ocurrencia $p(e_A, e_B, k) < 0.05$ se acepta 10 veces. Los códigos y pseudocódigos se proporcionan en el material complementario 1.

Patrones de actividad diaria superpuestos

Se utilizaron registros de especies a lo largo del estudio para medir el grado de superposición en los patrones de actividad diaria entre pares de especies, se ajustaron a una curva circular suave con el método de densidad del grano para cuantificar los niveles generales de actividad de la especie (Meredith & Ridout 2017). Se usaron registros con un umbral de > 30 min entre registros de la misma especie. El grado en que las curvas de los pares de especies se superponen sirve como índice de similitud (Sollmann 2018). El análisis se realizó con el

paquete Overlap (Meredith & Ridout 2017). Como parámetro de suavizado, utilizamos $h = 1$ cuando <50 registros y $h = 4$ cuando > 70 registros (Ridout & Linkie 2009, Sollmann et al. 2012). El tiempo observado se ajustó al tiempo solar según el método de Müller (1995).

Resultados

Co-ocurrencia espacio-temporal de depredadores y presas

Con un esfuerzo de muestreo de 4.373 días de cámara, se registraron 25.783 fotografías y videos, de los cuales 1.719 fueron eventos independientes de 26 mamíferos de tamaño mediano y grande. Del total, 1.494 fueron eventos independientes que correspondieron a 14 especies de depredadores y presas bajo estudio (Cuadro 3-1).

Como estudiamos 14 especies, todas las asociaciones potenciales podrían ser 14×13 , es decir, cada especie podría estar asociada con las otras 13, lo que nos da 182 asociaciones posibles. No todas las asociaciones se encontraron en los datos observados, solo 139 (presa-presa, presa-depredador y depredador-depredador). Con las 10 ejecuciones del modelo bootstrap, encontramos 77 co-ocurrencias constantes. Con respecto a la sensibilidad del procedimiento, para 2 cualesquiera de las 10 ejecuciones, tenemos que como máximo $d_1(F, G) = 0.016$, lo que indica que al menos el 98.4% del resultado de una ejecución tiene las mismas co-ocurrencias que la otra ejecución, y las no co-ocurrencias bootstrap, lo que indica consistencia en las ejecuciones. Para la red de co-ocurrencia de espacio-tiempo, usamos 20 co-ocurrencias que correspondían a presa-depredador y depredador-depredador (Fig.3-2).

La red nos permite ver qué especies pasan detrás de otra (la punta de la flecha es la que pasa primero), y cuántos días después (indicado por el color de la flecha). De esta manera, observamos que las presas co-ocurren varios días después de los depredadores, y que los depredadores generalmente no co-ocurren con la presa (ausencia de flechas dirigidas de los

depredadores a la presa). Los depredadores co-ocurren con 8 de las 11 presas posibles, hay especies que solo co-ocurren con un depredador, pero también hay algunos depredadores que comparten presas. *Panthera onca* coocurrió con cinco posibles presas, dos de las cuales eran exclusivas: *Dicotyles* spp. y *Sylvilagus* spp., mientras que se compartieron tres especies: *C. paca* con *L. pardalis*, *P. opossum* con *P. concolor* y *D. mexicana* con *P. concolor* y *L. pardalis*. *Puma concolor* coocurrió con dos especies de presas: *D. mexicana* y *P. opossum*, ambas compartidas con *P. onca*. *Leopardus pardalis* coocurrió con cuatro especies de presas, dos eran exclusivos: *M. temama* y *D. novemcinctus* y dos fueron compartidos: *D. mexicana* con los dos felinos más grandes *P. concolor* y *P. onca*, y *C. paca* solo con *P. onca*. De las 11 especies de presas potenciales, tres no co-ocurren con ningún depredador ni en el espacio ni en el tiempo: *N. narica*, *Didelphis* spp. y *P. lotor*. Además, observamos que los depredadores más grandes *P. onca* y *P. concolor* no coocurrieron, y que *L. pardalis* solo lo hace con *P. concolor*.

La red de co-ocurrencia espacio-temporal muestra que los depredadores generalmente no siguen a sus presas, pero aparentemente las presas muestran un comportamiento de evitación. *Panthera onca* fue el depredador que coexistió con el mayor número de presas potenciales, cinco presas potenciales pasaron detrás de él en el mismo lugar: *Dicotyles* spp. co-ocurrió 16 días después ($p=0,00914$), *Sylvilagus* spp. 7 días ($p=0.02849$), *C. paca*, 14 días ($p=0.03926$), *D. mexicana*, 12 días ($p=0.01809$) y *P. opossum*, 13 días ($p=.01928$). Con respecto a *P. concolor*, cuatro especies coexistieron en el espacio y el tiempo con este felido, dos posibles presas: *D. mexicana* coocurrieron después de 19 días ($p=0,009$) y *P. opossum* después de 14 días ($p=0,010$); mientras que dos especies de carnívoros se observaron el mismo día en los mismos sitios (*E. barbara*, $p=0.024$ y *L. pardalis*, $p=0.014$; Fig 2.).

Para el tercer felino más grande, *L. pardalis*, se observó que pasaron cuatro especies varios días después: *D. novemcinctus* coocurrió después de 11 días ($p=0.032$), *M. temama*, 12 días

($p=0.022$), *D. mexicana*, 14 días ($p=0,017$) y *C. paca*, 18 días ($p=0,035$). Por otro lado, *L. pardalis* se encontró en el mismo sitio varios días después de que ocurrieran dos presas: *D. mexicana*, 12 días ($p=0.029$), y *D. novemcinctus*, 18 días ($p=0.016$). Además, para *L. pardalis* encontramos una coocurrencia cercana con *E. barbara* y *P. concolor*, en el mismo día (*E. barbara*, $p=0,009$ y *P. concolor*, $p=0,024$). Notablemente, encontramos que *L. pardalis* y *P. concolor* coexisten en el mismo día ($p=0.014$). Con respecto a las co-ocurrencias de los grandes depredadores, no encontramos que *P. concolor* y *P. onca* co-ocurren (Fig. 3-2).

Patrones de actividad diaria superpuestos

Las superposiciones entre *P. onca* y sus presas fueron en general moderadas, con valores que van desde $\Delta=0.40$ con *N. narica* a $\Delta=0.75$ con *Sylvilagus* spp. Por otro lado, *P. concolor* presentó valores de superposición $> 0,7$ con *C. paca* y *Sylvilagus* spp. *Leopardus pardalis* mostró la mayor superposición con *C. paca* ($\Delta=0,81$), *Sylvilagus* spp ($\Delta=0,78$), *Didelphis* spp. ($\Delta=0,73$) y *D. novemcinctus* ($\Delta=0,69$; Tabla 2; Fig. S2). El mayor solapamiento temporal diario se encontró entre los depredadores: *P. concolor* y *L. pardalis* ($\Delta=0.82$) y *P. onca* y *P. concolor* ($\Delta=0.81$) mientras que entre *P. onca* y *L. pardalis* fue $\Delta=0.77$ (Cuadro 3-2; Fig. S3).

Discusión

Co-ocurrencia espacio-temporal entre depredadores y presas

En este estudio, proponemos un enfoque complementario para comprender las co-ocurrencias de especies utilizando datos de cámaras trampa. Utilizamos matrices tridimensionales, bootstraps y redes ecológicas para identificar co-ocurrencias espaciotemporales en la fase de búsqueda y evitación del sistema depredador-presa en un ecosistema neotropical. Es importante notar que usamos 24 horas como ventana de tiempo

para los análisis, basados en el patrón de actividad diaria de los depredadores en nuestra área de estudio, con baja o moderada superposición en el tiempo con presas potenciales, incluso con aquellas estrictamente diurnas. En el caso de especies que se segregan completamente en el tiempo, la medición de los tiempos de latencia podría no ser necesaria si existe una fuerte segregación temporal.

Encontramos que las presas co-ocurren varios días después de que los depredadores pasaron por el mismo sitio, según el método, las co-ocurrencias no son el producto de la aleatoriedad. En consecuencia, se plantea la hipótesis de que las presas evitarían a los depredadores en las dimensiones espacial y temporal, como una estrategia para minimizar el riesgo de depredación (Gaynor et al. 2019). Por ejemplo, *C. paca* y *Dycoteles spp.* ocurrieron en el mismo sitio 19 y 16 días después de *P. onca*, respectivamente; *D. mexicana* ocurrió 19 días después de *P. concolor*; y *D. mexicana* y *C. paca*, ocurrieron 14 y 18 días después de *L. pardalis*, respectivamente. Estos hallazgos también se pueden explicar a partir de la teoría de la “ecología del miedo”, que propone que el riesgo de depredación es percibido por la presa, y en respuesta, la presa muestra comportamientos antidepredadores, ocurriendo en estos casos, muchos días después del paso de los depredadores (Brown 2019, Clinchy et al. 2012).

En general, no tuvimos evidencia de comportamiento de seguimiento activo de los depredadores, ya que no fueron registrados en las mismas estaciones por donde pasaron sus presas, ni en el mismo día, ni en los días posteriores como predijimos, a excepción de las parejas de *P. concolor-D. mexicana*, *L. pardalis-D. mexicana*, y *L. pardalis-D. novemcinctus*, para lo cual, el depredador ocurría muchos días después (> 12 días). Una explicación puede ser que los depredadores cazan por encuentros oportunistas en lugar de seguir una pista de presa en particular, como se ha sugerido antes para los sistemas depredador-presa en el neotrópico (Cavalcanti 2008, Emmons 1987, Romero-Muñoz et al. 2010). Otra explicación no exclusiva es que los depredadores realizan un forrajeo intermitente (Dias et al.2019), en

el que los individuos implementan una búsqueda de presas en dos fases: 1) búsqueda intensiva en varios sitios y 2) movimientos rápidos entre sitios. En la fase de búsqueda intensiva, el depredador visita sitios particulares donde es más probable encontrar presas y liderar un ataque (Bénichou et al. 2011, Murakami & Gunji 2017). La fase de movimiento se realiza generalmente de forma rápida, con baja probabilidad de encuentros, pero permite recorrer grandes distancias. Si el depredador realiza este tipo de forrajeo, el depredador buscará por un corto tiempo en diferentes áreas dentro de su territorio y así evitará que las presas en estas áreas muestren comportamientos migratorios, por lo que las áreas de forrajeo casi siempre tendrán disponibilidad de presas (Bischoff-Mattson et al. 2009). Los estudios de telemetría apoyan un movimiento multifásico en felinos, hay grandes movimientos relacionados con los viajes para patrullar el rango de hogar y hay modos activos posiblemente durante la búsqueda de presas (Clemenza et al. 2009; van de Kerk et al. 2015; Núñez y Miller 2019). Aunque, otros estudios encontraron que los depredadores están acechando en ambos tipos de movimiento debido a que la selección de características del paisaje es similar (Blake y Gese, 2016). Dichos movimientos también pueden estar en función de la estacionalidad de los recursos (Carrillo et al. 2009; Allen et al. 2014; Montalvo et al. 2020). Los felinos parecen ser depredadores oportunistas que aprovechan las características contextuales y los recursos en los ecosistemas que habitan (Ironsides et al. 2017). Nuestro enfoque analítico fue adecuado para mostrar que las co-ocurrencias entre depredador y presa no fueron producto de la aleatoriedad, y que los depredadores están llevando a cabo una estrategia de caza oportunista.

Mazama temama, *N. narica*, *Dicotyles* spp. se encuentran entre las principales presas de los grandes felinos (Aranda & Sánchez-Cordero 1996, Ávila-Nájera et al. 2018, Cruz et al. 2021, Gómez-Ortiz et al. 2015, Rueda et al. 2013), lo que explica el patrón de evitación espacio-temporal encontradas en este estudio. Las presas deben de estar mediando la búsqueda de alimento, descanso y las actividades reproductivas, con el riesgo de ser depredada, por lo

tanto, ninguna pista de la presencia de depredadores producirá un cambio en el comportamiento y los cambios en el uso del hábitat, evitando zonas de riesgo. Por otro lado, los depredadores concentrarán la caza en zonas de alto riesgo de presas (Laundre 2010).

Las relaciones entre depredadores y presas en la red se pueden explicar a partir de diversas teorías porque cada una de las especies ha desarrollado comportamientos diferentes para evitar la depredación. Si bien en los depredadores no se observaron comportamientos de búsqueda, la red permitió ver que una de las especies más abundantes (*D. mexicana*) está relacionada con los tres felinos. Es posible que, según la hipótesis de la respuesta agregada, los depredadores estén concentrando su energía en áreas donde hay una mayor densidad de presas (Hassell 1966). Con respecto a *M. temama*, consideramos que al ser una de las principales presas de *P. onca* y *P. concolor*, su falta de co-ocurrencia con ambos depredadores se puede explicar a partir de la hipótesis del efecto directo mediado por rasgos o comportamiento, que es cuando los depredadores influyen en la distribución de las presas (Muhly et al. 2011), de tal manera que esta especie no está ocupando los mismos sitios que los depredadores para evitar ser depredados.

Contrariamente a nuestras expectativas, no encontramos una gran superposición entre depredador y presa. Nuestro estudio reveló que la actividad diaria de superposición de los patrones de actividad de *P. onca*, *P. concolor* y *L. pardalis* con sus presas fue baja en el caso de *N. narica*, moderada con *M. temama*, *D. mexicana* y *Dicotyles. spp.*, y alta con *C. paca*, *D. novemcinctus* y *Sylvilagus spp.* Estos contrastes en las superposiciones de actividades se han informado anteriormente (Chinchilla 1997, de Oliveira y Pereira 2014, Estrada-Hernández 2008, Harmsen et al. 2009, Rabinowitz y Nottingham 1986). Según la teoría de la búsqueda de alimento óptima, los depredadores tienden a elegir presas con el menor esfuerzo pero con el mayor suministro de energía; si la presa es abundante, los depredadores se concentrarán en ella, reduciendo su espectro de alimentación (Stephens & Krebs 1986).

Presas como *C. paca*, *D. novemcinctus* y *Sylvilagus* spp. son maniobrables, mientras que especies más grandes como *N. narica* y *Dicotyles* spp. imponen un mayor riesgo de lesiones durante la depredación para los felinos. En el caso de *P. onca* y *P. concolor*, se ha sugerido que los patrones de actividad están sincronizados con los de sus presas (Foster *et al.* 2013, Herrera *et al.* 2018), sin embargo, también se ha observado asincronización en estudios con cámara-trampa (Romero-Muñoz *et al.* 2010). Para estos dos grandes depredadores cuya dieta es versátil, una asincronización con un mayor número de especies de presas parece ser una mejor estrategia de caza que la sincronización con una sola especie (Romero-Muñoz *et al.* 2010). En el caso de las dos presas principales del depredador mediano *L. pardalis*, encontramos una asincronización con *D. mexicana* ($\Delta=0.50$) pero sincronización con *C. paca* ($\Delta=0.81$). Se ha observado que los agutíes, como *D. mexicana*, concentran su actividad en épocas de bajo riesgo de depredación, especialmente cuando hay mayor disponibilidad de alimento (Suselbeek *et al.* 2014). Mientras tanto, la alta actividad de superposición entre *L. pardalis* y *C. paca* sugiere un comportamiento de búsqueda.

Cuando las especies comparten recursos comunes, como espacio, tiempo o alimento, una especie subordinada tiende a segregarse en cualquiera de estas dimensiones para permitir la coexistencia (Gause 1932). Se encontró coexistencia entre *L. pardalis* y *P. concolor*, ya que coexistieron en los mismos sitios el mismo día y tuvieron una alta sincronía en sus patrones de actividad diaria. Entonces, la partición del nicho alimentario de ambas especies puede explicar la coexistencia a las escalas temporal y espacial encontradas en este estudio. Moreno *et al.* (2006) sugieren que *L. pardalis* y *P. concolor* se ajusta al modelo energético propuesto por Carbone (2002) que indica que los depredadores pequeños (<21.5 kg) depredan presas menores al 45% de su masa, y los depredadores grandes (> 21.5 kg) son capaces de consumir presas mayores al 45% de su masa. En consecuencia, *P. concolor* y *L. pardalis* están explotando los mismos sitios al mismo tiempo en busca de presas de diferentes clases de

tamaño: *P. concolor* para presas grandes y *L. pardalis* para presas pequeñas (Sunquist & Sunquist 2002). Futuros estudios de los hábitos alimentarios de estas especies en la región podrán completar el panorama de convivencia entre ambos felinos. Una revisión de los estudios de patrones de actividad entre las dos especies en América Central y del Sur informó superposiciones entre 0,61 y 0,73, lo que sugiere que estas especies se superponen en sus comportamientos de actividad (Santos et al. 2019). Por el contrario, los estudios de hábitos alimentarios de estas dos especies muestran un solapamiento bajo (Chinchilla 1997, Gómez-Ortiz et al. 2015, Martins et al. 2008) o moderado en las presas que consumen (Giordano et al. 2018, Moreno et al. 2006), y rara vez se superponen, probablemente como consecuencia de la condición del hábitat (Tirelli et al. 2019).

Aunque encontramos una gran superposición en los patrones de actividad diaria entre *P. onca* y *P. concolor*, los análisis de co-ocurrencias mostraron evitación, que fue similar a los hallazgos en otros bosques neotropicales, donde los autores sugieren que dicha superposición está mediada por una segregación espacial (Foster et al. 2013, Harmsen et al. 2009). Al respecto, se ha señalado que *P. onca* desplaza temporal o espacialmente a *P. concolor* (en el 60% de los 25 estudios revisados por Elbroch & Kusler 2018. Sin embargo, en ocho bosques neotropicales de América del Sur, se encontró que *P. onca* no influye en el uso del hábitat de *P. concolor*, y aunque presentaron una superposición temporal moderada o alta, los picos de actividad de *P. concolor* parecen evitar las horas de mayor actividad de *P. onca* (Santos et al. 2019). En este sentido, encontramos que los picos de actividad del puma se desplazaron del pico de actividad del jaguar, siendo más evidente al amanecer, cuando el jaguar estaba inactivo. Nuestros resultados proporcionan evidencia de la evitación temporal y espacial de *P. concolor* a *P. onca*.

Un hallazgo sorprendente fue encontrar que los pares de carnívoros *L. pardalis-E. barbar* y *P. concolor-E. Barbara*, co-ocurren en el mismo día en los mismos sitios. La co-ocurrencia

de estos pares fue cíclica, es decir, el paso de una especie fue seguido por el paso de la otra. La convivencia espacial observada entre los felinos y el mustélido se explica por el bajo solapamiento en el patrón de actividad diaria que ocurría entre ellos, mientras que los felinos eran principalmente nocturnos, el mustélido era principalmente diurno. Massara et al. (2018) encontraron un patrón similar de coexistencia entre *L. pardalis* y *E. barbara* en el bosque atlántico, donde *L. pardalis* no influyó en la distribución espacial de *E. barbara*. Si bien, de Oliveira & Pereira (2014) encontraron que *P. concolor* y *L. pardalis* ejercen un fuerte impacto en el ensamblaje de pequeños carnívoros, entre los que se encuentra *E. barbara*, que se ha reportado en la dieta de estos felinos la segregación temporal reduce la probabilidad de encuentros y posible depredación (de Oliveira & Pereira 2014).

Nuestro enfoque analiza los intervalos de tiempo entre especies para medir la ocurrencia de una especie y otra en el mismo sitio de una manera diferente a los estudios anteriores (Karanth et al. 2017, Parsons et al. 2016). Además, una ventaja del método y las redes ecológicas utilizadas aquí es que es factible analizar la coexistencia entre más de dos especies, por ejemplo, para probar si la presencia de la especie A seguida de la especie B aumenta la probabilidad de que la especie C pase o no; por ejemplo, si el pecarí de collar seguido de jaguar, disuaden el paso del puma o no. Tales patrones nos brindan una visión panorámica del comportamiento de los mecanismos de convivencia. Los estudios futuros sobre intervalos de tiempo y redes ecológicas se pueden dirigir para acomodar la detección imperfecta y para distinguir patrones entre hábitats (Gorini et al. 2012, Morueta-Holme et al. 2016). Asimismo, es de interés la reducción de los intervalos de tiempo, en lugar de utilizar 1 día, como en este estudio, utilizando intervalos de, por ejemplo, 4, 8 o 12 h. para obtener un patrón más fino en las fases de búsqueda y evitación de depredadores y presas. Aunque esto dependerá en gran medida de la cantidad de datos obtenidos por estación.

Conclusiones

Se observó que las presas no coexistieron en el tiempo y el espacio con los depredadores en el corto tiempo. La presa tardó en aparecer en los sitios por donde pasaron los depredadores, lo que sugiere que la presa percibe las señales dejadas por los depredadores y, en consecuencia, evita los sitios de riesgo. De manera similar, encontramos depredadores subordinados (*L. pardalis* y *P. concolor*) que podrían estar evitando al depredador ápice porque coexisten en el mismo sitio varios días después. Por el contrario, los depredadores subordinados mostraron una coexistencia espacio-temporal quizás facilitada por la segregación dietética. Además, observamos asociaciones intragremio entre *E. barbara*, *L. pardalis* y *P. concolor* permitidas por la segregación temporal diaria. Los análisis de superposición temporal no proporcionaron evidencia de sincronización temporal entre depredador y presa, con excepción de *L. pardalis* y *C. paca*. Además, y contrariamente a nuestras expectativas, los depredadores exhibieron una mayor superposición entre sí, lo que sugiere que los grandes depredadores prefieren tener un patrón de actividad amplio a lo largo del día para aumentar las posibilidades de coincidir con varias especies en lugar de solo una o pocas especies. En este estudio, proporcionamos un método complementario a los métodos actuales para inferir mecanismos de coexistencia entre especies, como los modelos de ocupación de dos especies (Sollmann 2018, Sollmann et al. 2012). Y abrimos una nueva línea de investigación para indagar en los mecanismos de comportamiento que desarrollan las especies para permitir la convivencia en el marco de la ecología del miedo.

Agradecimientos

Agradecemos a JR Prisciliano-Vázquez y a los monitores locales por su valiosa ayuda en el campo. A las autoridades de las comunidades de Cerro Concha, Cerro Mirador, Cerro Tepezcuintle, Emiliano Zapata, Leyes de Reforma, Luis Echeverría, Monte Negro, Nopalera del Rosario, Paso de San Jacobo, Paso Nuevo La Hamaca, Rancho Faisán, San Antonio del

Barrio, San Cristóbal La Vega, San Mateo Yetla, San Rafael Agua Pescadito, Santa Cruz Tepetotutla, Soledad Vista Hermosa y Vega de Sol.

Soporte financiero

Este trabajo fue apoyado por el Programa de Conservación de Especies de la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (número de concesión PROCODES Chinantla 2011, 2012, 2013, 2014); Programa de conservación para el desarrollo sostenible; Secretaria de Investigación y Posgrado del Instituto Politécnico Nacional (MCL, número de beca SIP 20200286); y Comisión Nacional de Ciencia y Tecnología de México (EGA: 285671).

Declaración de conflicto de intereses

El autor (es) declara ninguno.

Declaración ética

Ninguna.

References

Allen BL, Engeman RM and Leung LKP (2014) The short-term effects of a routine poisoning campaign on the movements and detectability of a social top-predator. *Environmental Science and Pollution Research*, **21**(3), 2178-2190.

Amarasekare P (2003) Competitive coexistence in spatially structured environments: A synthesis. *Ecology Letters* **6**, 1109–1122. doi: 10.1046/j.1461-0248.2003.00530.x

Aranda M and Sánchez-Cordero V (1996). Prey Spectra of Jaguar (*Panthera onca*) and Puma (*Puma concolor*) in Tropical Forests of Mexico. *Studies Neotrop Fauna & Environment*, **31**(31), 65–67.

Ávila-Nájera DM, Palomares F, Chávez C, Tigar B and Mendoza GD (2018) Jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) diets in Quintana Roo, Mexico. *Animal Biodiversity and Conservation*, **41** (2), 257–266. doi: 10.32800/abc.2018.41.0257

Blake LW, and Gese EM (2016) Resource selection by cougars: influence of behavioral state and season. *The Journal of Wildlife Management*, **80** (7), 1205-1217.

Bénichou O, Loverdo C, Moreau M and Voituriez R (2011) Intermittent search strategies. *Reviews of Modern Physics* **83**, 1-81.

Bischoff-Mattson Z, Mattson D (2009) Effects of simulated mountain lion caching on decomposition of ungulate carcasses. *Western North American Naturalist* **69**, 343–350.

Bouskila A and Blumstein D. 1992. Rules of thumb for predation hazard assessment: predictions from a dynamic model. *American Naturalist* **139**, 161–176.

Brown JS (2019) Ecology of Fear. In Chun J (Ed.), *Encyclopedia of Animal Behavior*. Academic Press. pp. 196–202.

Burton AC, Sam MK, Balangtaa C and Brashares JS (2012) Hierarchical Multi-Species Modeling of Carnivore Responses to Hunting, Habitat and Prey in a West African Protected Area. *PLoS ONE* **7**, e38007. doi: 10.1371/journal.pone.0038007

Carbone C (2002) A Common Rule for the Scaling of Carnivore Density. *Science* **295**, 2273–2276. doi: 10.1126/science.1067994

Carrillo E, Fuller TK and Saenz JC (2009) Jaguar (*Panthera onca*) hunting activity: effects of prey distribution and availability. *Journal of Tropical Ecology* **25**, 563-567. doi:

10.1017/S0266467409990137

Carter N, Jasny M, Gurung B, and Liu J (2015) Impacts of people and tigers on leopard spatiotemporal activity patterns in a global biodiversity hotspot. *Global Ecology and Conservation* **3**, 149–162. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2014.11.013>

Cavalcanti C (2008) Predator-Prey Relationships and Spatial Ecology of Jaguars in the Southern Pantanal, Brazil: Implications for Conservation and Management. Dissertation PhD. 112. <https://digitalcommons.usu.edu/etd/112>

Chase, JM, Abrams PA, Grover JP, Diehl S, Chesson P, Holt RD, ... and Case TJ (2002) The interaction between predation and competition: a review and synthesis. *Ecology Letters* **5**(2), 302-315.

Chinchilla F (1997) La dieta del jaguar (*Panthera onca*), el puma (*Felis concolor*) y el manigordo (*Felis pardalis*) (Carnivora: *Felidae*) en el Parque Nacional Corcovado, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical* **45**, 1223-1229.

Clemenza SM, Rubin ES, Johnson CK, Botta RA and Boyce WM (2009) Puma predation on radiocollared and uncollared bighorn sheep. *BMC research notes* **2**(1), 1-6.

Clinchy M, Sheriff MJ and Zarette LY (2012) Predator-induced stress and the ecology of fear. *Functional Ecology* **27**, 56–65. doi: 10.1111/1365-2435.12007

Cruz LR, Muylaert RL, Galetti M and Pires MM (2021) The geography of diet variation in Neotropical Carnivora. *Mammal Review* **52**(1), 112-128.

CONANP (2005) Programa de Conservación para el Desarrollo Sostenible (PROCOCODES).

Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. Retrieved November 25, 2019, from <https://www.gob.mx/conanp/acciones-y-programas/programa-de-conservacion-para-el-desarrollo-sostenible-procodes-57997>

Davison AC and Hinkley DV (1997) *Bootstrap Methods and their Application*, Cambridge Series in Statistical and Probabilistic Mathematics. USA: Cambridge University Press.

de Oliveira TG and Pereira JA (2014) Intraguild Predation and Interspecific Killing as Structuring Forces of Carnivoran Communities in South America. *Journal of Mammalian Evolution* **21**, 427–436. doi: 10.1007/s10914-013-9251-4

Dias DM, Massara RL, de Campos CB, and Rodrigues FHG (2019) Feline predator–prey relationships in a semi-arid biome in Brazil. *Journal of Zoology* **307**, 282-291.

Eaton JW, Bateman D, Hauberg S, and Wehbring R (2019). GNU Octave version 4.0. 0 manual: a high-level interactive language for numerical computations. 2015. <http://www.gnu.org/software/octave/doc/interpreter>, 8, 13.

Elbroch LM and Kusler A (2018) Are pumas subordinate carnivores, and does it matter? *PeerJ* **6**, e4293. doi: 10.7717/peerj.4293

Di Bitetti MS, De Angelo CD, Di Blanco YE and Paviolo A (2010) Niche partitioning and species coexistence in a Neotropical felid assemblage. *Acta Oecologica* **36** (4), 403-412.

Emmons LH (1987). Comparative feeding ecology of felids in a neotropical rainforest. *Behavioral Ecology and Sociobiology* **20**, 271-283.

Endler JA (1986) Defense against predators. In M. E. Feder & G. V. Lauder (Eds.), *Predator-*

prey relationships: perspectives and approaches from the study of lower vertebrates Chicago: University of Chicago Press, pp 109–134.

Estrada-Hernández CG (2008) Dieta, uso de hábitat y patrones de actividad del puma (*Puma concolor*) y el jaguar (*Panthera onca*) en la selva Maya, Centroamérica. *Revista Mexicana de Mastozoología* **12**, 113–130.

Foster RJ, Harmsen BJ and Doncaster CP (2010) The food habits of jaguars and pumas across a gradient of human disturbance. *Journal of Zoology* **280**, 309-318. doi: 10.1111/j.1469-7998.2009.00663.x

Foster V, Sarmiento P, Sollmann R, Torres N, Acomo AT, Negroes, N, ... and Silveira L. (2013) Jaguar and Puma Activity Patterns and Predator-Prey Interactions in Four Brazilian Biomes. *Biotropica* **45**, 373–379. doi: 10.1111/btp.12021

Gause GF (1932) Experimental studies on the struggle for existence: I. Mixed population of two species of yeast. *Journal of experimental biology* **9**(4), 389-402.

Gaynor KM, Brown JS, Middleton AD, Power ME and Brashares JS (2019) Landscapes of fear: spatial patterns of risk perception and response. *Trends in Ecology & Evolution* **34**, 355-368. doi: 10.1016/j.tree.2019.01.004

Giordano C, Lyra-Jorge MC, Miotto RA and Pivello VR (2018) Food habits of three carnivores in a mosaic landscape of São Paulo state, Brazil. *European Journal of Wildlife Research* **64**, 1–5. doi: 10.1007/S10344-018-1172-3

Gómez-Ortiz Y, Monroy-Vilchis O and Mendoza-Martínez GD (2015) Feeding interactions in an assemblage of terrestrial carnivores in central Mexico. *Zoological Studies*

54, 1–8. doi: 10.1186/S40555-014-0102-7

Gorini L, Linnell JD, May R, Panzacchi M, Boitani L, Odden M and Nilsen EB (2012) Habitat heterogeneity and mammalian predator–prey interactions. *Mammal Review* **42**, 55-77.

Gutiérrez-González CE and López-González CA (2017). Jaguar interactions with pumas and prey at the northern edge of jaguars' range. *PeerJ* **5** e2886. doi: 10.7717/peerj.2886

Hardin G (1960) The competitive exclusion principle. *Science* **131**(3409), 1292-1297.

Hassell MP (1966) Evaluation of parasite or predator responses. *The Journal of Animal Ecology*, **35** (1) 65-75.

Harmsen BJ, Foster RJ, Silver SC, Ostro LE and Doncaster CP (2009) Spatial and temporal interactions of sympatric jaguars (*Panthera onca*) and pumas (*Puma concolor*) in a neotropical forest. *Journal of Mammalogy* **90** (3), 612-620.

Herrera H, Chávez EJ, Alfaro LD, Fuller TK, Montalvo V, Rodrigues F and Carrillo E. (2018) Time partitioning among jaguar *Panthera onca*, puma *Puma concolor* and ocelot *Leopardus pardalis* (Carnivora: Felidae) in Costa Rica's dry and rainforests. *Revista de Biología Tropical* **66**, 1559-1568.

INEGI (2015) Uso de suelo y vegetación, escala 1:250000, serie VI (continuo nacional), escala 1:250000. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. México.

INEGI (2000) Carta climática, escala 1:250,000. Instituto Nacional de Estadística y Geografía e Informática. México.

Ironside KE, Mattson DJ, Theimer T, Jansen B, Holton B, Arundel T, Peters M, Sexton J. and Edwards TC (2017). Quantifying animal movement for caching foragers: the path identification index (PII) and cougars, *Puma concolor*. *Movement ecology* **5** (1), 1-17.

Karant KU, Srivathsa A, Vasudev D, Puri M, Parameshwaran R and Kumar NS (2017) Spatio-temporal interactions facilitate large carnivore sympatry across a resource gradient. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **284**, 20161860.

Kotler B.P and Holt RD (1989) Predation and competition: the interaction of two types of species interactions. *Oikos* **54**, 256-260.

Laundré JW (2010). Behavioral response races, predator - Prey shell games, ecology of fear, and patch use of pumas and their ungulate prey. Ecology 91, 2995–3007

Laundré JW, Hernández L and Ripple WJ (2010) The landscape of fear: ecological implications of being afraid. *The Open Ecology Journal* **3**, 1-7.

Lima SL and Dill LM (1990) Behavioral decisions made under the risk of predation: a review and prospectus. *Canadian Journal of Zoology* **68**, 619–640. doi: 10.1139/z90-092

Luis-Santiago and Duran E (2020) Voluntary conservation areas in Mexico. *Solutions*. Retrieved July 5, 2021, from <https://thesolutionsjournal.com/2020/12/01/voluntary-conservation-areas-in-mexico/>

Martins R, Quadros J and Mazzolli M (2008) Hábito alimentar e interferência antrópica na atividade de marcação territorial do *Puma concolor* e *Leopardus pardalis* (Carnivora: Felidae) e outros carnívoros na Estação Ecológica de Juréia-Itatins, São Paulo, Brasil. *Revista*

Brasileira de Zoologia **25**, 427–435.

Massara RL, Paschoal AM de O, Bailey LL, Doherty PF, Barreto MF and Chiarello AG (2018) Effect of humans and pumas on the temporal activity of ocelots in protected areas of Atlantic Forest. *Mammalian Biology* **92**, 86–93. doi: 10.1016/j.mambio.2018.04.009

Meave JA and Romero-Romero MA (2006) Oak forests of the Hyper-Humid Region of La Chinantla, Northern Oaxaca Range, Mexico. In: Kappelle M. (eds) Ecology and Conservation of Neotropical Montane Oak Forests. Ecological Studies (Analysis and Synthesis), vol 185. Springer, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/3-540-28909-7_9

Meredith M and Ridout M (2017) Overlap: estimates of coefficient of overlapping for animal activity patterns. R Package Version 0.3.0. Available at <https://CRAN.R-project.org/package=overlap> (accessed 29 January 2020).

Montalvo VH, Fuller TK, Saénz-Bolaños C, Cruz-Díaz JC, Hagnauer I, Herrera H and Carrillo E (2020). Influence of sea turtle nesting on hunting behavior and movements of jaguars in the dry forest of northwest Costa Rica. *Biotropica*, **52**(6), 1076-1083.

Monterroso P, Díaz-Ruiz F, Lukacs P.M, Alves PC and Ferreras P (2020) Ecological traits and the spatial structure of competitive coexistence among carnivores. *Ecology* **101** (8), e03059

Moreno RS, Kays RW and Samudio R (2006) Competitive Release in Diets of Ocelot (*Leopardus pardalis*) and Puma (*Puma concolor*) after Jaguar (*Panthera onca*) Decline. *Journal of Mammalogy* **87**, 808–816. doi: 10.1644/05-mamm-a-360r2.1

Morqueta-Holme N, Blonder B, Sandel B, McGill BJ, Peet RK, Ott JE ... and Svenning

JC (2016). A network approach for inferring species associations from co-occurrence data. *Ecography* **39**, 1139-1150.

Müller M (1995) Equation of time-problem in astronomy. *Acta Physica Polonica Series A*, **88**, S-49.

Muhly TB, Semeniuk C, Massolo A, Hickman L and Musiani M (2011) Human activity helps prey win the predator-prey space race. *PLoS one*, 6(3), e17050.

Murakami H and Gunji Y (2017). Autonomous change of behavior for environmental context: An intermittent search model with misunderstanding search pattern. *Mathematical Methods in the Applied Sciences* **40**, 7013–7021. doi: 10.1002/MMA.4508

Niedballa J, Wilting A, Sollmann R, Hofer H and Courtiol A (2019) Assessing analytical methods for detecting spatiotemporal interactions between species from camera-trapping data. *Remote Sensing in Ecology and Conservation* **5**, 272–285. doi: 10.1002/rse2.107

Novack AJ, Main MB, Sunquist ME and Labisky RF (2005) Foraging ecology of jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) in hunted and non-hunted sites within the Maya Biosphere Reserve, Guatemala. *Journal of Zoology* **267**, 167-178.

Núñez-Pérez R and Miller B (2019) Movements and home range of jaguars (*Panthera onca*) and mountain lions (*Puma concolor*) in a tropical dry forest of western Mexico. In Rafael Reyna-Hurtado R and Chapman C (eds.), *Movement Ecology of Neotropical Forest Mammals*. Switzerland Springer, Cham, pp. 243-262.

O'Connell AF, Nichols JD and Karanth KU (2010) *Science, Conservation and Camera Traps*. Springer Japan. In A. F. O'Connell, J. D. Nichols and U. Karanth Ullas (Eds.). *Camera-*

traps in *Animal Ecology: Methods and Analyses*. doi: 10.1007/978-4-431-99495-4

Palomares F, González-Borrajo N, Chávez C, Rubio Y, Verdade L, Monsa R ... and Zanin M (2018) Scraping marking behaviour of the largest Neotropical felids. *PeerJ* **6**, e4983. doi: 10.7717/peerj.4983

Parsons WA, Bland C, Forresterd T, Baker-Whattonf MC, Schuttlera SG, McShead WJ... and Kaysa R (2016). The ecological impact of humans and dogs on wildlife in protected areas in eastern North America. *Biological Conservation* **203**, 75–88. doi: 10.1016/j.biocon.2016.09.001

Peckarsky BL, Abrams PA, Bolnick DI, Dill LM, Grabowski JH, Luttbeg B ... and Trussell GC (2008). Revisiting the classics: considering nonconsumptive effects in textbook examples of predator-prey interactions. *Ecology* **89**, 2416-2425. doi: 10.1890/07-1131.1

Preisser EL, and Bolnick DI (2008) The Many Faces of Fear: Comparing the Pathways and Impacts of Nonconsumptive Predator Effects on Prey Populations. *PLoS ONE* **3**, e2465. doi: 10.1371/JOURNAL.PONE.0002465

Preisser EL, Bolnick DI and Benard MF (2005) Scared to death? The effects of intimidation and consumption in predator–prey interactions. *Ecology* **86**, 501-509.

Pudyatmoko S (2019). Spatiotemporal inter-predator and predator–prey interactions of mammalian species in a tropical savanna and deciduous forest in Indonesia. *Mammal Research* **64**, 191-202.

Rabinowitz AR and Nottingham BG (1986). Ecology and behaviour of the Jaguar (Panthers onca) in Belize, Central America. *Journal of Zoology* **210**, 149–159. doi:

10.1111/J.1469-7998.1986.TB03627.X

Ramírez-Pulido J, González-Ruíz N, Gardner AL and Arroyo-Cabrales J (2014). List of recent land mammals of Mexico. *Special Publications Museum of Texas Tech University* **63**, 1-69.

Ridout MS and Linkie M (2009) Estimating overlap of daily activity patterns from camera-trap data. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics* **14**, 322–337. doi: 10.1198/jabes.2009.08038

Rich LN, Miller DA, Robinson HS, McNutt JW and Kelly MJ (2016). Using camera trapping and hierarchical occupancy modelling to evaluate the spatial ecology of an African mammal community. *Journal of Applied Ecology* **53**, 1225-1235. doi: 10.1111/1365-2664.12650

Romero-Muñoz A, Maffei L, Cuéllar E and Noss AJ (2010) Temporal separation between jaguar and puma in the dry forests of southern Bolivia. *Journal of Tropical Ecology* **26**, 303-311. doi: 10.1017/S0266467410000052

van Rossum G. (1995). Python tutorial. Amsterdam.

Rueda P, Mendoza GD, Martínez D and Rosas-Rosas OC (2013). Determination of the jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) diet in a tropical forest in San Luis Potosi, Mexico. *Journal of Applied Animal Research*, **41**(4), 484–489. doi: 10.1080/09712119.2013.787362

Santos F, Carbone C, Wearn, O. R., Rowcliffe, J. M., Espinosa, S., Moreira, M. G., ...

and Peres, C. A (2019) Prey availability and temporal partitioning modulate felid coexistence in Neotropical forests. *PLoS ONE* **14**, e0213671. doi: 10.1371/journal.pone.0213671

Scognamillo D, Maxit IE, Sunquist M and Polisar J (2003) Coexistence of jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) in a mosaic landscape in the Venezuelan llanos. *Journal of Zoology* **259**, 269-279.

Smith JD, McDougal C and Miquelle D (1989) Scent marking in free-ranging tigers, *Panthera tigris*. *Animal Behaviour* **37**, 1-10.

Smith JA, Donadio E, Pauli JN, Sheriff MJ and Middleton AD (2019) Integrating temporal refugia into landscapes of fear: prey exploit predator downtimes to forage in risky places. *Oecologia* **189**, 883–890. doi: 10.1007/s00442-019-04381-5

Stephens DW and Krebs JR (2019) Foraging theory. Princeton University Press.

Sollmann R (2018) A gentle introduction to camera-trap data analysis. *African Journal of Ecology* **56**, 740–749. doi: 10.1111/aje.12557

Sollmann R, Furtado MM, Hofer H, Jácomo ATA, Tôrres NM and Silveira L (2012) Using occupancy models to investigate space partitioning between two sympatric large predators, the jaguar and puma in central Brazil. *Mammalian Biology* **77**, 41–46. doi: 10.1016/j.mambio.2011.06.011

Sunquist M and Sunquist F (2002) *Wild Cats of the World*. Chicago: The University of Chicago Press.

Suselbeek L, Emsens WJ, Hirsch BT, Kays R, Rowcliffe JM, Zamora-Gutierrez V and Jansen PA (2014) Food acquisition and predator avoidance in a Neotropical rodent. *Animal Behaviour* **88**, 41–48. doi: 10.1016/j.anbehav.2013.11.012

Swann DE, Kawanishi K and Palmer J (2011) Evaluating types and features of camera-traps in ecological studies: A guide for researchers. In: A. F. O'Connell, J. D. Nichols & U. Karanth Ullas (Eds.), *Camera-traps in Animal Ecology: Methods and Analyses*. Japan: Springer Japan. (pp. 27–43). doi: 10.1007/978-4-431-99495-4_3

Tirelli FP, de Freitas TRO, Michalski F, Percequillo AR and Eizirik E (2019). Using reliable predator identification to investigate feeding habits of Neotropical carnivores (Mammalia, Carnivora) in a deforestation frontier of the Brazilian Amazon. *Mammalia* **83**, 415–427. doi.org/10.1515/mammalia-2018-0106

Van de Kerk M, Onorato DP, Criffield MA, Bolker BM, Augustine BC, McKinley SA and Oli MK (2015). Hidden semi-Markov models reveal multiphasic movement of the endangered Florida panther. *Journal of Animal Ecology* **84** (2), 576–585.

Van Der Wal H (1999) *Chinantec Shifting Cultivation: Interactive Landuse. A case-study in the Chinantla, México, on secondary vegetation, soils and crop performance under indigenous shifting cultivation*. The Netherlands: Treemail Publishers, Heelsum.

Yang H, Zhao X, Han B, Wang T, Mou P, Ge J and Feng L (2018) Spatiotemporal patterns of Amur leopards in northeast China: Influence of tigers, prey, and humans. *Mammalian Biology* **92**, 120–128. doi: 10.1016/J.MAMBIO.2018.03.009

CUADRO 3-1. ÍNDICE DE ABUNDANCIA RELATIVA Y OCUPACIÓN NAÏVE DE DEPREDADORES Y PRESAS EN LA REGIÓN DE LA CHINANTLA, SUR DE MÉXICO.

Especies	Numero de eventos independientes	Índice de abundancia relativa	Ocupación Naïve
<i>Dasyprocta mexicana</i>	375	8.58	0.48
<i>Cuniculus paca</i>	195	4.46	0.43
<i>Nasua narica</i>	90	2.06	0.26
<i>Dicotyles</i> spp.	334	7.64	0.26
<i>Panthera onca</i>	62	1.42	0.25
<i>Puma concolor</i>	66	1.51	0.21
<i>Leopardus pardalis</i>	67	1.53	0.20
<i>Didelphis</i> spp.	76	1.74	0.20
<i>Sylvilagus</i> spp.	63	1.44	0.19
<i>Dasypus novemcinctus</i>	34	0.78	0.16
<i>Mazama temama</i>	33	0.75	0.15
<i>Eira barbara</i>	24	0.55	0.09
<i>Philander opossum</i>	48	1.1	0.09
<i>Procyon lotor</i>	27	0.62	0.05

CUADRO 3-2. SUPERPOSICIONES TEMPORALES DIARIAS ENTRE DEPREDADORES Y PRESAS EN LA REGIÓN DE CHINANTLA, SUR DE MÉXICO. EL VALOR DELTA Y LOS INTERVALOS DE CONFIANZA DEL 95% ENTRE PARÉNTESIS. EL SUPERÍNDICE INDICA EL ESTIMADOR DELTA UTILIZADO (1 CUANDO LA MUESTRA FUE <70 Y 4 CUANDO LA MUESTRA FUE => 70).

	<i>P. onca</i>	<i>P. concolor</i>	<i>L. pardalis</i>
<i>P. concolor</i>	0.81 (0.75-0.95) ¹		
<i>L. pardalis</i>	0.77 (0.67-0.89) ¹	0.82 (0.74-0.95) ⁴	
<i>N. narica</i>	0.40 (0.29-0.50) ¹	0.37 (0.26-0.47) ⁴	0.30 (0.17-0.37) ⁴
<i>E. barbara</i>	0.45 (0.31-0.60) ¹	0.45 (0.30-0.58) ¹	0.37 (0.21-0.49) ¹
<i>Didelphis</i> spp.	0.68 (0.54-0.78) ¹	0.70 (0.58-0.81) ⁴	0.73 (0.61-0.83) ⁴
<i>Dicotyles</i> spp.	0.58 (0.48-0.70) ¹	0.59 (0.48-0.69) ⁴	0.51 (0.39-0.58) ⁴
<i>M. temama</i>	0.61 (0.46-0.74) ¹	0.60 (0.42-0.72) ¹	0.55 (0.36-0.66) ¹
<i>D. mexicana</i>	0.59 (0.48-0.70) ¹	0.58 (0.45-0.66) ⁴	0.50 (0.35-0.55) ⁴
<i>C. paca</i>	0.72 (0.61-0.81) ¹	0.77 (0.68-0.88) ⁴	0.81 (0.74-0.92) ⁴
<i>S.yvilagus</i> spp.	0.75 (0.60-0.83) ¹	0.76 (0.66-0.88) ⁴	0.78 (0.68-0.90) ⁴
<i>D. novemcinctus</i>	0.64 (0.48-0.77) ¹	0.68 (0.55-0.84) ¹	0.69 (0.53-0.81) ¹

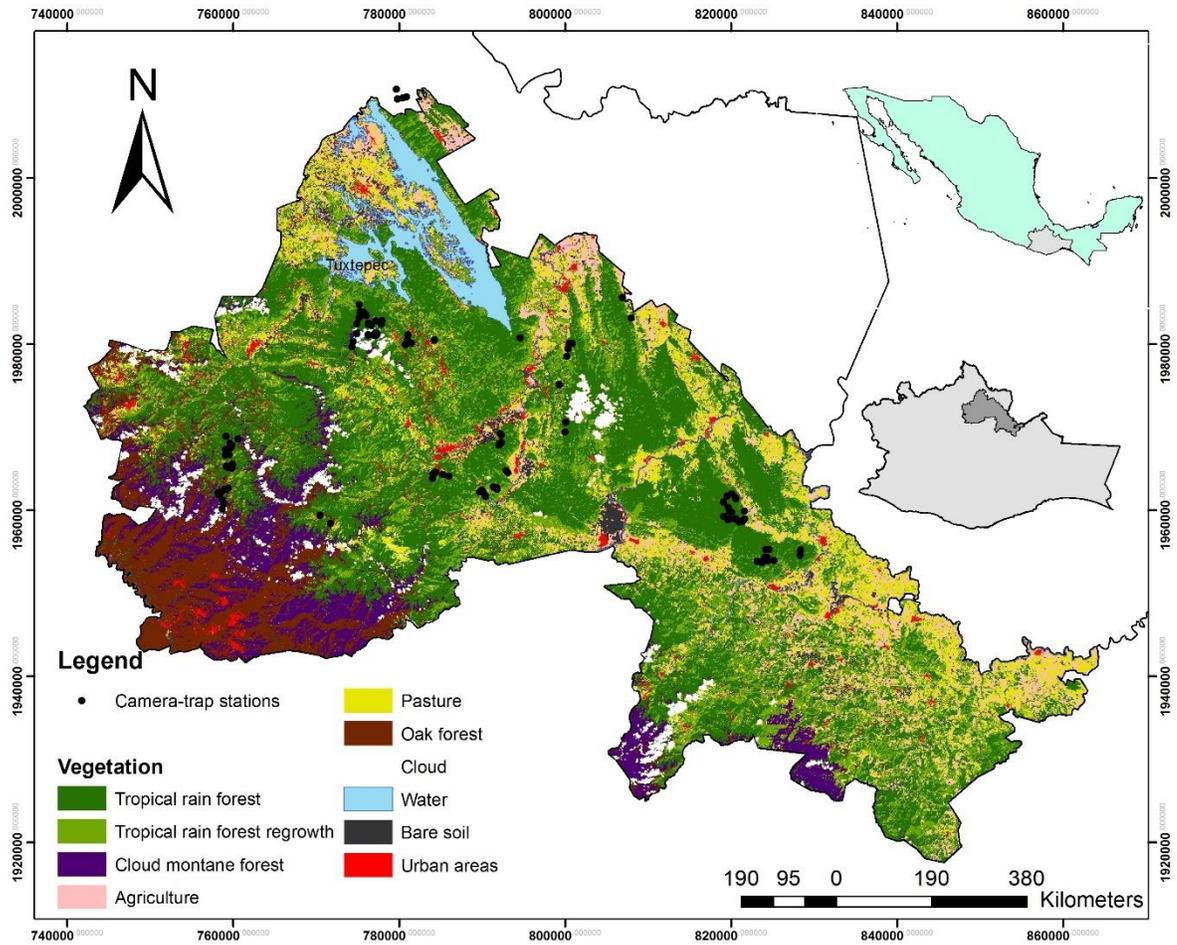


FIGURA 3-1. ÁREA DE ESTUDIO Y USO DEL SUELO Y VEGETACIÓN EN LA REGIÓN DE LA CHINANTLA, SUR DE MÉXICO. LOS CÍRCULOS NEGROS MUESTRAN LAS ESTACIONES DE CÁMARAS TRAMPA ESTABLECIDAS ENTRE 2011 Y 2014

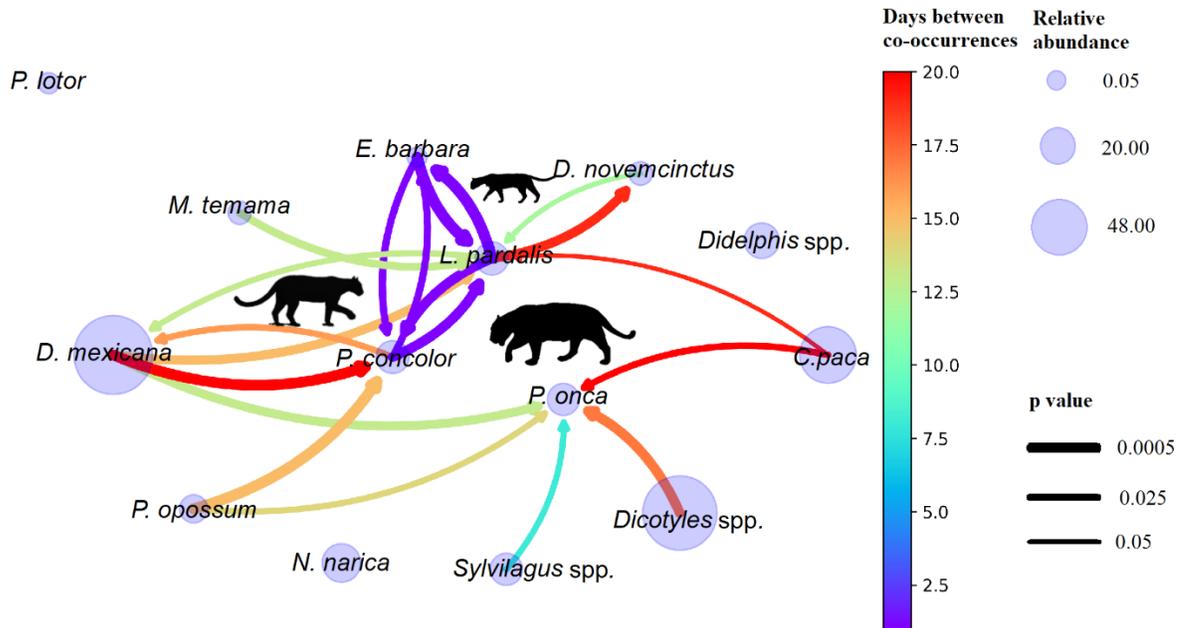


FIGURA 3-2. RED ECOLÓGICA DE CO-OCURRENCIAS DE DEPREDADORES Y PRESAS EN LA REGIÓN DE CHINANTLA, SUR DE MÉXICO. SOLO SE MUESTRAN CO-OCURRENCIAS SIGNIFICATIVAS ($P < 0.05$). EL TAMAÑO DEL CÍRCULO INDICA EL VALOR DEL ÍNDICE DE ABUNDANCIA RELATIVA (RAI). LA DIRECCIÓN DE LA FLECHA INDICA LA ESPECIE QUE OCURRE PRIMERO (PUNTA DE FLECHA) Y LA ESPECIE QUE OCURRE MÁS TARDE (COLA DE FLECHA). EL COLOR DE LA FLECHA INDICA EL DÍA DE REZAGO EN EL QUE PASÓ UNA ESPECIE Y LUEGO OTRA Y CORRESPONDE A LA LEYENDA DE LA DERECHA. EL GROSOR DE LA FLECHA INDICA EL VALOR P PROMEDIO DE LA CO-OCURRENCIA EN LAS 10 EJECUCIONES, UNA FLECHA MÁS GRUESA IMPLICA UN VALOR P PROMEDIO MÁS PEQUEÑO.

Material complementario 1. Pseudocódigos y códigos para ejecutar el análisis. Para los análisis de co-ocurrencia se seleccionaron aquellas especies con \Rightarrow 10 registros independientes. Se analizó la co-ocurrencia de parejas de especies observadas en la misma estación hasta 20 días de diferencia en su ocurrencia. Esta base de datos se organizó con números, cada especie tiene un número correspondiente, igual que cada estación.

1. We organize data to work (Matrix.m)

Pseudocode to construct a tridimensional matrix M with presence/absence information (1 or 0 respectively) of size $1492 \times 129 \times 14$, where 1492 is the number of days in 4 years of observations, 129 is the number of stations and 14 is the number of species. Each entry in the matrix M is denoted by $M_{i,j,k}$, where i is the day, j the station, and k the species.

Algorithm Matrix.m

Input: Database, number of days in every month of the studied years, dates in which every station was active, va the vector of species to consider (14 species)

Output: Tridimensional matrix M with presence/absence information (1 or 0 respectively)

Initialize Empty matrix $Matriz2$ of size $1492 \times 129 \times 28$.

Empty matrices $Matriz3$, M of size $1492 \times 129 \times 14$, *number of day* = 1.

For every *year* from 2011 to 2015

For every *month* in the selected year

For every *day* in the selected month

If there are any records for that *day*, *month* and *year* in the database

For every record

Find also the species and station

$i = \text{number of day}$

$j = \text{station}$

$k = \text{specie}$

Add 1 to the value in position $Matriz2_{i,j,k}$

EndFor

number of day = *number of day* + 1

End

EndFor

Endfor

Endfor

$Matriz3 = Matriz2$ restricted to the positions of 14 studied species in va

$M_{i,j,k}$ is 1 in the positions where $Matriz3_{i,j,k}$ is different to 0

Return M

Code in Octave

load 'Meses.txt'

load 'DatosE.txt'

load 'Estaciones.txt'

Matriz2=zeros(1492,129,28);

```

load 'va.txt'
Matriz3=zeros(1492,129,rows(va));
dia=1;
vector=zeros(rows(DatosE),1);
    for i=2011:1:2015
        for j=1:1:12
            for k=1:1:Meses((i-2011)*12+j,1)
                g=find(DatosE(:,7)==i&DatosE(:,6)==j& DatosE(:,5)==k);
                if rows(g~=0)
                    for m=1:1:rows(g)
                        vector(g)=1;
                        est=DatosE(g(m,1),1);
                        esp=DatosE(g(m,1),4);
                        Matriz2(dia,Estaciones(est,3),esp)=Matriz2(
                            dia,Estaciones(est,3),esp)+1;
                    Endfor
                end
                dia=dia+1;
            Endfor
        endfor
    endfor
save Matriz2.txt Matriz2
for j=1:1:rows(va)
    Matriz3(:,j)=Matriz2(:,va(j,1));
endfor
M=sign(Matriz3)
save M.txt M

```

2. We calculate the coincidences the same day (Coincidences.m)

Pseudocode to calculate associations of two species on the same day in the same site. We save this information in a matrix called E_0 .

If we fix k with $1 \leq k \leq 14$, $M_{i,j,k}$ represents a bidimensional matrix that indicates the days ($1 \leq i \leq 1492$) and stations ($1 \leq j \leq 129$) of presence/absence of species k .

Algorithm Coincidences.m

Input: Tridimensional matrix M with presence/absence information (1 or 0 respectively).

Output: Matrix E_0 of size 14×14 .

Initialize Empty matrix E_0 of size 14×14

For each bidimensional matrix $M_{i,j,k}$ corresponding to one specie k

For every bidimensional matrix $M_{i,j,l}$ corresponding to one specie l

$D = M_{i,j,k} + M_{i,j,l}$

In the position (k, l) of the matrix E_0 we count the number of times that the two species pass through the same station on the same day (all the entrances equal to 2 in the matrix D).

EndFor

EndFor

Return E_0

Code in Octave

```
load 'M.txt'
ne=14;
E=zeros(ne,ne);
  for i=1:1:ne
    for j=i:1:ne
      D=M(:,i)+M(:,j);
      E(i,j)=rows(find(D==2));
      E(j,i)=rows(find(D==2));
    endfor
  endfor
save E0.txt E
```

3. We calculate the coincidences by moving the matrices (Gap.m)

Pseudocode to calculate associations with a gap of m days for two species in the same site. We save this information in the E_m matrices with $1 \leq m \leq 20$. Each matrix E_m contains the information of m gap days for all the pairs of species.

Algorithm Gap.m

Input: Tridimensional matrix M with presence/absence information (1 or 0 respectively).

Output: 20 matrices E_m of size 14×14 .

For m the number of day gaps with $1 \leq m \leq 20$

Initialize empty matrix E of size 14×14

For each bidimensional matrix $M_{i,j,k}$ corresponding to a species k ,

with i from 1 to $1492 - m$

For every bidimensional matrix $M_{i,j,l}$ corresponding to a species l with

$m + 1 \leq i \leq 1492$

$D = M_{i,j,k} + M_{i,j,l}$

In the position (k,l) of the matrix E count the number of times that the two species pass in front of the same station with a gap of m days; this is all the entrances equals 2 in the matrix D.

EndFor

EndFor

Return E_m

End For

Code in Octave

```

load 'M.txt'
ne=14;
for m=1:1:20
    E=zeros(ne,ne);
    for i=1:1:ne
        for j=i:1:ne
            D=M(1:1492-m,:,i)+M(m+1:1492,:,j);
            E(i,j)=rows(find(D==2))
        endfor
    endfor
    file_name=strcat('E',num2str(m),'.txt');
    save nombre E
    rename ('nombre', [file_name])
endfor

```

4. We compile the 21-day information (Alldays.m)

Pseudocode to organize all the information of E_0 and every E_m in one file $R2$, that contains the information of associations for every pair of species along the 21 days.

Algorithm Alldays.m

Input: 21 Matrices E_m of size 14×14 , with $0 \leq m \leq 20$.

Output: R2 file with 196 rows that indicates every pair of species and their frequency of associations in 21 days.

Initialize empty matrix R2, F of size $14 \times 14 \times 21$

For every m with $0 \leq m \leq 20$

we save the matrix E_m in the position m along the third entrance of F ,
that is $F_{i,j,m} = (E_m)_{i,j}$

EndFor

For every pair of specie k and l

For every m with $0 \leq m \leq 20$

We find all the associations between the two species from day 0 to day
20, that is, we observe all the entrances of $F_{k,l,m}$ and save this
information in the file R2.

EndFor

EndFor

Return R2

Code in Octave

```

ne=14
R2=[];
for m=0:1:20
    file_name=strcat('E',num2str(m),'.txt');
    load (file_name);

```

```

        F(:,j,m+1)=E;
    endfor
    for i=1:1:ne
        for j=1:1:ne
            vec=[];
                for m=1:1:21
                    vec=[vec,F(i,j,m)];
                endfor
            R2=[R2;i,j,vec];
        endfor
    endfor
save R2.txt R2

```

5. We generate random tridimensional matrices to compare with observed data (Random.m)

Pseudocode that performs random resampling by generating random matrices corresponding to the same number of presence/absence events and limited to the days of activity of camera traps. Once created every random matrix, we analyze them by the same process that matrix from observed data, i. e. we run over the matrix the programs: Coincidences.m, Gap.m and Alldays.m. Instead of $R2$, we call the return $R4_y$ with $1 \leq y \leq 100$.

Algorithm Random.m

Input: Tridimensional matrix M with presence/absence information (1 or 0 respectively). Dates of active camera trap for every station. A number of days in every month of the studied years.

Output: $R4_y$ where $1 \leq y \leq 100$

For y with $1 \leq y \leq 100$

Initialize empty file $R4$, empty table of activity days of a station Z , empty vector of individual presence/absence V , empty matrix $Matriz4$ of size $1492 \times 129 \times 14$, $i = 1$.

For Every station from 1 to 129

Change real date by the corresponding *number of day* between 1 and 1492

EndFor

For $1 \leq v \leq 14$

V_v is calculated as the number of 1's in $M_{i,j,v}$

EndFor

While $Matriz4$ does not have the same events of presence/absence that M , this is $i < \text{events in } M$

Generate a random station between 1 and 129 (j)

Generate a random species between 1 and 14 (v)

Revise the table Z to know the *number of days* in which the selected station j was active and generate a *day* in that range.

If $Matriz4$ in v does not have the same events of presence/absence indicated in V_v

$$Matriz4_{day,j,v} = 1$$

Increase i in one, because we add an event of presence/absence

End

Endwhile

Run Coincidences.m, Gap.m, Alldays.m using $M = Matriz4$

R^4_y is the R^2 that return those algorithms

EndFor

Return R^4_y with $1 \leq y \leq 100$

Code in Octave

```
for y=1:1:100
    ne=14
    load 'M.txt'
    load 'Fechascamaras.txt'
    load 'Estaciones.txt'
    load 'Meses.txt'
    Z=[];
    for k=1:1:rows(Fechascamaras)
        diai=sum(Meses(1:(Fechascamaras(k,4)-11)*12,1))+sum(Meses(1:Fechascamaras(k,2)-1,1))+Fechascamaras(k,3);
        diaf=sum(Meses(1:(Fechascamaras(k,7)-11)*12,1))+sum(Meses(1:Fechascamaras(k,5)-1,1))+Fechascamaras(k,6);
        Z=[Z;Estaciones(k,3),diai,diaf];
    endfor
    V=[];
    for v=1:1:ne
        V=[V;sum(sum(M(:,v)))];
    endfor
    Matriz4=zeros(1492,129,ne);
    i=1;
    Lista=[];
    Lista2=zeros(1,ne);
    while i<sum(sum(sum(M)))
        estacion=floor(rand(1,1)*131);
        especie=floor(rand(1,1)*(ne+1));
        w=find(Z(:,1)==estacion);
        dia=floor(Z(w,2)+rand(1,1)*(Z(w,3)-Z(w,2)+1));
        if estacion~=0 && especie~=0
            %busco la estacion
        end
        i=i+1;
    end
endfor
```

```

        if sum(sum(Matriz4(:, :, especie))) < V(especie, 1)
            % [Z(w,2), dia, Z(w,3)]
            Matriz4(dia, estacion, especie) = 1;
            i = sum(sum(sum(Matriz4)));
        End
    End
Endwhile

save Matriz4.txt Matriz4
save Lista.txt Lista
% until here we generated all the data, now we analyze the matrix Matriz4
M = Matriz4;
Coincidences
Gap
Alldays
R4 = R2;
file_name = strcat('R4', num2str(y), '.txt');
save nombre R4
rename ('nombre', [file_name])
Endfor

```

6. We compare the observed data with the random data (Analysis.m)

Pseudocode that compares the information from observed data with the obtained in the random resampling (Bootstrap). We return a matrix of co-occurrences.

Algorithm Analysis.m

Input: $R2, R4_n$ with $1 \leq n \leq 100$ obtained from the previous algorithms.

Output: 0 - 1 Matrix with 182 rows and 21 columns, where 1's in the matrix represent co-occurrences, and 0's in the matrix represents non-co-occurrence bootstrapped.

Initialize empty tridimensional matrix MT , matrix MT_{pasap} , matrix MT_{pasa}

For every n with $1 \leq n \leq 100$

we save the matrix $R4_n$, in the position n along the third entrance of $MT_{i,j,n}$, this is $MT_{i,j,n} = R4_n$

EndFor

For every row (i) and column (j) of $MT_{i,j,n}$

We find and count the number of times that the random associations between two species are greater than the associations obtained from the observed data, that is, we count the number of times that the entry is greater than $R2$, for $1 \leq n \leq 100$. This number is called s .

We compute the p-value as $p - value = (1 + s)/101$.

This p-value is saved in $MT_{pasap_{ij}}$

EndFor

We select only that days and associations where $p - value < 0.05$, this is $MT_{pasa_{ij}} = 1$ if $MT_{pasap_{ij}} < 0.05$

We save in a .txt file the matrix MT_{pasa} , which is a co-occurrence matrix.

Return MTpasa

Code in Octave

```
MT=[];
    for k=1:1:100
        file_name=strcat('R4',num2str(k),'.txt');
        load (file_name);
        MT(:,:,k)=R4;
    endfor
MTpasa=[];
MTpasap=[];
load 'R2.txt'
    for j=1:1:rows(R2)
        for m=1:1:columns(R2)
            MTpasap(j,m)=(1+sum(MT(j,m,:)>=R2(j,m)))/101;
        endfor
    endfor
MTpasa=(MTpasap<0.05);
MTpasa=[R2(:,1:2),MTpasa(:,3:23)]
MTpasap=[R2(:,1:2),MTpasap(:,3:23)]
LIs=[]
    for t=1:1:rows(MTpasap)
        r=sum(MTpasa(t,3:23))
        if r~=0
            g=find(MTpasa(t,3:23)==1)
            LIs=[LIs;MTpasa(t,1),MTpasa(t,2),g(1,1),MTpasap(t,g(1,1)+2),r];
        end
    endfor
save analysis2B.txt MTpasa LIs MTpasap
```

7. We performed 10 times the previous steps 5 and 6 and selected, by the first day, the co-occurrences that always appear in each of the 10 generated matrices and built up a co-occurrence predator-prey network.

8. We construct the co-occurrences network

This algorithm was implemented in Python and uses the libraries: networkx, matplotlib.pyplot and pandas to create a digraph G, such that vertices are species and edges are the co-occurrence for pairs of species.

Algorithm: mammals_graph.py

Input: one excel file with the names of species and their IAR (number of independent events divided by the days in which cameras worked), a second excel file with the output vertice, input vertice, average p-value P , first time, in days, of co-occurrence (LIs).

Output: a picture of the graph G in a png file.

With networkx generate an empty digraph G

With pandas load the excel files and assign to G :

Node name: name of species

Node size: RAI

Edges: pairs of species

Arrow weight: $1/P$

Arrow color: the first day that co-occurrence is significant.

The positions of the 14 vertices are fixed.

With the positions and using the library matplotlib, we generate the picture of the graph and save it in a png file.

Code in Python

```
import networkx as nx
import matplotlib.pyplot as plt
import numpy as np
import pandas as pd
import matplotlib as mpl
from matplotlib import colors

archivo=pd.read_excel("Vertices14especies.xlsx", sheet_name='iars-14jul')
archivo2=pd.read_excel("26.xlsx", sheet_name='redfinal17-08-21')

numero_nodo=archivo['numero'].values.tolist()
clave_nodo=archivo['clave'].values.tolist()
labels=dict(zip(clave_nodo,numero_nodo))
tama_nodo=archivo['IAR'].values.tolist()
tama_nodo_big=list(np.array(tama_nodo)*250)

RedMami=nx.DiGraph()
RedMami.add_nodes_from(clave_nodo)
# In es el que pasa
entrada=archivo2['In'].values.tolist()
#Out el que lo sigue
salida=archivo2['Out'].values.tolist()
edge_colors=archivo2['Day'].values.tolist()
pesoArista=archivo2['freq2'].values.tolist()

Minimo = min(edge_colors)
Maximo=max(edge_colors)
normalizado=colors.Normalize(vmin=Minimo, vmax=Maximo)
```

```

vector=np.array(edge_colors)
edge_alphas =np.log(1.1**vector*vector)

for k in range(0,len(salida),1):
    RedMami.add_edge(salida[k],entrada[k],pesoA=pesoArista[k],Color_Aristas=edge_color
s[k])

#modificar posición de nodos
fig = plt.figure()
pos ={1: np.array([0.46777314, 0.01965]), 2: np.array([-1.78996326, 0.01965]), 3: np.array([-
0.12414765, 0.8691077 ]), 4: np.array([0.25847733, 0.55458074]), 5: np.array([-
0.8300294, 0.94467405]), 6: np.array([ -0.59404956, 0.4716172]), 7: np.array([-
1.3908153, 0.685145]), 8: np.array([-1.0691077, -0.95332362]), 9: np.array([-0.36804611, -
0.18835858]), 10: np.array([-1.03399451e-04, -0.7200]), 11: np.array([ -1.5358517, -
0.70027388]), 12: np.array([-1.99340412, 1.291307561]), 13: np.array([-0.90749008,
0.01010222]), 14: np.array([ -0.54825259, -0.98342945])}
pos2 ={1: np.array([0.46777314, -0.11965]), 2: np.array([-1.78996326, -0.11965]), 3:
np.array([-0.12414765, 0.9691077 ]), 4: np.array([0.25847733, 0.65458074]), 5: np.array([-
0.8300294, 1.01467405]), 6: np.array([ -0.59404956, 0.6116172]), 7: np.array([-
1.3908153, 0.785145]), 8: np.array([-1.0691077, -1.05332362]), 9: np.array([-0.36804611, -
0.28835858]), 10: np.array([-1.03399451e-04, -0.8200]), 11: np.array([ -1.5358517, -
0.80027388]), 12: np.array([-1.99340412, 1.191307561]), 13: np.array([-0.90749008, -
0.11010222]), 14: np.array([ -0.54825259, -1.08342945])}

nodes = nx.draw_networkx_nodes(RedMami, pos, node_size=tama_nodo_big,
node_color='blue',alpha=0.2)
edges = nx.draw_networkx_edges(RedMami,pos, node_size=tama_nodo_big, arrowstyle='->',
connectionstyle='arc3, rad=0.2',
width=pesoArista,edge_color=edge_colors,edge_cmap=plt.cm.rainbow)
#modificar posición de etiquetas de nodos
nx.draw_networkx_labels(RedMami,pos2,labels,font_size=13,font_weight='bold')
pc = mpl.collections.PatchCollection(edges, cmap=plt.cm.rainbow)
pc.set_array(edge_colors)
plt.colorbar(pc)
ax = plt.gca()
ax.set_axis_off()
#plt.show()
fig = mpl.pyplot.gcf()
fig.set_size_inches(12, 6)
plt.savefig('Co-ocurrenceNet.png',bbox_inches='tight',pad_inches=2,dpi=300)
pos=[]
plt.close()

```

CUADRO S 3-1 NÚMERO DE ESTACIONES DE CÁMARAS TRAMPA COLOCADAS ENTRE 2011 Y 2014 EN 18 COMUNIDADES DE LA REGIÓN DE CHINANTLA, SUR DE MÉXICO. ENTRE PARÉNTESIS ESTÁ EL NÚMERO DE EVENTOS INDEPENDIENTES OBTENIDOS EN LAS CÁMARAS TRAMPA.

Comunidad	Municipio	2011	2012	2013	2014	Total
Cerro Concha	Santa María Jacatepec				1	1
Cerro Mirador	San Juan Bautista Valle Nacional	22 (86)			3(4)	25 (90)
Cerro Tepezcuinte	San Miguel Soyaltepec		4 (30)			4 (30)
Emiliano Zapata	Santa María Jacatepec				5 (70)	5 (70)
Leyes de Reforma	San José Chiltepec			1 (27)	1 (5)	2 (32)
Luis Echeverría	Santiago Jocotepec		5 (61)	2 (26)	3 (10)	10 (97)
Monte Negro	San Juan Bautista Valle Nacional		4 (48)	8 (65)		12 (113)
Nopalera del Rosario	San Juan Bautista Valle Nacional				2 (9)	2 (9)
Paso de San Jacobo	Santiago Jocotepec			2 (18)		2 (18)
Paso Nuevo La Hamaca	San Juan Bautista Valle Nacional			1 (12)	4(3)	5 (15)
Rancho Faisán	San Juan Bautista Valle Nacional				1 (3)	1 (3)
San Antonio del Barrio	San Felipe Usila			7 (37)	9 (146)	16 (183)
San Cristóbal La Vega	San Juan Bautista Valle Nacional			2 (21)		2 (21)
San Mateo Yetla	San Juan Bautista Valle Nacional			1 (3)	5 (55)	6 (58)
San Rafael Agua Pescadito	San Juan Bautista Valle Nacional			1 (5)	1 (9)	2 (14)
Santa Cruz Tepetotutla	San Felipe Usila			3 (19)	6 (149)	9 (158)
Soledad Vista Hermosa	Santiago Jocotepec		4 (173)	12 (275)	7 (318)	23 (766)
Vega de Sol	Santa María Jacatepec			2 (21)		2 (21)
Total		22 (86)	15 (312)	41(529)	43 (787)	129 (1719)

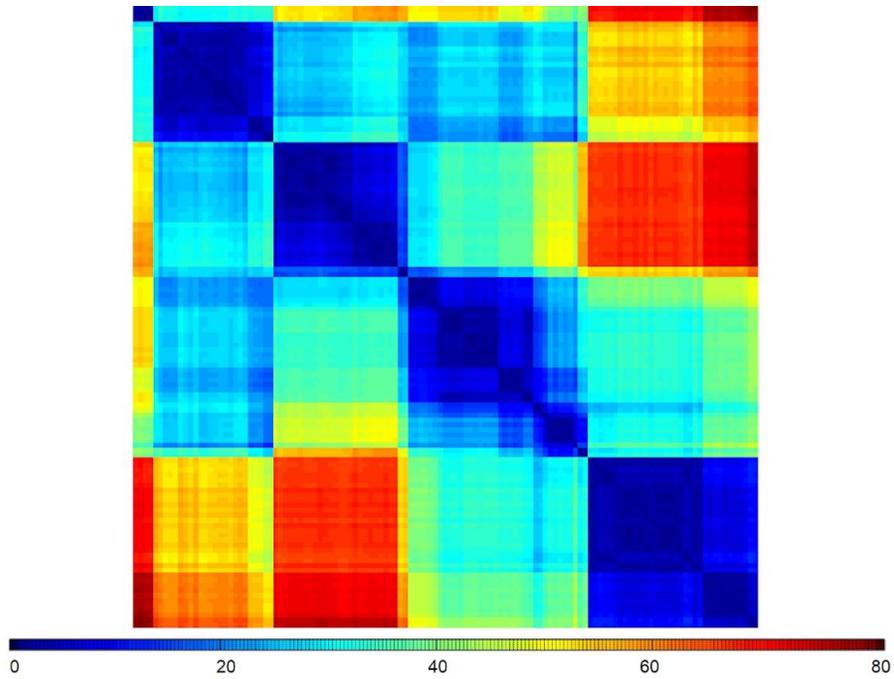
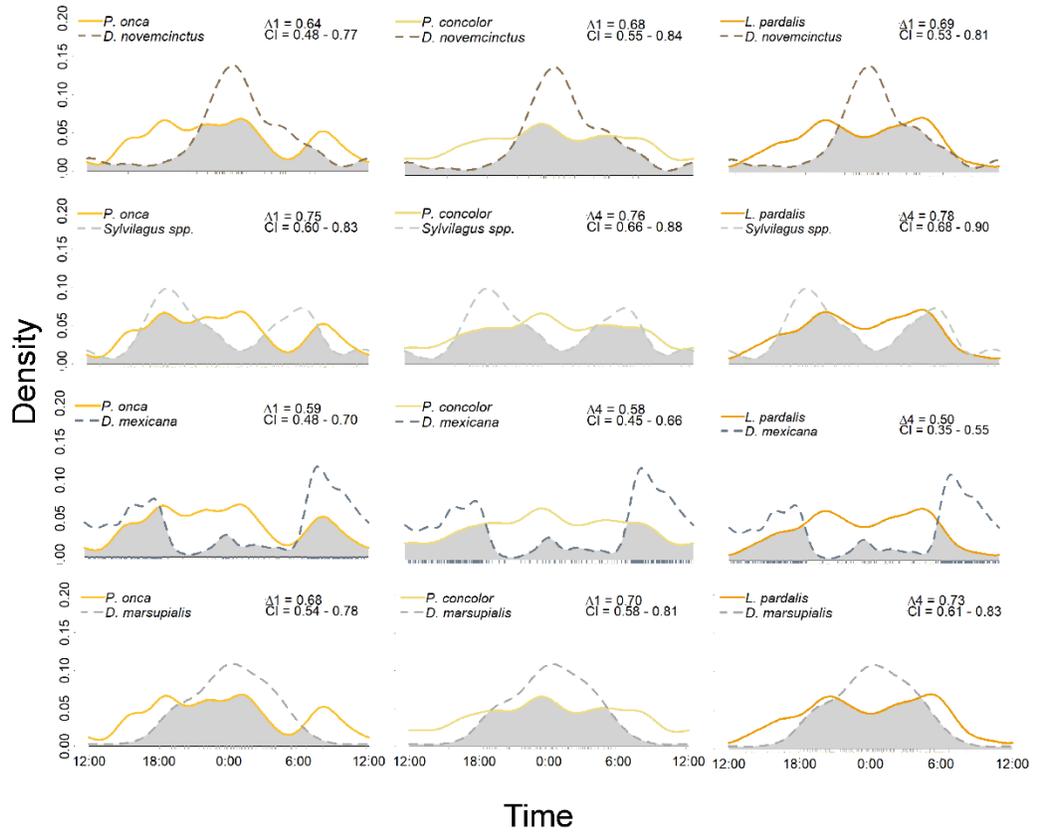
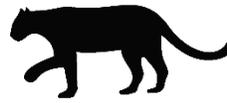
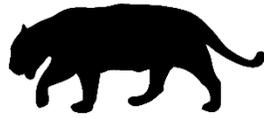


FIGURA S 1. MATRIZ DE DISTANCIA ENTRE ESTACIONES CÁMARA-TRAMPA. CADA PÍXEL CORRESPONDE AL VALOR DE LA DISTANCIA ENTRE 2 ESTACIONES DE CÁMARA TRAMPA, LAS 129 ESTACIONES SE HAN ORGANIZADO DE IZQUIERDA A DERECHA Y DE ARRIBA A ABAJO CONSERVANDO EL MISMO ORDEN. EN LA PARTE INFERIOR ESTÁ LA ESCALA DE COLORES QUE VA DE 0 A 80 KM.



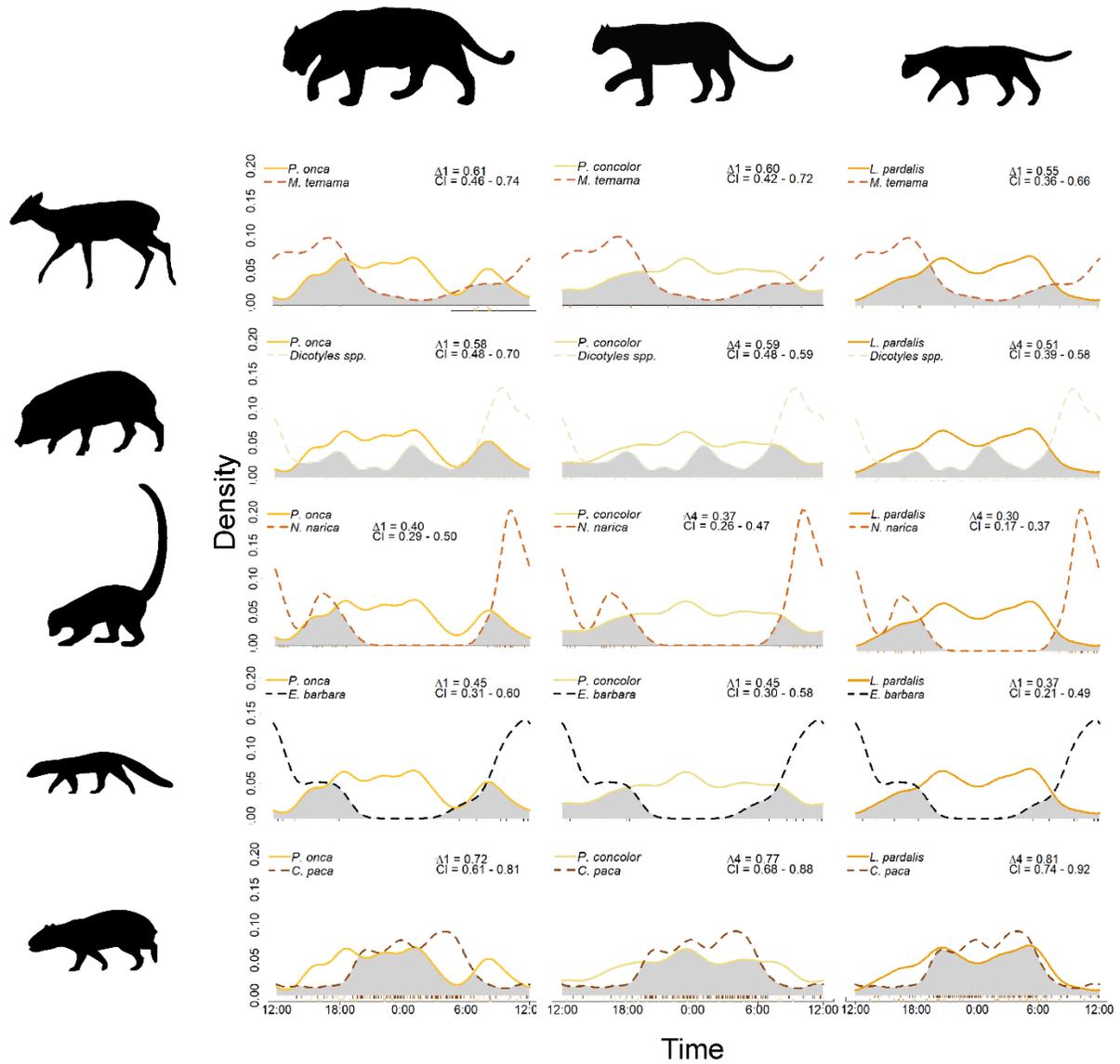


FIGURA S 2. SUPERPOSICIONES TEMPORALES DIARIAS ENTRE DEPREDADORES Y PRESAS EN LA REGIÓN DE CHINANTLA, SUR DE MÉXICO.

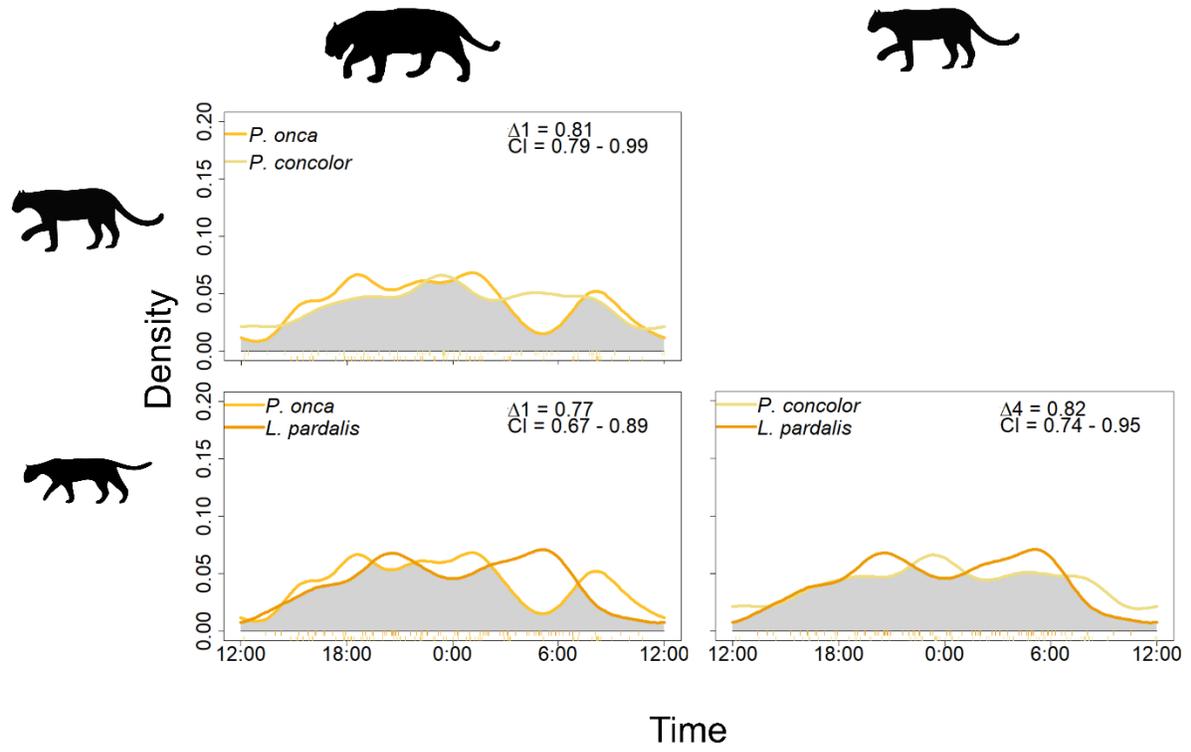


FIGURA S 3. SUPERPOSICIONES TEMPORALES DIARIAS ENTRE DEPREDADORES EN LA REGIÓN DE CHINANTLA, SUR DE MÉXICO.

Capítulo 4 Discusión y conclusiones generales

Capítulo I

Uno de los aportes de esta tesis fue tener una línea base sobre la riqueza de mamíferos en La Chinantla, ya que a pesar de que la región es reconocida como una de las más biodiversas (Arriaga *et al.*, 2000; de Albuquerque *et al.*, 2015; Meave *et al.*, 2006, 2017) no existe información científica sobre los mamíferos a nivel regional, solo hay datos aislados de algunos municipios que la conforman (Alfaro *et al.*, 2006; Espinoza-Ramirez *et al.*, 2017; Figel *et al.*, 2009; Ibarra *et al.*, 2011; Pérez-Irineo & Santos-Moreno, 2010; Pérez-Lustre *et al.*, 2006; Silva-Magaña & Santos-Moreno, 2020). Los resultados demostraron que La Chinantla es la segunda región con mayor riqueza de mamíferos en México (n = 134), el primer lugar lo ocupa La Selva Zoque (n = 149; Lira-Torres *et al.* 2012). Además, mantiene en su territorio a 44 especies en peligro de extinción, en el caso de algunas, como *Caluromys derbianus* y *Ateles geoffroyi*, esta región representa una de las áreas de distribución más occidental (Galindo-Aguilar *et al.*, 2019; Ortiz-Martínez *et al.*, 2012). Para otras, como, *Panthera onca* representa, además de un corredor biológico muy importante (Dueñas-López *et al.*, 2015; Rodríguez-Soto *et al.*, 2011), una región con una población (Lavariega *et al.*, 2020) que puede ayudar al flujo genético y la conservación de la especie. Por lo antes expuesto, La Chinantla debería de ser una región prioritaria para la conservación de mamíferos en México.

Capitulo II

El monitoreo comunitario llevado a cabo en las ADVC de La Chinantla, a pesar de no ser sistemático, nos permitió conocer la riqueza y diversidad de los mamíferos medianos y grandes de

la región, la cual resultó ser mayor en bosques tropicales perennifolios, la información obtenida permitió argumentar que, en conjunto, las ADVC pueden funcionar como una Reserva Archipiélago y contribuir a la conservación de los mamíferos en México.

Las Áreas Destinadas Voluntariamente a la Conservación (ADVC), así como las áreas de conservación comunitaria y áreas privadas son, por lo regular, sitios de pequeñas extensiones (600-10,000 ha, (CONANP, 2020; Martin *et al.*, 2011), sin embargo muchos de ellos tienen la capacidad de mantener dentro de sus territorios una alta riqueza de vertebrados. A nivel internacional, en los andes colombianos, las áreas privadas de conservación mantienen una alta riqueza de mamíferos pequeños y son refugio de mamíferos medianos y grandes (López-Arévalo *et al.*, 2021). En Perú estas zonas conservan a los vertebrados amenazados (Shanee *et al.*, 2017) En México el 73% de los anfibios endémicos y el 26% de los microendémicos están dentro de las áreas de conservación comunitaria (Ochoa-Ochoa *et al.*, 2009). En Oaxaca, las reservas privadas mantienen una alta diversidad de mamíferos, 30 especies (Buenrostro-Silva, Pinacho-López, *et al.*, 2016). En Veracruz se registraron 16 especies en dos reservas privadas, la mitad de las especies que históricamente se han registrado en la región (Gallina & González-Romero, 2018). Para este tipo de áreas de conservación también existen registros nuevos o recientes sobre algunas especies, como *Mephitis macroura* (Buenrostro-Silva, Curiel, *et al.*, 2016) y *Glaucomys volans* (Gómez-Ugalde *et al.*, 2017). Con respecto a las ADVC se ha hecho un inventario sobre murciélagos en el sur de México (Villegas-Patracca *et al.*, 2020). No existe en la literatura otras investigaciones sobre la riqueza de mamíferos en las ADVC de México. Las ADVC demostraron, al igual que lo han hecho las investigaciones en zonas de conservación comunitaria y privadas, que mantienen una alta riqueza de mamíferos: 26 especies una cifra similar a las zonas aledañas a La Selva Lacandona,

en donde las áreas comunales protegidas conservan 29 especies, diez de ellos en alguna categoría de riesgo en la NOM-059 (Muench & Martínez-Ramos, 2016). Esta información es relevante para los tomadores de decisiones y puede tener un beneficio directo en la conservación no solo de los mamíferos medianos y grandes sino de la biodiversidad que ahí se localiza.

El monitoreo comunitario con cámaras trampa es llevado a cabo en todo el país (Moreno-Arzate *et al.*, 2020), por lo tanto, la sistematización de la información generada debe de ser una prioridad. En el caso de monitoreo llevado a cabo con PROCODES, a pesar de que la CONANP planeó que existieran protocolos de monitoreo, estos no existen y es la misma institución que en un documento reciente hace hincapié en que se requiere la homologación de los protocolos de monitoreo para poder tener estimaciones de las poblaciones de animales (CONANP, 2020). Hasta ahora se ha logrado contribuir al conocimiento científico a través de registros recientes de diversas especies a lo largo del país, tal es el caso de *P. onca* (Aguilar-López *et al.*, 2015a; Hidalgo-Mihart *et al.*, 2012, 2015), *Ursus americanus* (Aguilar-Lopez *et al.*, 2019; Charre-Medellín *et al.*, 2021), *Tayassu pecari* (Hidalgo-Mihart & Contreras-Moreno, 2012), *Canis latrans* (Hidalgo-Mihart *et al.*, 2013), *Eira barbara* (Morales *et al.*, 2016) y *Trichechus manatus* (Ávila-Canto *et al.*, 2017). Pero no se había realizado un análisis sobre la diversidad de los mamíferos medianos y grandes, por lo tanto, esta investigación es la primera que hace un aporte al respecto.

En esta investigación encontramos que en el bosque tropical perennifolio de zonas bajas (menos de 400m), el cual esta entremezclado con áreas agroforestales y cultivos, entre ellos milpas, se concentra la mayor riqueza de especies. Es posible que uno de los factores que provoca esta condición sea el paisaje que presenta esta zona, ya que se ha observado que los sistemas agroforestales son capaces de conservar mucha de la biodiversidad que originalmente se

encontraba en una región dada (Perfecto & Vandermeer, 2008). Particularmente, en el caso de los mamíferos medianos y grandes, la riqueza de los bosques tropicales es similar a la de las áreas de cafetales (Etana *et al.*, 2021; Gallina *et al.*, 1996), para los mamíferos pequeños se observa el mismo patrón en Costa Rica (Caudill *et al.*, 2015). Es importante señalar que algunos ambientes agroforestales como el cafetal de sombra es adecuados para la conservación de los mamíferos, pero no sucede lo mismo con cafetales de sol, cuando se compara la riqueza entre ambos, en los segundos la riqueza disminuye (Caudill *et al.*, 2015). Para futuras investigaciones se recomienda hacer un análisis puntual sobre las variables (XXX) que podrían estar implicadas en la riqueza de mamíferos medianos y grandes.

Capitulo III

A pesar de que no existe un diseño de muestreo estandarizado y sistemático en el monitoreo comunitario de las ADVC, la información que se obtiene de las trampas cámara se puede utilizar para aplicar análisis no convencionales en ecología. En la presente tesis se aplicó un método novedoso para analizar co-ocurrencia entre depredadores y presas para inferir comportamientos de evitación por parte de las presas y seguimiento por parte de los depredadores. Comúnmente para hacer este tipo de inferencias con datos de cámaras trampa se utilizan modelos de ocupación (Rota *et al.*, 2016). Pero dada la naturaleza de los datos este tipo de análisis no cumple con los supuestos, por lo tanto, se analizaron tiempos de latencia entre depredadores y presas. Esto se ha hecho con anterioridad realizado análisis estadísticos como: modelos lineales, prueba U de Mann-Whitney, y prueba de permutación (Niedballa *et al.*, 2019); sin embargo, con la intención de contribuir a los métodos ya conocidos se optó por utilizar matrices tridimensionales, Bootstrap y redes ecológicas. Este método puede ser replicable en las diferentes ADVC del país. En conclusión en la

investigación observamos que las presas no coexistieron con los depredadores en la dimensión espacial y temporal. Una vez que ocurren los depredadores las presas tardan varios días en ocurrir en esos mismos sitios, lo que sugiere que la presa percibe las señales dejadas por los depredadores y, en consecuencia, evita los sitios de riesgo. También, observamos que una vez que ocurren las presas los depredadores lo hacen muchos días después. Con respecto a los depredadores subordinados (*L. pardalis* y *P. concolor*) notamos que están evitando al depredador ápice (*P. onca*) ya que coocurren en el mismo sitio varios días después. En cambio, los depredadores subordinados mostraron una coexistencia espacio-temporal quizás facilitada por la segregación dietética, ya que notamos en la red que no están coocuriendo con las mismas presas. Este panorama, en el que se encuentran coexistiendo los tres depredadores más grandes de México, sugiere que el estado de conservación de las ADVC de La Chinantla es capaz de mantener la biodiversidad que ahí se encuentra.

Finalmente, de manera general se demostró que haciendo sinergias entre los diferentes actores implicados en la conservación de los mamíferos medianos y grandes (pobladores locales, instituciones de gobierno y académicas) es posible aportar información al conocimiento ecológico de este grupo de especies. La información generada aquí podría ayudar a tomar decisiones en materia de conservación y a dirigir esfuerzos a las zonas que mantienen menor riqueza.

Literatura citada

- Acevedo, M. A., Lugo Espinosa, G., & Ortiz Hernández, Y. D. (2021). Percepciones comunitarias sobre mecanismos de conservación de recursos naturales bajo un enfoque paisajístico en tres ejidos de la Chinantla, Oaxaca. In J. Gasca Zamora & H. E. Hoffmann Esteves (Eds.), *Recuperación transformadora de los territorios con equidad y sostenibilidad*. UNAM-AMECIDER.
- Afriyie, J. O., Asare, M. O., & Hejzmanová, P. (2021). *Exploring the Knowledge and Perceptions of Local Communities on Illegal Hunting: Long-Term Trends in a West African Protected Area*. <https://doi.org/10.3390/f12111454>
- Aguilar-Lopez, M., Monter-Vargas, J. L., Cornejo-Latorre, C., & Hernández-Saintmartin, A. (2019). First Photo Evidence of the American Black Bear (*Ursus americanus*) in the Southwestern Limit of Its Distribution. *Western North American Naturalist*, 79(1), 124–129. <https://doi.org/10.3398/064.079.0112>
- Aguilar-López, M., Ramos-Frías, J., Rojas-Martínez, A. E., & Cornejo-Latorre, C. (2015a). First Record of Jaguar (*Panthera onca*) from the State of Hidalgo , México. *Western North American Naturalist*, 75(4). <https://doi.org/10.3398/064.075.0407>
- Aguilar-López, M., Ramos-Frías, J., Rojas-Martínez, A. E., & Cornejo-Latorre, C. (2015b). First Record of Jaguar (*Panthera onca*) from the State of Hidalgo, México. *Western North American Naturalist*, 75(4), 520–525. <https://doi.org/10.3398/064.075.0407>
- Aguilar-Tomasini, M. A., Martin, M. D., & Speed, J. D. M. (2021). Assessing spatial patterns of phylogenetic diversity of Mexican mammals for biodiversity conservation. *Global Ecology*

and Conservation, 31(September), e01834. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01834>

Alfaro, A. M., García-García, J. L., Santos-Moreno, A., & Alfaro A.M., Luís García-García J, S.-

M. A. (2006). Mamíferos de los municipios Santiago Jocotepec y Ayotzintepec, Chinantla Baja, Oaxaca. *Naturaleza y Desarrollo*, 4(1), 19–23.

[https://www.researchgate.net/profile/Jose-Garcia-Garcia-](https://www.researchgate.net/profile/Jose-Garcia-Garcia-5/publication/265851650_Mamiferos_de_los_municipios_Santiago_Jocotepec_y_Ayotzintepec_Chinantla_Baja_Oaxaca/links/541f7b4e0cf241a65a1aaea1/Mamiferos-de-los-municipios-Santiago-Jocotepec-y-Ayotzintepe)

[5/publication/265851650_Mamiferos_de_los_municipios_Santiago_Jocotepec_y_Ayotzintepec_Chinantla_Baja_Oaxaca/links/541f7b4e0cf241a65a1aaea1/Mamiferos-de-los-municipios-Santiago-Jocotepec-y-Ayotzintepe](https://www.researchgate.net/profile/Jose-Garcia-Garcia-5/publication/265851650_Mamiferos_de_los_municipios_Santiago_Jocotepec_y_Ayotzintepec_Chinantla_Baja_Oaxaca/links/541f7b4e0cf241a65a1aaea1/Mamiferos-de-los-municipios-Santiago-Jocotepec-y-Ayotzintepe)

Almazán-Núñez, R. C., Alvarez-Alvarez, E. A., Ruiz-Gutiérrez, F., Almazán-Juárez, Á., Sierra-

Morales, P., & Toribio-Jiménez, S. (2018). Biological survey of a cloud forest in southwestern Mexico: Plants, amphibians, reptiles, birds, and mammals. *Biota Neotropica*,

18(2). <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2017-0444>

Alvarado, F., Escobar, F., Montero-Muñoz, J., & Alvarado F, Escobar F, M.-M. J. (2014).

Diversity and biogeographical makeup of the dung beetle communities inhabiting two mountains in the Mexican Transition Zone. *Organisms Diversity and Evolution*, 14(1), 105–114. <https://doi.org/10.1007/s13127-013-0148-0>

Anderson, R. S., & Ashe, J. S. (2000). Leaf litter inhabiting beetles as surrogates for establishing

priorities for conservation of selected tropical montane cloud forests in Honduras, Central America (Coleoptera; Staphylinidae, Curculionidae). *Biodiversity and Conservation*, 9(5),

617–653. <https://doi.org/10.1023/A:1008937017058>

Andrade-Sánchez, J., Eaton-Gonzalez, R., Leyva-Aguilera, C., & Wilken-Robertson, M. (2021).

Indigenous mapping for integrating traditional knowledge to enhance community-based vegetation management and conservation: The kumeyaay basketweavers of San José de la Zorra, México. *International Journal of Geo-Information*, 10(124), 1–20.

<https://doi.org/10.3390/ijgi10030124>

Anta-Fonseca, S., & Mondragón-Galicia, F. (2006). El Ordenamiento Territorial y los estatutos comunales: el caso de Santa Cruz Tepetotutla, Usila, Oaxaca. In S. Anta, A. V. Arreola, M. A. González, & J. Acosta (Eds.), *Ordenamiento Territorial Comunitario: un debate de la sociedad civil hacia la construcción de políticas públicas* (pp. 191–208). Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales; Instituto Nacional de Ecología; Instituto para el Desarrollo Sustentable en Mesoamérica, AC. Grupo Autónomo para la Investigación Ambiental, A.C. Grupo de Estudios Ambientales, A.C. Methodus Consultora, S.

Aranda-Sánchez, J. M. (2012). *Manual para el rastreo de mamíferos silvestres de México*.

Aranda, M., Botello, F., López-De Buen, L., & Aranda, M., Botello, F., & López-de Buen, L. (2012). Diversidad y datos reproductivos de mamíferos medianos y grandes en el bosque mesófilo de montaña de la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán, Jalisco- Colima, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 83(3), 778–784.

<https://doi.org/http://dx.doi.org/10.7550/rmb.24850>

Armenteras, D., Espelta, J. M., Rodríguez, N., & Retana, J. (2017). Deforestation dynamics and drivers in different forest types in Latin America: Three decades of studies (1980–2010). *Global Environmental Change*, 46(November 2016), 139–147.

<https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2017.09.002>

- Arriaga, L., Espinoza, J. M., Aguilar, C., E., M., Gómez, L., & Loa, E. (2000). *Regiones Terrestres Prioritarias para México*. Comisión Nacional Para El Conocimiento y Uso de La Biodiversidad. México.
- <http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/regionalizacion/doctos/terrestres.html>
- Ávila-Canto, J. G., Velázquez-Mendoza, C., Castelblanco-Martínez, N., Niño-Torres, C., & Córdova-Tapia, F. (2017). ¿Está de regreso el manatí antillano (*Trichechus manatus manatus*)? Presencia de la especie en el “Área de Protección de Flora y Fauna Yum Balam” Quintana Roo, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 88(4), 999–1002.
- <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2017.10.036>
- Ávila-Nájera, D. M., Chávez, C., Lazcano-Barrero, M. A., Pérez-Elizalde, S., & Alcántara-Carbajal, J. L. (2015). Estimación poblacional y conservación de felinos (Carnivora : Felidae) en el norte de Quintana Roo , México. *Revista de Biología Tropical*, 63(3), 799–813.
- Ávila-Nájera, D. M., Naranjo, E. J., Tigar, B., Villarreal, O., & Mendoza, G. D. (2018). An evaluation of the contemporary uses and cultural significance of mammals in Mexico. *Ethnobiology Letters*, 9(2), 124–135. <https://doi.org/10.14237/eb1.9.2.2018.1106>
- Benchimol, M., von Mühlen, E. M., & Venticinque, E. M. (2017). Lessons from a Community-Based Program to Monitor Forest Vertebrates in the Brazilian Amazon. *Environmental Management*, 60(3), 476–483. <https://doi.org/10.1007/s00267-017-0888-2>
- Bender, D. J., Contreras, T. A., Fahrig, L., Ecology, S., & Mar, N. (1998). Habitat Loss and Population Decline : A Meta-Analysis of the Patch Size Effect. *Ecology*, 79(2), 517–533.

<https://doi.org/10.2307/176950>

- Benítez-López, A., Alkemade, R., Schipper, A. M., Ingram, D. J., Verweij, P. A., Eikelboom, J. A. J., & Huijbregts, M. A. J. (2017). The impact of hunting on tropical mammal and bird populations. *Science*, *356*(6334), 180–183. <https://doi.org/10.1126/science.aaj1891>
- Bonney, R., Cooper, C. B., Dickinson, J., Kelling, S., Phillips, T., Rosenberg, K. V., & Shirk, J. (2009). Citizen science: A developing tool for expanding science knowledge and scientific literacy. *BioScience*, *59*(11), 977–984. <https://doi.org/10.1525/bio.2009.59.11.9>
- Bornholdt, R., Helgen, K., Koepfli, K. P., Oliveira, L., Lucherini, M., & Eizirik, E. (2013). Taxonomic revision of the genus *Galictis* (Carnivora: Mustelidae): Species delimitation, morphological diagnosis, and refined mapping of geographical distribution. *Zoological Journal of the Linnean Society*, *167*(3), 449–472. <https://doi.org/10.1111/j.1096-3642.2012.00859.x>
- Boron, V., Deere, N. J., Xo, P., & Link, A. (2019). Richness , diversity , and factors influencing occupancy of mammal communities across human-modified landscapes in Colombia
Richness , diversity , and factors in fl uencing occupancy of mammal communities across human-modi fi ed landscapes in Colombia. *Biological Conservation*, *232*(February), 108–116. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.01.030>
- Botello, F., Illoldi-Rangel, P., Linaje, M., Monroy Gamboa, A. G., & Sánchez-Cordero, V. (2005). Nuevos registros del tepezcuintle(Agouti paca) para el norte del estado de Oaxaca, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, *76*(1), 103–105.
<http://www.ib.unam.mx/m/revista/pdfs/Z-02-2005.pdf>

- Braga Lima, K. C., Passamani, M., & Rosa, C. (2020). Daily tayra (*Eira barbara*, Linnaeus 1758) activity patterns and habitat use in high montane tropical forests. *Acta Oecologica*, 108(July), 103624. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2020.103624>
- Bray, D. B., Duran, E., Anta, S., Martin, G. J., & Mondragon, F. (2008). A new conservation and development frontier: community protected areas in Oaxaca, Mexico. *Current Conservation*, 2(2), 7–9.
- Brindis-Badillo, A. D. (2016). *Proceso de sucesión secundaria en comunidades de mamíferos terrestres en una región tropical húmeda de México* [Universidad Nacional Autónoma de México]. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.21739.34089>
- Briones-Salas, M., Cortés-Marcial, M., & Lavariega, M. C. (2015). Diversidad y distribución geográfica de los mamíferos terrestres del estado de Oaxaca, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 86(3), 685–710. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2015.07.008>
- Briones-Salas, M., Lavariega, M. C., & Lira-Torres, I. (2012). Distribución actual y potencial del jaguar (*Panthera onca*) en Oaxaca, México Present and potential distribution of the jaguar (*Panthera onca*) in Oaxaca, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 83, 246–257.
- Briones-Salas, M., & Lira-Torres, I. (2011). abundancia relativa de mamíferos en la Impacto de la ganadería extensiva. *Therya*, 2(3), 217–218.
- Briones-salas, M., Luna Krauletz, M. D., Marín-Sánchez, A., & Servín, J. (2006). Noteworthy records of two species of mammals in the Sierra Madre de Oaxaca, Registros notables de dos especies de mamíferos de la Sierra Madre de Oaxaca, México. *Revista Mexicana de*

Biodiversidad, 77(July 2004), 309–310.

Bruner, A. G., Gullison, R. E., Rice, R. E., & Da Fonseca, G. A. B. (2001). Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. *Science*, 291(5501), 125–128.

<https://doi.org/10.1126/science.291.5501.125>

Buenrostro-Silva, A., Curiel, C. A. L., Sánchez, O. J., & García-Grajales, J. (2016). Registro de *Mephitis macroura* (Carnivora: Mephitidae) en Santa María Tonameca, Oaxaca, México.

Ciencia y Mar, 59, 23–26.

Buenrostro-Silva, A., Pinacho-López, B., & García-Grajales, J. (2016). Diversidad de mamíferos en una reserva privada de la Sierra Sur de Oaxaca, México. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, 4(10), 111.

<https://doi.org/10.19136/era.a4n10.975>

Burton, A. C. (2012). Critical evaluation of a long-term, locally-based wildlife monitoring program in West Africa. *Biodiversity and Conservation*, 21(12), 3079–3094.

<https://doi.org/10.1007/s10531-012-0355-6>

Caire William. (1997). Annotated checklist of the recent land mammals of Sonora, Mexico. *Life among the Muses: Special Publications of the Museum of Southwestern Biology*, 3, 69–80.

<http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.838.4414&rep=rep1&type=pdf#page=74>

Calixto-Pérez, E., Alarcón-Guerrero, J., Ramos-Fernández, G., Dias, P. A. D., Rangel-Negrín, A., Améndola-Pimenta, M., Domingo, C., Arroyo-Rodríguez, V., Pozo-Montuy, G., Pinacho-Guendulain, B., Urquiza-Haas, T., Koleff, P., & Martínez-Meyer, E. (2018). Integrating expert knowledge and ecological niche models to estimate Mexican primates'

distribution. *Primates*, 59(5), 451–467. <https://doi.org/10.1007/s10329-018-0673-8>

Camargo-Sanabria, A. A., Mendoza, E., Guevara, R., Martinez-Ramos, M., & Dirzo, R. (2014).

Experimental defaunation of terrestrial mammalian herbivores alters tropical rainforest understorey diversity. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 282(1800), 20142580–20142580. <https://doi.org/10.1098/rspb.2014.2580>

Camino, M., Thompson, J., Andrade, L., Cortez, S., Matteucci, S. D., & Altrichter, M. (2020).

Using local ecological knowledge to improve large terrestrial mammal surveys, build local capacity and increase conservation opportunities. *Biological Conservation*, 244(August 2019). <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108450>

Caravaggi, A., Gatta, M., Vallely, M. C., Hogg, K., Freeman, M., Fadaei, E., Dick, J. T. A.,

Montgomery, W. I., Reid, N., & Tosh, D. G. (2018). Seasonal and predator-prey effects on circadian activity of free-ranging mammals revealed by camera traps. *PeerJ*, 2018(11), 1–27. <https://doi.org/10.7717/peerj.5827>

Carbone, C., Christie, S., Conforti, K., Coulson, T., Franklin, N., Ginsberg, J. R., Griffiths, M.,

Holden, J., Kawanishi, K., Kinnaird, M., Laidlaw, R., Lynam, A., Macdonald, D. . W., Martyr, D., McDougal, C., Nath, L., O'Brien, T., Seidensticker, J., Smith, D. J. L. J. L., ... Wan Shahrudin, W. M. N. (2001). The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals. *Animal Conservation*, 4(1), 75–79.

<https://doi.org/10.1017/S1367943001001081>

Cardillo, M., Mace, G. M., Gittleman, J. L., Jones, K. E., Bielby, J., & Purvis, A. (2008). The

predictability of extinction: biological and external correlates of decline in mammals.

Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences, 275(1641), 1441–1448.

<https://doi.org/10.1098/rspb.2008.0179>

Carraway, L. (2007). Shrews (Eulypotyphla : Soricida) Of Mexico. *Monographs of the Western North American Naturalist*, 3, 1–91.

Casas-Andreu, G., Méndez de la Cruz, F. R., & Aguilar-Miguel, X. (2004). Anfibios y reptiles. In A. García Mendoza, M. D. J. Ordóñez, & M. A. Briones-Salas (Eds.), *Biodiversidad de Oaxaca* (pp. 375–390). Instituto de Biología, UNAM-Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza-World Wildlife Fund.

Castro-Luna, A. A., & Galindo-González, J. (2012). Enriching agroecosystems with fruit-producing tree species favors the abundance and richness of frugivorous and nectarivorous bats in Veracruz, Mexico. *Mammalian Biology*, 77(1), 32–40.

<https://doi.org/10.1016/j.mambio.2011.06.009>

Caudill, S. A., DeClerck, F. J. A., & Husband, T. P. (2015). Connecting sustainable agriculture and wildlife conservation: Does shade coffee provide habitat for mammals? *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 199, 85–93. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.08.023>

Ceballos, G., & Oliva, G. (2005). *Los mamíferos silvestres de México*. Comisión Nacional para el Uso y Conocimiento de la Biodiversidad. Fondo de Cultura Económica.

Chao, A., Colwell, R. K., Lin, C.-W., & Gotelli, N. (2009). Sufficient sampling for asymptotic minimum species richness estimators. *Ecology*, 90(4), 1125–1133.

Chao, A., & Jost, L. (2012). Coverage-based rarefaction and extrapolation : standardizing

samples by completeness rather than size. *Ecology*, 93(12), 2533–2547.

Chao, A., Ma, K. H., & Hsieh, T. C. (2020). *iNEXT (iNterpolation and EXTrapolation) Online: Software for Interpolation and Extrapolation of Species Diversity. Program and User's Guide published at*. http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software_download/inext-online/

Charre-Medellín, J. F., Botello, F., Guzmán-Díaz, E. O., Mendiola-González, M. E., Torres-García, U., Ángeles-Escudero, J. I., & Rosas-Rosas, O. (2021). Additional records of black bear (*Ursus americanus*) in central-eastern México. *Therya Notes*, 2(1), 20–25.
https://doi.org/10.12933/therya_notes-21-29

Chatterjee, N., Schuttler, S. G., Nigam, P., & Habib, B. (2021). *Deciphering the rarity-detectability continuum: optimizing survey design for terrestrial mammalian community*.
<https://doi.org/10.1002/ecs2.3748>

CONANP. (2009). Manejo integrado de ecosistemas en 3 ecoregiones prioritarias. *Reporte Final*, 60.
https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=3&ved=2ahUKEwj b0pCugq7pAhXRUs0KHYbID2cQFjACegQIAhAB&url=https%3A%2F%2Fsimec.conanp.gob.mx%2FTTH%2FTuxtlas%2FTuxtlas_TTH_1980_2007.pdf&usg=AOvVaw3mzr7hhIW9kfvpv0wq3Q5K

CONANP. (2020). *Áreas Destinadas Voluntariamente a la Conservación*.
<https://advc.conanp.gob.mx/sample-page/>

CONANP. (2021a). *Áreas Destinadas Voluntariamente a la Conservación*. CONANP, Gobierno de México. <https://advc.conanp.gob.mx/ll/>

CONANP. (2021b). *Programa de Conservación para el Desarrollo Sostenible (PROCODES) | Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas | Gobierno | gob.mx.*

<https://www.gob.mx/conanp/acciones-y-programas/programa-de-conservacion-para-el-desarrollo-sostenible-procodes-57997>

CONANP, C. N. D. Á. N. P. (2002). *Perfil y perspectivas de una institución joven. Resumen ejecutivo del Programa de Trabajo 2001-2006.*

Coronel-Arellano, H., Lara-Díaz, N. E., Moreno, C. E., Gutiérrez-González, C. E., & López-González, C. A. (2018). Biodiversity conservation in the Madrean sky islands: Community homogeneity of medium and large mammals in northwestern Mexico. *Journal of Mammalogy*, 99(2), 465–477. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyx151>

Crooks, K. R., Burdett, C. L., Theobald, D. M., King, S. R. B., Di, M., & Rondinini, C. (2017). *Quantification of habitat fragmentation reveals extinction risk in terrestrial mammals.* <https://doi.org/10.1073/pnas.1705769114>

Cruickshank, G. (1971). Some problems of the Papaloapan river. In G. Halasi-Kun & K. Widmer (Eds.), *Proceedings of University Seminar on Pollution and Water Resources - Columbia University. University Seminar on Pollution and Water Resources: Vol. V* (pp. 199–206). Columbia University, U.S. department of the interior geological survey. https://books.google.com.mx/books?hl=en&lr=&id=cptRAQAIAAJ&oi=fnd&pg=PA199&dq=Papaloapan+river&ots=DcqNK20C3y&sig=va31DzJo5EShvKaO5qNN5Gw1pNg&redir_esc=y#v=onepage&q=Papaloapan river&f=false

Cusack, J. J., Dickman, A. J., Rowcliffe, J. M., Carbone, C., Macdonald, D. W., & Coulson, T.

- (2015). Random versus game trail-based camera trap placement strategy for monitoring terrestrial mammal communities. *PLoS ONE*, *10*(5), 1–14.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0126373>
- Danielsen, F., Burgess, N. D., & Balmford, A. (2005). Monitoring matters: Examining the potential of locally-based approaches. In *Biodiversity and Conservation* (Vol. 14, Issue 11).
<https://doi.org/10.1007/s10531-005-8375-0>
- Davidson, A. D., Hamilton, M. J., Boyer, A. G., Brown, J. H., & Ceballos, G. (2009). Multiple ecological pathways to extinction in mammals. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *106*(26), 10702–10705. <https://doi.org/10.1073/pnas.0901956106>
- de Albuquerque, F. S., Benito, B., Beier, P., Assunção-Albuquerque, M. J., & Cayuela, L. (2015). Supporting underrepresented forests in Mesoamerica. *Natureza e Conservacao*, *13*(2), 152–158. <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2015.02.001>
- de Teresa, A. P. (1999). Población y recursos en la región chinanteca de Oaxaca. *Desacatos: Revista de Ciencias Sociales*, *1*, 125–151. <https://doi.org/10.29340/1.1278>
- Del Rio-García, I. ., Espinoza-Ramirez, M. ., Luna-Krauletz, M. ., & López-Hernández, N. . (2014). Diversidad, distribución y abundancia de mamíferos en Santiago Comaltepec, Oaxaca, México. *Agroproductividad*, *7*, 17–23.
- Dickinson, J. L., Shirk, J., Bonter, D., Bonney, R., Crain, R. L., Martin, J., Phillips, T., & Purcell, K. (2012). The current state of citizen science as a tool for ecological research and public engagement. *Frontiers in Ecology and the Environment*, *10*(6), 291–297.
<https://doi.org/10.1890/110236>

DOF. (2011). *DOF - Diario Oficial de la Federación*.

http://dof.gob.mx/nota_detalle.php%3Fcodigo%3D5228050%26fecha%3D26/12/2011

DOF - Diario Oficial de la. (2019). *Modificación del Anexo Normativo III, Lista de especies en riesgo de la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión,exc.*

http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5578808&fecha=14%2F11%2F2019&fbclid=IwAR2gJ6mPXsVh-Qtpaf01PHoNbY9UiYGUKxHMxfUvy6QTTTCdo7uC1TYoj8AU

Dorji, S., Rajaratnam, R., & Vernes, K. (2019). Mammal richness and diversity in a Himalayan hotspot: the role of protected areas in conserving Bhutan's mammals. *Biodiversity and Conservation*, 28(12), 3277–3297. <https://doi.org/10.1007/s10531-019-01821-9>

Dueñas-López, G., Rosas-Rosas, O. C., Chapa-Vargas, L., Bender, L. C., Tarango-Arámbula, L. A., Martínez-Montoya, J. F., & Alcántara-Carbaja, J. L. (2015). Connectivity among jaguar populations in the Sierra Madre Oriental, México. *Therya*, 6(2).

<https://doi.org/10.12933/therya-15-257>

Durand, L. y J. J. (2010). Sobre áreas naturales protegidas y la construcción de no-lugares.

Revista Lider, 16(12), 59–72.

<https://revistaliderchile.com/index.php/liderchile/article/view/159/171>

Espinoza-Ramirez, M., Luna-Krauletz, M. D., AlfonsoCorrado, C., & Clark-Tapia, R. (2017).

Registros recientes de felinos en el bosque de niebla en Santiago Comaltepec, Sierra Norte de Oaxaca, México. *Acta Zoológica Mexicana*, 33(2), 398–401.

http://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S0065-17372017000200398&script=sci_arttext

Espinoza Medinilla, E., Anzures Dadda, A., & Cruz-Aldan, E. (1998). Mamíferos del a Reserva el Triunfo, Chiapas. *Revista Mexicana de Mastozoología*, 3, 79–94.

Espinoza Medinilla, E., Cruz, E., Lira, I., & Sánchez, I. (2004). Mammals of “La Sepultura” biosphere reserve, Chiapas, México. *Revista de Biología Tropical*, 52(1), 249–259.

<https://doi.org/10.15517/rbt.v52i1.14941>

Etana, B., Atickem, A., Tsegaye, D., Bekele, A., De Beenhouwer, M., Hundera, K., Lens, L., Fashing, P. J., & Stenseth, N. C. (2021). Traditional shade coffee forest systems act as refuges for medium- and large-sized mammals as natural forest dwindles in Ethiopia.

Biological Conservation, 260(0316), 109219. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109219>

Evans, K., & Guariguata, M. . R. (2008a). Participatory monitoring in tropical forest management: a review of tools, concepts and lessons learned. In *Monitoreo participativo para el manejo forestal en el tropico: una revision de herramientas, conceptos y lecciones aprendidas* (p. 56). Center for International Forestry Research (CIFOR).

<https://doi.org/10.17528/cifor/002525>

Evans, K., & Guariguata, M. R. (2008b). Participatory monitoring in tropical forest management: a review of tools, concepts and lessons learned. In *Monitoreo participativo para el manejo forestal en el tropico: una revision de herramientas, conceptos y lecciones aprendidas*.

Center for International Forestry Research (CIFOR). <https://doi.org/10.17528/cifor/002525>

Feinsinger, P. (2001). *Designing field studies for biodiversity conservation : the nature conservancy*. Island Press.

https://books.google.com/books/about/Designing_Field_Studies_for_Biodiversity.html?id=Bxa8BwAAQBAJ

Figel, J. J., Durán, E., Barton Bray, D., Prisciliano-Vázquez, J.-R., Zapotol, E., Reserve, C. B., & Madre, S. (2009). New jaguar records from montane forest at a priority site in southern Mexico. *CATnews*, *50*, 2–3.

Figel, J. J., Durán, E., & Bray, D. B. (2011). Conservation of the jaguar *Panthera onca* in a community-dominated landscape in montane forests in Oaxaca, Mexico. *Oryx*, *45*(4), 554–560. <https://doi.org/10.1017/S0030605310001353>

Fleming, P. J. S., Nolan, H., Jackson, S. M., Ballard, G. A., Bengsen, A., Brown, W. Y., Meek, P. D., Mifsud, G., Pal, S. K., & Sparkes, J. (2017). Roles for the Canidae in food webs reviewed: Where do they fit? In *Food Webs* (Vol. 12, pp. 14–34). Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/j.fooweb.2017.03.001>

Fritz, S. A., Bininda-Emonds, O. R. P., & Purvis, A. (2009). Geographical variation in predictors of mammalian extinction risk: Big is bad, but only in the tropics. *Ecology Letters*, *12*(6), 538–549. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01307.x>

Fuzessy, L. F., Cornelissen, T. G., Janson, C., & Silveira, F. A. O. (2016). How do primates affect seed germination? A meta-analysis of gut passage effects on neotropical plants. *Oikos*, *125*(8), 1069–1080. <https://doi.org/10.1111/oik.02986>

Gaidet, N., Fritz, H., & Nyahuma, C. (2003). A participatory counting method to monitor populations of large mammals in non-protected areas: a case study of bicycle counts in the Zambezi Valley, Zimbabwe. *Biodiversity & Conservation* *2003* *12*:8, *12*(8), 1571–1585.

<https://doi.org/10.1023/A:1023646012700>

Galicia, L., & Zarco-Arista, A. E. (2014). Multiple ecosystem services, possible trade-offs and synergies in a temperate forest ecosystem in Mexico: a review. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 10(4), 275–288.

<https://doi.org/10.1080/21513732.2014.973907>

Galindo-Aguilar, R. E. (2012). *Conocimiento tradicional y usos de los mamíferos terrestres silvestres en dos localidades indígenas del bosque tropical lluvioso del norte de Oaxaca, México*. Universidad Nacional Autónoma de México.

Galindo-Aguilar, R. E., Lavariega, M. C., Rueda, J. A., Prisciliano, J. R., & Pérez-Hernández, M. J. (2019). Registros recientes de *Caluromys derbianus* (Didelphimorphia: Didelphidae), *Tamandua mexicana* (Pilosa: Myrmecophagidae) y *Coendou mexicanus* (Rodentia: Erethizontidae) en Oaxaca, México. *Mammalogy Notes*, 5(1–2), 20–24.

<https://doi.org/https://doi.org/10.47603/manovol5n2.20-24>

Galindo-Leal, C. (1999). Monitoreo Biológico. In A. Carr & A. de Stoll (Eds.), *Monitoreo Biológico en la Selva Maya* (pp. 9–17). US Man and the Biosphere Program; Tropical Ecosystem Directorate; Wildlife Conservation Society.

<http://www.afn.org/~wscsfl/selva/monbioesp.pdf>

Gallina, S., & González-Romero, A. (2018). La conservación de mamíferos medianos en dos reservas ecológicas privadas de Veracruz, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 89(4), 1245–1254. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2018.4.2476>

Gallina, S., & González-Romero, A. (2018). The conservation of medium-sized mammals in two

private ecological reserves of Veracruz, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 89(4), 1245–1254. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2018.4.2476>

Gallina, S., Mandujano, S., & Gonzales-Romero, A. (1996). Conservation of mammalian biodiversity in coffee plantations of Central Veracruz, México. *Agroforestry*, 33, 13–27.

García-Mendoza, A., Ordoñez, M. de J., & Briones-Salas, M. (2004). Reconocimiento fisiográfico y geomorfológico. In A. García-Mendoza, M. de J. Ordoñez, & M. A. Briones Salas (Eds.), *Biodiversidad de Oaxaca*. Universidad Nacional Autónoma de México; Fondo Oaxaqueño para la conservación de la Naturaleza; World Wildlife Fund.

García Burgos, J., Gallina, S., & González-Romero, A. (2014). Relación entre la riqueza de mamíferos medianos en cafetales y la heterogeneidad espacial en el centro de Veracruz. *Acta Zoológica Mexicana (N.S.)*, 30(2). <https://doi.org/10.21829/azm.2014.302106>

Garmendia, A., Arroyo-Rodríguez, V., Estrada, A., Naranjo, E. J., Stoner, K. E., & Garmendia, A., Arroyo-Rodríguez, V., Estrada, A., Naranjo, E. J., & Stoner, K. E. (2013). Landscape and patch attributes impacting medium- and large-sized terrestrial mammals in a fragmented rain forest. *Journal of Tropical Ecology*, 29(4), 331–344. <https://doi.org/10.1017/S0266467413000370>

Gehring, T. M., & Swihart, R. K. (2003). Body size, niche breadth, and ecologically scaled responses to habitat fragmentation: Mammalian predators in an agricultural landscape. *Biological Conservation*, 109(2), 283–295. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(02\)00156-8](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00156-8)

Gibson, L., Lee, T. M., Koh, L. P., Brook, B. W., Gardner, T. A., Barlow, J., Peres, C. A., Bradshaw, C. J. A., Laurance, W. F., Lovejoy, T. E., & Sodhi, N. S. (2011). Primary forests

are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. *Nature*, 478(7369), 378–381.

<https://doi.org/10.1038/nature10425>

Gómez-Ugalde, R. M., Domínguez-Laso, M., Flores-Diego, R., & Lavariega, M. C. (2017).

Registros recientes de la ardilla voladora del sur *Glaucomys volans* (Rodentia: Sciuridae) en la mixteca alta oaxaqueña, México. *Mammalogy Notes*, 4(1), 10–13.

<https://doi.org/10.47603/manovol4n1.10-13>

Grattarola, F., & Rodríguez-Tricot, L. (2020). Mammals of paso centurión, an area with relicts of atlantic forest in Uruguay. *Neotropical Biology and Conservation*, 15(3), 267–283.

<https://doi.org/10.3897/neotropical.15.e53062>

Harfoot, M. B. J., Johnston, A., Balmford, A., Burgess, N. D., Butchart, S. H. M., Dias, M. P., Hazin, C., Hilton-Taylor, C., Hoffmann, M., Isaac, N. J. B., Iversen, L. L., Outhwaite, C. L., Visconti, P., & Geldmann, J. (2021). Using the IUCN Red List to map threats to terrestrial vertebrates at global scale. *Nature Ecology and Evolution*, 5(11), 1510–1519.

<https://doi.org/10.1038/s41559-021-01542-9>

Harmsen, B. J., Sanchez, E., Figueroa, O. A., Gutierrez, S. M., Doncaster, C. P., & Foster, R. J.

(2019). Ecology of a versatile canid in the Neotropics: gray foxes (*Urocyon cinereoargenteus*) in Belize, Central America. *Mammal Research*, 64(3), 319–332.

<https://doi.org/10.1007/s13364-018-00413-2>

Hensler, L., & Merçon, J. (2020). Áreas Naturales Protegidas como territorios en disputa:

intereses, resistencias y acciones colectivas en la gestión compartida. *Sociedad y Ambiente*, 22, 180–211. <https://doi.org/10.31840/sya.vi22.2101>

- Hernández-Hernández, J. C., Chávez, C., & List, R. (2018). Diversidad y patrones de actividad de mamíferos medianos y grandes en la Reserva de la Biosfera La Encrucijada, Chiapas, México. *Revista de Biología Tropical*, 66(2), 634–646.
<https://www.scielo.sa.cr/pdf/rbt/v66n2/0034-7744-rbt-66-02-634.pdf>
- Hidalgo-Mihart, M. G., & Contreras-Moreno, F. M. (2012). Registro de pecarí de labios blancos (*Tayassu pecari*) en la región de la laguna de Términos, Campeche, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 83(3), 868–871. <https://doi.org/10.7550/rmb.26933>
- Hidalgo-Mihart, M. G., Contreras-Moreno, F. M., De La Cruz, A. J., Juárez-López, R., Valera-Aguilar, D., Pérez-Solano, L. A., & Hernández-Lara, C. (2015). Registros recientes de jaguar en Tabasco, norte de Chiapas y oeste de Campeche, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 86(2), 469–477. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2015.04.019>
- Hidalgo-Mihart, M. G., Contreras-Moreno, F. M., Jesús-de la Cruz, A., Juárez-López, R., de la Cruz Baravata, Y., Pérez-Solano, L. A., Hernández-Lara, C., Friedeberg, D., Thornton, D., Koller-González, J. M., Bravata De La Cruz, Y., Pérez-Solano, L. A., Hernández-Lara, C., Friedeberg, D., Thornton, D., & Koller-González, J. M. (2017). Inventory of medium-sized and large mammals in the wetlands of laguna de terminos and pantanos de centla, Mexico. *Check List*, 13(6), 711–726. <https://doi.org/10.15560/13.6.711>
- Hidalgo-Mihart, M. G., Contreras-Moreno, F. M., & Pérez-Solano, L. A. (2012). Jaguares de los humedales del sureste de México. *Biodiversitas*, 104, 6–11.
- Hidalgo-Mihart, M. G., Contreras-Moreno, F. M., Pérez-Solano, L. A., & Hernández-Lara, C. (2013). Primeros registros de coyote (*Canis latrans*) en Campeche, México. *Revista*

Mexicana de Biodiversidad, 84(3), 1012–1017. <https://doi.org/10.7550/rmb.33108>

Hidalgo-Mihart, M. G., Contreras-Moreno, F. M., Pérez-Solano, L. A., & Jesús de la Cruz, A. (2014). New White-Lipped Peccary (*Tayassu pecari*) Records for the Coast of Campeche, Mexico. *Western North American Naturalist*, 74(4), 472–477. <https://doi.org/10.3398/064.074.0413>

Hofsvang, E. (2014). *State of the rainforest*.

https://doi.org/http://stateoftherainforest.regnskogfondet.no/uploads/docs/StateOfTheRainforest_lo.pdf

Ibarra, J., del Campo, C., Barreau, A., Medinaceli, A., Camacho, C., Puri, R., & Martin, G. J. (2011). Etnoecología chinanteca: conocimiento, práctica y creencias sobre fauna y cacería en un área de conservación comunitaria de La Chinantla, Oaxaca, México. *Etnobiología*, 9(1), 36–58. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=5294473>

INEGI. (2016). *Uso del suelo y vegetación, escala 1:250000, serie VI (continuo nacional)*.

Instituto Nacional de Estadística y Geografía.

http://www.conabio.gob.mx/informacion/metadatos/gis/usv250s6gw.xml?_httpcache=yes&_xsl=/db/metadatos/xsl/fgdc_html_xsl&_indent=no

Jędrzejewski, W., Robinson, H. S., Abarca, M., Zeller, K. A., Velasquez, G., Paemelaere, E. A. D., Goldberg, J. F., Payan, E., Hoogsteijn, R., Boede, E. O., Schmidt, K., Lampo, M., Vilorio, Á. L., Carreño, R., Robinson, N., Lukacs, P. M., Nowak, J. J., Salom-Pérez, R., Castañeda, F., ... Quigley, H. (2018). Estimating large carnivore populations at global scale based on spatial predictions of density and distribution - Application to the jaguar (*Panthera*

- onca). *PLoS ONE*, *13*(3), 1–25. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0194719>
- Kays, R., & Slauson, K. (2008). Remote cameras. In R. Long, P. MacKay, W. Zielinski, & J. Ray (Eds.), *Noninvasive Survey Methods for Carnivores: Methods and Analyses* (pp. 110–140). Island Press.
- Keim, J. L., Lele, S. R., DeWitt, P. D., Fitzpatrick, J. J., & Jenni, N. S. (2019). Estimating the intensity of use by interacting predators and prey using camera traps. *Journal of Animal Ecology*, *88*(5), 690–701. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12960>
- Kiffner, C., Thomas, S., Speaker, T., O'Connor, V., Schwarz, P., Kioko, J., & Kissui, B. (2020). Community-based wildlife management area supports similar mammal species richness and densities compared to a national park. *Ecology and Evolution*, *10*(1), 480–492. <https://doi.org/10.1002/ece3.5916>
- Kruskal, J. B. (1964). Nonmetric multidimensional scaling: A numerical method. *Psychometrika* *1964* 29:2, *29*(2), 115–129. <https://doi.org/10.1007/BF02289694>
- Lacher, T. E., Davidson, A. D., Fleming, T. H., Gómez-Ruiz, E. P., McCracken, G. F., Owen-Smith, N., Peres, C. A., & Vander Wall, S. B. (2019). The functional roles of mammals in ecosystems. *Journal of Mammalogy*, *100*(3), 942–964. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyy183>
- Landmann, A., Walder, C., Vorauer, A., & Emser, T. (2008). Mammals of the Piedras Blancas National Park, Costa Rica: species composition, habitat associations and efficiency of research methods—a preliminary overview. *Stapfia*, *80*, 409–422. https://www.researchgate.net/publication/258344546_LANDMANN_A_WALDER_C_VO

RAUER_A_EMSEER_T_2008_Mammals_of_the_Piedras_Blancas_National_Park_Costa_Rica_species_composition_habitat_associations_and_efficiency_of_research_methods_-_a_preliminary_overview_

Lavariega, M. C., Ríos-Solís, J. A., Flores-Martínez, J. J., Galindo-Aguilar, R. E., Sánchez-Cordero, V., Juan-Albino, S., & Soriano-Martínez, I. (2020). Community-Based Monitoring of Jaguar (*Panthera onca*) in the Chinantla Region, Mexico. *Tropical Conservation Science*, 13, 194008292091782. <https://doi.org/10.1177/1940082920917825>

Legarreta, P. (2010). Miradas sobre la integración. *RURIS*, 3(2), 125–150.

Leverington, F., Costa, K. L., Pavese, H., Lisle, A., & Hockings, M. (2010). A global analysis of protected area management effectiveness. *Environmental Management*, 46(5), 685–698. <https://doi.org/10.1007/s00267-010-9564-5>

LGEEPA. (2018). *Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente* (p. 135). SEMARNAT.

Linzey, A. V., Reed, A. W., Slade, N. A., & Kesner, M. H. (2012). Effects of habitat disturbance on a *Peromyscus leucopus* (Rodentia: Cricetidae) population in western Pennsylvania. *Journal of Mammalogy*, 93(1), 211–219. <https://doi.org/10.1644/11-MAMM-A-130.1>

Lira-Torres, I., & Briones-Salas, M. (2012). Abundancia relativa y patrones de actividad de los mamíferos de los Chimalapas, Oaxaca, México. *Acta Zoológica Mexicana*, 28(3), 566–585. <https://www.redalyc.org/pdf/575/57524600006.pdf>

Lira-Torres, I., Galindo-Leal, C., & Briones-Salas, M. (2012a). Mamíferos de la Selva Zoque,

- Mexico: riqueza, uso y conservacion. *Revista de Biología Tropical*, 60(2), 781–797.
- Lira-Torres, I., Galindo-Leal, C., & Briones-Salas, M. (2012b). Mamíferos de la selva Zoque, México: riqueza, uso y conservación. *Revista de Biología Tropical*, 60(2), 781–797.
<https://www.scielo.sa.cr/pdf/rbt/v60n2/a22v60n2>
- Lira-Torres, I., Naranjo-Piñera, E. J., Hilliard, D., Camacho-Escobar, M. A., de Villa Meza, A., & Reyes-Chargoy, M. A. (2006). Status and Conservation of Baird’s Tapir in Oaxaca, México. *Tapir Conservation*, 15(19), 21–28.
- López-Arévalo, H. F., Liévano-Latorre, L. F., & Montenegro Díaz, O. L. (2021). El papel de las pequeñas reservas en la conservación de mamíferos en Colombia. *Caldasia*, 43(2), 354–365. <https://doi.org/10.15446/caldasia.v43n2.85466>
- Maffei, L., Cuellar, E., & Noss, A. J. (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.
- Maldonado Ibarra, O. A., Chávez Dagostino, R. M., & Bravo Olivas, M. L. (2020). Áreas naturales protegidas y participación social en América Latina: problemas y estrategias para lograr la integración comunitaria. región y sociedad. *Región y Sociedad*, 32(1277), 1–24.
<https://doi.org/10.22198/rys2020/32/1277>
- Mandujano, S. (2017). Monitoreo de la biodiversidad de mamíferos en áreas naturales protegidas empleando cámaras trampa: sugerencias de herramientas para la gestión y el análisis numérico de las fotos. *Paraquaria Natural*, 5(1), 22–31.

- Marquet, P. A. (1994). Diversity of small mammals in the pacific coastal desert of peru and chile and in the adjacent andean area: Biogeography and community structure. *Australian Journal of Zoology*, 42, 427–442. <https://doi.org/10.1071/ZO9940527>
- Martin-Regalado, C. N., Briones-Salas, M., Lavariega, M. C., & Moreno, C. E. (2019). Spatial incongruence in the species richness and functional diversity of cricetid rodents. *PLoS ONE*, 14(6), 1–20. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0217154>
- Martin, G. J., Camacho, C. I., Del Campo García, C. A., Fonseca, S. A., Chapela Mendoza, F., & González Ortíz, M. A. (2011). Indigenous and community conserved areas in Oaxaca, Mexico. *Management of Environmental Quality: An International Journal*, 22(2), 250–266. <https://doi.org/10.1108/14777831111113419>
- Meave, J. A., Rincón-Gutiérrez, A., Ibarra-Manríquez, G., Gallardo-Hernández, C., & Romero-Romero, M. A. (2017). Checklist of the vascular flora of a portion of the hyperhumid region of La Chinantla, Northern Oaxaca Range, Mexico. *Botanical Sciences*, 95(4), 722–759. <https://doi.org/10.17129/botsci.1812>
- Meave, J. A., Rincón, A., & Romero-Romero, M. A. (2006). Oak forests of the hyper-humid region of La Chinantla, Northern Oaxaca Range, Mexico. In *Ecology and Conservation of Neotropical Montane Oak Forests* (Ecological, Vol. 185, pp. 113–125). Springer. https://doi.org/10.1007/3-540-28909-7_9
- Medellín, R. A., & Equihua, M. (1998). Mammal species richness and habitat use in rainforest and abandoned agricultural fields in Chiapas, Mexico. *Journal of Applied Ecology*, 35(1), 13–23. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.1998.00272.x>

- Meyer, N. F. V. V., Esser, H. J., Moreno, R., van Langevelde, F., Lieferting, Y., Ros Oller, D., Vogels, C. B. F. F., Carver, A. D., Nielsen, C. K., Jansen, P. A., Langevelde, F. Van, Lieferting, Y., Ros, D., Vogels, C. B. F. F., Carver, A. D., Nielsen, C. K., Jansen, P. A., Ninon, F. V., Esser, H. J., ... Jansen, P. A. (2015). An assessment of the terrestrial mammal communities in forests of Central Panama, using camera-trap surveys. *Journal for Nature Conservation*, 26(March), 28–35. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2015.04.003>
- Moctezuma, V., Halffter, G., & Arriaga-Jiménez, A. (2018). Archipelago reserves, a new option to protect montane entomofauna and beta-diverse ecosystems. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 89(3), 927–937. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2018.3.2446>
- Molina-Gonzalez, O. A. (2011). *Análisis de las instituciones de gobernanza multi-escala para la acción colectiva de Conservación de la naturaleza en la Chinantla, Oaxaca, México*. Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional Unidad Oaxaca.
- Monroy-Vilchis, O., Zarco-González, Z., & Zarco-González, M. M. (2019). Potential distribution and areas for conservation of four wild felid species in Mexico: Conservation planning. *Mammalian Biology*, 98, 128–136. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2019.09.003>
- Moo, S. S. B., Froese, G. Z. L., & Gray, T. N. E. (2018). First structured camera-trap surveys in Karen State, Myanmar, reveal high diversity of globally threatened mammals. *Oryx*, 52(3), 537–543. <https://doi.org/10.1017/S0030605316001113>
- Morales, J. J., Morales, A. D., & Chame, J. M. (2016). REGISTROS DEL TAYRA (*Eira barbara* LINNEANUS 1758) EN EL ESTADO DE HIDALGO, MÉXICO. *Revista Mexicana de*

Mastozoología Nueva Época, 6(1), 24–28.

- Moreno-Arzate, E., Esparza-Carlos, J. P., Ramírez-Martínez, M. M., & Iñiguez-Dávalos, L. I. (2020). Social Participation for Implementation of Camera Traps Projects in Managed and Protected Natural Areas of Mexico. In A. Ortega-Rubio (Ed.), *Socio-ecological Studies in Natural Protected Areas* (pp. 361–380). Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-47264-1_19
- Muench, C. (2009). Los mamíferos de la Selva Lacandona. In *Monitoreo de biodiversidad y recursos naturales: ¿para qué?*
- Muench, C., & Martínez-Ramos, M. (2016). Can community-protected areas conserve biodiversity in human-modified tropical landscapes? The case of terrestrial mammals in southern Mexico. *Tropical Conservation Science*, 9(91), 178–202.
- Naranjo, E. . J., Guerra, M. M., Bodmer, R. E., & Bolaños, J. E. (2004). Subsistence hunting by three ethnic groups of the Lacandon forest, Mexico. *Journal of Ethnobiology*, 24(2), 233–253. <http://ethnobiology.org/sites/default/files/pdfs/JoE/24-2/Naranjo2004.pdf>
- Niedballa, J., Wilting, A., Sollmann, R., Hofer, H., & Courtiol, A. (2019). Assessing analytical methods for detecting spatiotemporal interactions between species from camera trapping data. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 5(3), 272–285. <https://doi.org/10.1002/rse2.107>
- O'Brien, T. G., Kinnaird, M. F., & Wibisono, H. T. (2003). Crouching tigers, hidden prey: Sumatran tiger and prey populations in a tropical forest landscape. *Animal Conservation*, 6(2), 131–139. <https://doi.org/10.1017/S1367943003003172>

- O'Connell, A. F., Nichols, J. D., & Karanth, K. U. (2011). Camera traps in animal ecology: Methods and analyses. In *Camera Traps in Animal Ecology: Methods and Analyses* (Issue July). <https://doi.org/10.1007/978-4-431-99495-4>
- Ochoa-Ochoa, L., Mejía-Domínguez, N. R., & Bezaury-Creel, J. (2017). Priorización para la conservación de los bosques de niebla en México. *Ecosistemas*, 26(2), 27–37. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2017.26-2.04>
- Ochoa-Ochoa, L., Urbina-Cardona, J. N., Vázquez, L. B., Flores-Villela, O., & Bezaury-Creel, J. (2009). The effects of governmental protected areas and social initiatives for land protection on the conservation of Mexican amphibians. *PLoS ONE*, 4(9). <https://doi.org/10.1371/JOURNAL.PONE.0006878>
- Ojasti, J. (1993). Utilización de la fauna silvestre en América Latina, situación y perspectiva para un manejo sostenible. In *Guía FAO Conservación* (p. 249). FAO.
- Ortega-Álvarez, R. R., Sánchez-González, L. A., Rodríguez-Contreras, V., Vargas-Canales, V. M. V. M., Puebla-Olivares, F., & Berlanga, H. (2012). Birding for and with People: Integrating Local Participation in Avian Monitoring Programs within High Biodiversity Areas in Southern Mexico. *Sustainability*, 4(9), 1984–1998. <https://doi.org/10.3390/su4091984>.
- Ortiz-Martínez, T., Pinacho-Guendulain, B., Mayoral-Chávez, P., Carranza-Rodríguez, J. C., & Ramos-Fernández, G. (2012). Demografía y uso de hábitat del mono araña (*Ateles geoffroyi*) en una selva húmeda tropical del norte de Oaxaca, México. *Therya*, 3(3), 381–401. <https://doi.org/10.12933/therya-12-95>

- Ortiz-Pérez, M. J., Hernandez-Santana, J. R., & Figueroa-Mah-Eng, J. M. (2004). Reconocimiento fisiográfico y geomorfológico. In A. J. García-Mendoza, M. Ordóñez, & M. Briones-Salas (Eds.), *Biodiversidad de Oaxaca* (pp. 43–54). Universidad Nacional Autónoma de México; Fondo Oaxaqueño para la conservación de la Naturaleza; World Wildlife Fund.
- Padilla-Gómez, E., Santiago-Velazco, J., Lavariega, M. C., Ramírez-Bautista, A., & Padilla-Gómez, E., Santiago-Velazco, J., Lavariega, M. C., & Ramírez-Bautista, A. (2019). Noteworthy records of jaguar (*Panthera onca*), tayra (*Eira barbara*), and paca (*Cuniculus paca*) from southern Mexico. *Notas Sobre Mamíferos Sudamericanos, I*, 1–10.
<https://doi.org/10.31687/saremNMS.19.0.13>
- Pennington, T., & Sarukhán, J. (2005). *Arboles tropicales de México. Manual para la identificación de las principales especies*. UNAM, Fondo de Cultura Económica.
<http://www.libros.unam.mx/arboles-tropicales-de-mexico-manual-para-la-identificacion-de-las-principales-especies-9789703216437-libro.html>
- Pérez-Irineo, G., & Santos-Moreno, A. (2010). Diversidad de una comunidad de Carnívoros en una Selva mediana del noreste de Oaxaca, México. *Acta Zoológica Mexicana*, 26(3), 721–736.
- Pérez-Irineo, G., & Santos-Moreno, A. (2012a). Diversidad de mamíferos terrestres de talla grande y media de una selva subcaducifolia del noreste de Oaxaca, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 83(1), 164–169.
<https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2012.1.792>

- Pérez-Irineo, G., & Santos-Moreno, A. (2012b). Diversidad de mamíferos terrestres de talla grande y media de una selva subcaducifolia del noreste de Oaxaca, México . *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 83, 164–169.
- Pérez-Lustre, M., Contreras-Díaz, R. G., & Santos-Moreno, A. (2006). Mamíferos del bosque Mésociclo de Montaña del Municipio de San Felipe Usila Tuxtepec, Oaxaca, México. *Revista Mexicana de Mastozoología*, 10, 29–40.
- Perfecto, I., & Vandermeer, J. (2008). Biodiversity conservation in tropical agroecosystems: A new conservation paradigm. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1134, 173–200. <https://doi.org/10.1196/annals.1439.011>
- Pfeifer, M., Lefebvre, V., Peres, C. A., Banks-Leite, C., Wearn, O. R., Marsh, C. J., Butchart, S. H. M., Arroyo-Rodríguez, V., Barlow, J., Cerezo, A., Cisneros, L., D’Cruze, N., Faria, D., Hadley, A., Harris, S. M., Klingbeil, B. T., Kormann, U., Lens, L., Medina-Rangel, G. F., ... Ewers, R. M. (2017). Creation of forest edges has a global impact on forest vertebrates. *Nature*, 551(7679), 187–191. <https://doi.org/10.1038/nature24457>
- Poorter, L., van der Sande, M. T., Thompson, J., Arets, E. J. M. M., Alarcón, A., Álvarez-Sánchez, J., Ascarrunz, N., Balvanera, P., Barajas-Guzmán, G., Boit, A., Bongers, F., Carvalho, F. A., Casanoves, F., Cornejo-Tenorio, G., Costa, F. R. C., de Castilho, C. V., Duivenvoorden, J. F., Dutrieux, L. P., Enquist, B. J., ... Peña-Claros, M. (2015). Diversity enhances carbon storage in tropical forests. *Global Ecology and Biogeography*, 24(11), 1314–1328. <https://doi.org/10.1111/geb.12364>
- Pozo-Montuy, G., Camargo-Sanabria, A. A., Cruz-Canuto, I., Leal-Aguilar, K., & Mendoza, E.

- (2019). Análisis espacial y temporal de la estructura de la comunidad de mamíferos medianos y grandes de la Reserva de la Biosfera Selva El Ocote, en el sureste mexicano. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 90, 14.
<https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2019.90.2731>
- Ramírez-Pulido, J., González-Ruiz, N., Gardner, A., & Arroyo-Cabrales, J. (2014). List of recent land mammals of Mexico, 2014. In *Special Publications Museum of Texas Tech University* (Issue 63). Museum of Texas Tech University.
<https://doi.org/10.1177/002194368302000404>
- Ransom, J. I., Kaczensky, P., Lubow, B. C., Ganbaatar, O., & Altansukh, N. (2012). A collaborative approach for estimating terrestrial wildlife abundance. *Biological Conservation*, 153, 219–226. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.05.006>
- Reyes, V. Y. (2010). *Representaciones culturales (conocimiento, cosmos y aprovechamiento) de los mamíferos silvestres en Cerro Mirador y San Mateo Yetla, Oaxaca*. Facultad de Estudios Superiores Iztacala. UNAM.
- Ripple, W. J., Abernethy, K., Betts, M. G., Chapron, G., Dirzo, R., Galetti, M., Levi, T., Lindsey, P. A., Macdonald, D. W., Machovina, B., Newsome, T. M., Peres, C. A., Wallach, A. D., Wolf, C., & Young, H. (2016). Bushmeat hunting and extinction risk to the world's mammals. *Royal Society Open Science*, 3(10), 160498. <https://doi.org/10.1098/rsos.160498>
- Rocha, E. C., Brito, D., Silva, P. M. e, Silva, J., Bernardo, P. V. dos S., & Juen, L. (2018). Effects of habitat fragmentation on the persistence of medium and large mammal. *Biota Neotropica*, 18(3), 1–9.

- Rodríguez-Soto, C., Monroy-Vilchis, O., Maiorano, L., Boitani, L., Faller, J. C., Briones-Salas, M., Núñez, R., Rosas-Rosas, O., Ceballos, G., & Falcucci, A. (2011). Predicting potential distribution of the jaguar (*Panthera onca*) in Mexico: identification of priority areas for conservation. *Diversity and Distributions*, *17*(2), 350–361. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2010.00740.x>
- Rodríguez-Soto, C., Monroy-Vilchis, O., & Zarco-González, M. M. (2013). Corridors for jaguar (*Panthera onca*) in Mexico: Conservation strategies. *Journal for Nature Conservation*, *21*(6), 438–443. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2013.07.002>
- Romero-Balderas, K. G., Naranjo, E. J., Morales, H. H., & Nigh, R. B. (2006). Daños ocasionados por vertebrados silvestres al cultivo de maíz en la selva lacandona, chiapas, México. *Interciencia*, *31*(4), 276–283.
http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0378-18442006000400007&lng=es&nrm=iso&tlng=es
- Romero-Calderón, A. G., Botello, F., Sánchez-Hernández, J., López-Villegas, G., Vázquez-Camacho, C., & Sánchez-Cordero, V. (2021). Species diversity of mammals and birds using camera-traps in a cloud forest in a mexican hotspot. *The Southwestern Naturalist*, *65*(1), 28–33. <https://doi.org/10.1894/0038-4909-65.1.4>
- Rosas-Rosas, O. C., & Bender, L. C. (2012). Population status of jaguars (*Panthera onca*) and pumas (*Puma concolor*) in northeastern Sonora, Mexico. *Acta Zoológica Mexicana (N.S.)*, *28*(1), 86–101. <https://doi.org/10.21829/azm.2012.281818>
- Rota, C. T., Wikle, C. K., Kays, R. W., Forrester, T. D., McShea, W. J., Parsons, A. W., &

- Millspaugh, J. J. (2016). A two- species occupancy model accommodating simultaneous spatial and interspecific dependence. *Ecology*, *97*(1), 48–53.
- Rzedowski, J. (1996). Análisis preliminar de la flora vascular de los bosques mesófilos de montaña de México. *Acta Botanica Mexicana*, *35*, 25–44.
<https://doi.org/10.21829/abm35.1996.955>
- Rzedowski, J., & Palacios-Chávez, R. (1977a). El bosque de Engelhardtia (*Oreomunnea*) mexicana en la región de La Chinantla (Oaxaca, México). Una reliquia del cenozoico. *Botanical Sciences*, *36*, 93–127. <https://doi.org/10.17129/botsci.1161>
- Rzedowski, J., & Palacios-Chávez, R. (1977b). El bosque de Engelhardtia (*Oreomunnea*) mexicana en la región de La Chinantla (Oaxaca, México). Una reliquia del cenozoico. *Boletín de La Sociedad Botánica de México*, *36*(36), 93–127.
<https://doi.org/10.17129/botsci.1161>
- Salazar-Ortiz, J., Barrera-Perales, M., Ramírez-Ramírez, G., & Serna-Lagunes, R. (2020). Mammal's diversity in Tequila municipality, Veracruz, Mexico. *Abanico Veterinario*, *10*(1), 1–18. <https://doi.org/10.21929/abavet2020.30>
- Sánchez-Colón, S., Flores-Martínez, A., Cruz-Leyva, I. A., & Velázquez, A. (2009). Estado y transformación de los ecosistemas terrestres por causas humanas. In *Capital natural de México, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio* (Vol. 2, pp. 75–129).
- Scullion, J. J., Fahrenholz, J., Huaytalla, V., Rengifo, E. M., & Lang, E. (2021). Mammal conservation in Amazonia's protected areas: A case study of Peru's Ichigkat Muja - Cordillera del Cóndor National Park. *Global Ecology and Conservation*, *26*, e01451.

<https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01451>

Shanee, S., Shanee, N., Monteferri, B., Allgas, N., Alarcon, A., & Horwich, R. (2017). *Protected Area Coverage of Threatened Vertebrates and Ecoregions in Peru: Comparison of Communal, Private and State Reserves. Figure 1*, 1–38.

Silva-Magaña, N., & Santos-Moreno, A. (2020). The pardalis effect: Its spatial and temporal variation. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, *91*(1).

<https://doi.org/10.22201/IB.20078706E.2020.91.3201>

Simón-Salvador, P. R., Arreortúa, M., Flores, C. A., Santiago-Dionicio, H., & González-Bernal, E. (2021). The role of indigenous and community conservation areas in herpetofauna conservation: A preliminary list for Santa Cruz tepetotutla, Oaxaca Mexico. *ZooKeys*, *2021*(1029), 185–208. <https://doi.org/10.3897/zookeys.1029.62205>

Spracklen, D. V., & Righelato, R. (2014). Tropical montane forests are a larger than expected global carbon store. *Biogeosciences*, *11*(10), 2741–2754. <https://doi.org/10.5194/bg-11-2741-2014>

Srbek-Araujo, A. C., & Chiarello, A. G. (2005). Is camera-trapping an efficient method for surveying mammals in Neotropical forests? A case study in south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, *21*(1), 121–125. <https://doi.org/10.1017/S0266467404001956>

Swanson, A., Kosmala, M., Lintott, C., & Packer, C. (2016). A generalized approach for producing, quantifying, and validating citizen science data from wildlife images. *Conservation Biology*, *30*(3), 520–531. <https://doi.org/10.1111/cobi.12695>

- Thau, D., Ahumada, J. A., Birch, T., Fegraus, E., Flores, N., Jetz, W., Kays, R., Kinnaird, M., Kulkarni, S., Lyet, A., O'Brien, T. G., Palmer, J., Schuttler, S., Duong, M., Oliver, R., Zhao, J. Y., & McShea, W. J. (2019). Artificial Intelligence's Role in Global Camera Trap Data Management and Analytics via Wildlife Insights. *Biodiversity Information Science and Standards*, 3. <https://doi.org/10.3897/biss.3.38233>
- Tobler, M. W., & Powell, G. V. N. (2013). Estimating jaguar densities with camera traps : Problems with current designs and recommendations for future studies. *Biological Conservation*, 159, 109–118. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.12.009>
- Tognelli, M. F. (2005). Assessing the utility of indicator groups for the conservation of South American terrestrial mammals. *Biological Conservation*, 121(3), 409–417. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.05.013>
- van der Hoek, Y., Binyinyi, E., Ngobobo, U., Stoinski, T. S., & Caillaud, D. (2022). Diversity and diel activity patterns of terrestrial mammals in the Nkuba Conservation Area, Democratic Republic of the Congo. *Oryx*, 1–11. <https://doi.org/10.1017/s003060532100106x>
- Van Der Wal, H. (1999). Chinantec Shifting Cultivation: Interactive Landuse. A case-study in the Chinantla, México, on secondary vegetation, soils and crop performance under indigenous shifting cultivation. In *Helsum*. Treemail Publishers, Treebook 3. <https://edepot.wur.nl/197901>
- Vela, C., Pablos, J. L., & Vela W C., P. J. L. H. (2010). Proyecto MEX/00/G41/A/IG (GEF) Manejo Integrado de Ecosistemas en Tres regiones Prioritarias. In *PNUD-GEF*.

- Velasco-Tapia, B. (2009). *Manejo integrado de ecosistemas en 3 ecoregiones prioritarias*. 60.
https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=3&ved=2ahUKEwj b0pCugq7pAhXRUs0KHYbID2cQFjACegQIAhAB&url=https%3A%2F%2Fsimec.conanp .gob.mx%2FTTH%2FTuxtlas%2FTuxtlas_TTH_1980_2007.pdf&usg=AOvVaw3mzr7hhI W9kfvpv0wq3Q5K
- Vetter, D., Hansbauer, M. M., Végvári, Z., & Storch, I. (2011). Predictors of forest fragmentation sensitivity in Neotropical vertebrates: A quantitative review. *Ecography*, 34(1), 1–8. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2010.06453.x>
- Vidal-García, F., & Serio-Silva, J. C. (2011). Potential distribution of Mexican primates: Modeling the ecological niche with the maximum entropy algorithm. *Primates*, 52(3), 261–270. <https://doi.org/10.1007/s10329-011-0246-6>
- Villegas-Patracá, R., Muñoz-Jiménez, O., & Aguilar-López, J. L. (2020). Diversity and conservation of bats in a private protected area of southern México. *Therya Notes*, 1(1), 95–100. https://doi.org/10.12933/therya_notes-20-21
- Vivas-Lindo, R., Hernández-Ordóñez, O., Rodríguez-Salazar, M. A., Reynoso, V. H., & Serna-Lagunes, R. (2020). Recent records of *tapirella bairdii* and *panthera onca* in a region highly transformed by human activities in Southern Veracruz, México. *Therya*, 11(1), 151–156. <https://doi.org/10.12933/therya-20-768>
- Xavier da Silva, M., Paviolo, A., Tambosi, L. R., & Pardini, R. (2018). Effectiveness of Protected Areas for biodiversity conservation: Mammal occupancy patterns in the Iguazu National Park, Brazil. *Journal for Nature Conservation*, 41(June 2017), 51–62.

<https://doi.org/10.1016/j.jnc.2017.11.001>

Zayonc, D., & Coomes, O. T. (2021). Who is the expert? Evaluating local ecological knowledge for assessing wildlife presence in the Peruvian Amazon. *Conservation Science and Practice*, May, 1–14. <https://doi.org/10.1111/csp2.600>

Zhang, Y., He, X., Liu, X., Songer, M., Dang, H., & Zhang, Q. (2021). Fine-scale activity patterns of large- and medium-sized mammals in a deciduous broadleaf forest in the Qinling Mountains, China. *Journal of Forestry Research*, 32(6), 2709–2717. <https://doi.org/10.1007/s11676-021-01291-2>