



Universidad Autónoma Metropolitana
Unidad Iztapalapa

División de Ciencias Biológicas y de la Salud
Departamento de Biología
Maestría en Biología

**“Evaluación de las condiciones ambientales en la UMA de Cosoltepec,
Oaxaca, México: un posible corredor de conservación para carnívoros”**

Tesis que presenta

José Roberto Báez Parada
Matricula: 2183801614

Para obtener el grado de
Maestro en Biología

Director: Dr. Miguel Ángel Armella Villalpando

Jurados:

Dr. Heliot Zarza Villanueva
Dr. Ramón Soriano Robles
Dr. Alberto González Romero
Dr. José Cuauhtémoc Chávez Tovar

Iztapalapa, Ciudad de México, febrero de 2021

La Maestría en Biología de la
Universidad Autónoma Metropolitana
pertenece al Padrón de
Posgrados de Calidad de CONACyT

Declaración de originalidad

El que suscribe José Roberto Báez Parada, alumno (a) del posgrado Maestría en Biología, de la División de Ciencias Biológicas y de la Salud, de la Universidad Autónoma Metropolitana Iztapalapa y autor de la tesis o idónea comunicación de resultados titulada: “Evaluación de las condiciones ambientales en la UMA de Cosoltepec, Oaxaca México: un posible corredor de conservación para carnívoros”,

Declaro que:

1. La tesis o idónea comunicación de resultados que presento ante el H. Jurado para lo obtención del grado de Maestro en Biología es de mi autoría y original creación, producto del resultado de mi trabajo de investigación personal e individual; el cual cuenta con las correspondientes citas textuales del material bibliográfico utilizado y con el debido otorgamiento de los créditos autorales.
2. En la tesis o idónea comunicación de resultados no he reproducido párrafos completos; ilustraciones, fotografías, diagramas, cuadros y tablas, sin otorgamiento del crédito autoral y fuente correspondiente.
3. En consecuencia, relevo de toda responsabilidad a la Universidad Autónoma Metropolitana de cualquier demanda o reclamación que llegara a formular alguna persona física o moral que se considere con derecho sobre la tesis o idónea comunicación de resultados, respondiendo por la autoría y originalidad de la misma, asumiendo todas las consecuencias económicas y jurídicas si ésta no fuese de mi creación.

La presente declaración de originalidad se firma en la Ciudad de México el 10 de febrero del 2021.

Atentamente



José Roberto Báez Parada

Nombre y firma del alumno

El jurado designado por la
División de Ciencias Biológicas y de la Salud
de la Unidad Iztapalapa aprobó la tesis que presento

José Roberto Báez Parada

El día 12 de febrero del año 2021.

Comité Tutoral y Jurado

Tutor: Dr. Miguel Ángel Armella Villalpando

Asesor: Dr. Heliot Zarza Villanueva

Asesor: Dr. Ramón Soriano Robles

Sinodal: Dr. Alberto González Romero

Sinodal: Dr. José Cuauhtémoc Chávez Tovar

Agradecimientos

No te entregues al sueño, que te empobrecerás;

abre tus ojos y te hartaras de pan. Proverbios 20:13

Gracias a Dios por el don de la vida y porque en todo cuanto hago está presente.

Agradezco y dedicó este trabajo a mi esposa Daniela, quien a lo largo de este caminar siempre fue mi ayuda idónea, en los momentos más difíciles fuiste una columna de apoyo, y en ti encontré reposo y vitalidad para continuar. Gracias por tu incondicional apoyo y respaldo, pues este es un logro de los dos y para los dos.

Agradezco a mi madre por enseñarme el valor del trabajo y del sacrificio, con y por amor, pues ahora me conduzco bajo esos principios, que ella con su ejemplo me enseñó.

Agradezco a las autoridades de los bienes comunales de Cosoltepec, por su interés y apoyo en la realización de este proyecto, especialmente a quienes me acompañaron en los largos trayectos en campo: Prof. Héctor, Don Luis, Max, Don Fila.

Agradezco a quien siempre tuvo abiertas las puertas de su casa y un lugar para descansar con toda la comodidad y hospitalidad: Don Pedro.

Agradezco a quienes siempre tuvieron un plato de comida caliente para reponer fuerzas después del arduo trabajo: Sra. Eva y Doña Licha

Agradezco a Dafne y Ángel quienes me acompañaron en las salidas a campo, y quienes entregaron esfuerzo y dedicación para obtener los mejores resultados.

Agradezco al profesor Gilberto a Alma y a Yaser por su invaluable apoyo en los análisis de la vegetación.

Agradezco a mi comité tutorial, quienes siempre me brindaron el tiempo y tuvieron toda la paciencia para brindarme su apoyo, darme un consejo, compartir todo su conocimiento y tuvieron el acierto para dirigirme a buen puerto en la conclusión de este proyecto.

Agradezco a mi Casa Abierta al Tiempo y a la Maestría en Biología, a sus autoridades y todo el personal que hay detrás de seguimiento a los alumnos.

Agradezco a CONACyT la beca que me brindo y la cual me permitió crecer en mi vida profesional.

Resumen

Debido al impacto de las actividades humanas sobre los ecosistemas naturales, existe una pérdida masiva de especies silvestres, la fragmentación del hábitat es una de las principales amenazas a la biodiversidad. Uno de los grupos más sensibles han sido los mamíferos, entre ellos las especies del Orden Carnivora donde encontramos especies con diferentes niveles de tolerancia a la fragmentación del hábitat. Contrarrestar los efectos de la fragmentación no implica grandes demandas de superficie, sino continuidad y coherencia territorial. Una propuesta para mitigar este problema es establecer corredores biológicos. Debido a ello se evaluó la vegetación y la comunidad de mamíferos en el municipio de Cosoltepec, ubicado al noreste del estado de Oaxaca, el cual colinda con la parte Oeste de la Reserva de la Biosfera Tehuacán - Cuicatlán (RBTC). Los resultados muestran que el municipio cuenta con 2,201 hectáreas (20% del territorio) de vegetación con alta cobertura arbórea, así como bajo porcentaje de fragmentación para todo el municipio. A partir del estudio de foto trapeo (febrero de 2019 a febrero de 2020), se registraron 15 especies de mamíferos silvestres. Las especies con mayor Abundancia Relativa fueron: *Urocyon cinereoargenteus* y *Procyon lotor* seguido de *Canis latrans* en la parte norte y *Mephitis macroura* en el oriente del municipio. Se obtuvieron los primeros registros para el municipio de *Spilogale angustifrons* y de *Puma concolor*. La diversidad obtenida por los índices es similar a la reportada en otros municipios dentro de la RBTC. Los periodos de actividad reportados en este estudio para *Urocyon cinereoargenteus* y *Lynx rufus* se comportan de acuerdo con lo esperado para ambas especies. A partir de nuestros resultados y la proximidad entre el municipio con la RBTC es viable un corredor biológico entre este municipio y la RBTC, esto apoyaría las acciones de conservación emprendidas por los habitantes del municipio de Cosoltepec.

Abstract

Due to the impact of human activities on natural ecosystems, there is a massive loss of wild species, habitat fragmentation is one of the main threats to biodiversity. One of the most sensitive groups has been mammals, among them the species of the Order Carnivora, where we find species with different levels of tolerance to habitat fragmentation. Counteracting the effects of fragmentation does not imply large surface demands, but continuity and territorial coherence. One proposal to mitigate this problem is to establish biological corridors. Due to this, the vegetation and the mammal community were evaluated in the municipality of Cosoltepec located northeast of the state of Oaxaca, which borders the western part of the Tehuacan-Cuicatlan Biosphere Reserve (RBTC). The results shows that the municipality has 2,201 hectares (20% of the territory) of vegetation in a good conservation status, as well as a low percentage of fragmentation for the entire municipality. From photo-trapping study (February 2019 to February 2020), 15 species of wild mammals were recorded. The species with the highest Relative Abundance were: *Urocyon cinereoargenteus* and *Procyon lotor* followed by *Canis latrans* in the northern part and *Mephitis macroura* in the eastern part of the municipality. The first records of *Spilogale angustifrons* and *Puma concolor* were obtained for the municipality. The diversity obtained by the indices is similar to that reported in other municipalities within the RBTC. The periods of activity reported in this study for *Urocyon cinereoargenteus* and *Lynx rufus* behaved in accordance with what was expected for both species. Based on our results and the proximity between the municipality and the RBTC, a biological corridor between this municipality and the RBTC is viable, this would support the conservation actions undertaken by the inhabitants of the municipality of Cosoltepec.

Contenido

Agradecimientos.....	5
Resumen.....	6
Abstract.....	7
Introducción.....	9
Antecedentes.....	14
Pregunta de investigación.....	20
Hipótesis.....	20
Objetivos.....	20
Área de estudio.....	21
Materiales y métodos.....	25
Resultados.....	34
Discusión.....	60
Conclusiones.....	66
Bibliografía.....	68

Introducción

El gran impacto de las actividades humanas sobre los ecosistemas naturales ha causado a nivel global un proceso de defaunación, el cual se ve reflejado en una pérdida masiva de especies y poblaciones silvestres (Dirzo *et al.*, 2014). Entre las principales amenazas que afectan a la diversidad biológica se encuentran la fragmentación de los hábitats, la pérdida de hábitats y la extracción de individuos para distintos usos como: la alimentación, medicina y herramientas (Shipper *et al.*, 2008; García *et al.*, 2014; Crooks, 2017). Uno de los grupos más sensibles a este proceso son los mamíferos, se considera que el 27 % de las especies de mamíferos están en peligro de extinción a nivel global (Crooks *et al.*, 2017).

La fragmentación del hábitat la podemos definir como el proceso de división o reducción del hábitat continuo hasta convertirse en una serie de parches más pequeños, los cuales quedan inmersos dentro de una matriz de hábitat diferente a la original y el cual está modificado por actividades humanas (Haddad *et al.*, 2015; Wilson *et al.*, 2016). La fragmentación hace más susceptibles a los ecosistemas, reduce la persistencia y el movimiento de las especies, la riqueza, la retención de nutrientes y la dinámica trófica (Haddad *et al.* 2015). Sin embargo, los efectos de la fragmentación en poblaciones, comunidades y ecosistemas pueden tomar de años a décadas antes de poderse ver (Wilson *et al.*, 2016).

Para contrarrestar los efectos de la fragmentación causados al ecosistema, a las comunidades y poblaciones, en ocasiones una medida eficaz no implica grandes demandas de superficie, sino que el hábitat posea continuidad y coherencia territorial (García *et al.*, 2014). Debido a esto, una propuesta para mitigar los problemas de conectividad es establecer una red entre fragmentos de vegetación natural para establecer un corredor biológico, partiendo de la idea de que fragmentos aislados conectados entre sí, tienen un mayor valor para la conservación (Diamond, 1975; Wilson y Willis, 1975). Establecer los corredores biológicos incrementa el movimiento e intercambio de individuos de especies entre los fragmentos (metapoblaciones), es posible mantener la diversidad genética de dichas poblaciones, lo cual contrarresta el declive de estas y reduce la tasa de extinción generada por la fragmentación del paisaje (Hanski, 1991; Bennett, 2003).

Un corredor biológico, lo podemos definir como un: espacio que conecta áreas de importancia biológica, que permite el mantenimiento de biotopos naturales (espacio geográfico con características ambientales para el desarrollo de ciertas especies animales y vegetales) y ayuda a mitigar los impactos negativos provocados por la fragmentación de los hábitats, favorece la dispersión de la fauna silvestre y asegura así el intercambio energético y genético, previniendo la endogamia y deriva genética entre las poblaciones de animales silvestres (San Vicente y Lozano, 2008; Roy *et al.*, 2010; Conrad *et al.*, 2012; García *et al.*, 2014). Los corredores biológicos contribuyen al mantenimiento de los procesos ecológicos como: las dinámicas poblacionales y el intercambio energético (redes

tróficas), por ejemplo, los mamíferos carnívoros, cumplen funciones primordiales dentro de un ecosistema, controlan poblaciones de herbívoros (consumidores primarios) o realizando depredación intragremial, la cual ayuda en la regulación de las poblaciones de depredadores (Roemer *et al.*, 2009).

Una de las consecuencias de la fragmentación es la desaparición de los depredadores tope, lo cual provoca un fenómeno conocido como “liberación de los mesodepredadores”, a partir de la reducción de la depredación intragremial (Crooks y Soulé, 1999). A pesar de que se ha reportado que los mesodepredadores ascienden en las redes tróficas y toman el papel ecológico de los depredadores tope (Roemer *et al.*, 2009). Se ha documentado que debido a la falta de competencia y depredación intragremial, el número de estos aumenta sustancialmente, por ejemplo, la disminución de la abundancia de coyotes (*Canis latrans*), el depredador tope para la costa sur de California, EE. UU., favorece el incremento en la abundancia relativa de mesodepredadores como la zorra gris (*Urocyon cinereoargenteus*) o especies invasoras como el gato doméstico (*Felis catus*), quienes ejercen presión sobre las poblaciones de aves nativas, aumentando la tasa de extinción local (Crooks y Soulé, 1999). Eagan y colaboradores (2011) en un estudio realizado en el estado de Indiana, EE. UU. reportan que, debido a la desaparición de depredadores especializados, derivado de la fragmentación del hábitat, la población de mapaches (*Procyon lotor*) aumentó a tal grado que la población de ratones de patas blancas (*Peromyscus leucopus*) se vio limitada debido a la depredación que ejercieron los mapaches sobre éstos.

Dentro del Orden Carnivora podemos encontrar especies con diferentes niveles de tolerancia a la fragmentación del hábitat, lo cual está en función de los requerimientos ecológicos y biológicos específicos de cada una de ellas (Bennett, 2003). Especies como: zorra gris, zorrillo listado (*Mephitis mephitis*) o mapaches, no requieren un patrón que mantenga la conectividad del hábitat, debido a su tolerancia a la fragmentación del hábitat (Crooks, 2002). Por otro lado, especies como: coyote, ocelote (*Leopardus pardalis*), gato montés (*Lynx rufus*), puma (*Puma concolor*), zorrillo manchado (*Spilogale gracilis*), comadreja cola larga (*Mustela frenata*), y tejón (*Taxidea taxus*) debido a su especialización, tamaño corporal o alta demanda metabólica, requieren un tipo y arreglo en la conectividad de los hábitats (Crooks 2002; Paolino *et al.*, 2018).

Tomando en consideración las características propias de cada especie, el manejo en la conectividad del hábitat se puede clasificar en dos categorías: 1) **Mosaicos de hábitat**, en donde existen parches de vegetación natural dentro de una matriz dominada por ambientes modificados por actividades humanas (campos de cultivo o pastizales para el ganado), la movilidad de las especies depende de que estas sean capaces de utilizar los parches de vegetación modificada para moverse. Este tipo de arreglo está proyectado para que la mayor parte del hábitat permanezca de forma natural o seminatural, es ideal para proteger especies que requieren grandes extensiones de hábitat y las cuales presentan un grado de tolerancia a los hábitats de vegetación modificada presentes en la zona (Bennett, 2003), y 2) **Corredores de hábitat** para especies con menor tolerancia a la perturbación del

hábitat debido a que son altamente especializadas o dependientes de hábitats no perturbados, en donde, la meta principal es la dinámica de las poblaciones entre hábitats, estos corredores de hábitat pueden ser remanentes de bosques o selvas que unan áreas protegidas o zonas de vegetación regenerada (Bennett, 2003).

En México se han documentado un total de 564 especies de mamíferos silvestres ocupando el tercer lugar a nivel mundial en diversidad (Sánchez-Cordero *et al.*, 2014), desde finales de los noventa Arita y Ceballos (1997) reportaron que México se ubica dentro de los cinco primeros países con mayor número de especies en alguna categoría de riesgo. La causa principal es demandas de territorio para actividades de origen antropogénico (Sánchez-Cordero *et al.*, 2014).

Dentro del territorio nacional, las autoridades ambientales federales, estatales y locales, han implementado diferentes estrategias de conservación de la biodiversidad; 1) Creación de Áreas Naturales Protegidas (ANP), 2) Implementación de Unidades de Manejo para la conservación de la vida silvestre (UMA), 3) Ordenamientos ecológicos del territorio, 4) Proyectos para la recuperación y conservación de especies prioritarias y 5) Programas de conservación para especies en riesgo. Por otro lado, programas no gubernamentales como: 1) Pago por servicios ambientales y 2) Bonos por captura de carbono y forestería. Todos ellos con sustento legal (Valdez *et al.*, 2006; Gallina-Tessaro *et al.*, 2009, Jiménez-Sierra *et al.*, 2018).

Por otro lado, la creación de los corredores biológicos dentro del territorio nacional está prevista en el Art 46 de la Ley General de Vida Silvestre (SEMARNAT 2018), donde se señala que estos deben existir como un medio por el cual se interconecten las UMA entre sí, así como éstas con las ANP, de manera tal que se garantice y potencialice el flujo de individuos de especies silvestres.

Antecedentes

Los mamíferos carnívoros los encontramos prácticamente en todos los ecosistemas del planeta, son capaces de usar todos los tipos de agroecosistemas, tanto en regiones templadas como tropicales (Ferreira *et al.*, 2018), usan estos sistemas como parte de su ámbito hogareño o como corredores que unen parches de hábitat. Sin embargo, la riqueza de especies que podemos encontrar dentro de estos sistemas está en función de las características de la especie (nivel trófico o tamaño corporal), el estado de conservación que guarda y las características propias del agroecosistema (agroforestería, cultivos anuales, cultivos temporales o agroforestería amigable con la biodiversidad) (Ferreira *et al.*, 2018).

Crooks (2002) analizó los efectos de la fragmentación del hábitat sobre la distribución y abundancia de mamíferos carnívoros, así como la respuesta a la fragmentación de las especies de acuerdo con su tamaño corporal. El estudio lo realizó en el estado de California en los Estados Unidos de Norte América. Entre

sus resultados, registró la presencia de puma (*Puma concolor*) en parches con un área mínima de 1,191 hectáreas y con una distancia máxima al parche más cercano de 200 metros, la del gato montés (*Lynx rufus*) en parches con un área mínima de 6 hectáreas y una distancia máxima de 550 metros al parche más cercano, por otro lado, registró especies como la zorra gris (*Urocyon cinereoargenteus*), el zorrillo listado (*Mephitis mephitis*) y el mapache (*Procyon lotor*) presentes en todas las áreas sin importar el tamaño y aislamiento de los fragmentos.

En relación a la abundancia, el coyote reportó mayor abundancia en los fragmentos más grandes en contraste con la zorra gris, la cual presenta mayor abundancia en los fragmentos más pequeños, mientras que para el gato montés y el puma reportó que la variable que afecta la abundancia de estas dos especies es la antigüedad del fragmento (número de años transcurridos desde el aislamiento), no obstante la abundancia del gato montés está también en función de que los fragmentos aislados se encuentren conectados entre sí, o con hábitats de gran tamaño (Crooks 2002). Por último, reportó la relación positiva entre la masa corporal y la sensibilidad a la fragmentación, así como una relación positiva entre la masa corporal y ámbito hogareño, concluyendo que las especies con mayor sensibilidad a la fragmentación son el puma, el gato montés y el coyote. Y que de manera general los mamíferos de mayor tamaño corporal requieren mayores áreas. (Crooks 2002).

Los efectos de la fragmentación también pueden afectar los ámbitos hogareños y los patrones de actividad de especies como el coyote y el gato montés, Tigas y colaboradores (2002) registraron que ambas especies mostraron reducciones en sus patrones de actividad durante el día, por otro lado, el ámbito hogareño de los gatos montés se limita al parche en donde cada individuo fue capturado, los autores comentan que este fenómeno puede estar relacionado con la abundancia de presas presentes dentro de los parches de hábitat en los ambientes fragmentados en el sureste de California, EE. UU.

Desde otro punto de vista, Espinoza-Flores y López-González (2017) en el sureste de Guanajuato, México, registraron la presencia de gato montés (*Lynx rufus*) en los parches de vegetación natural de mayor tamaño, así mismo los sitios en los que obtuvieron registros de esta especie presentaron el mayor porcentaje de cobertura arbórea. Los autores concluyen que estas dos características (tamaño del parche y porcentaje de cobertura arbórea) del hábitat fueron determinantes para detectar la presencia del gato montés. Por el contrario, la presencia de campos de cultivo dentro de la matriz del área de estudio no afectó la presencia de la mencionada especie.

Espinoza-Flores y colaboradores (2018), trabajando en el mismo sitio y usando los mismos métodos que Espinoza-Flores y López González (2017), obtuvieron registros de coyote (*Canis latrans*) en sitios con un área entre 825 a 12,603

hectáreas, dentro de los cuales podemos encontrar algunos parches con el menor porcentaje de cobertura arbórea, concluyendo que las características del parche (tamaño de parche y cobertura arbórea) no influyeron en la ocurrencia de esta especie. Sin embargo, sugieren que a pesar de que el coyote es considerado una especie tolerante a la fragmentación, es probable la existencia de un umbral de alteración de su hábitat sobre el cual estos podrían ya no ser capaces de persistir.

En lo que se refiere a municipios cercanos al municipio de Cosoltepec, Oaxaca. Existen estudios que reportan la presencia y abundancia relativa de mamíferos de talla mediana y grande (**Fig.1**).

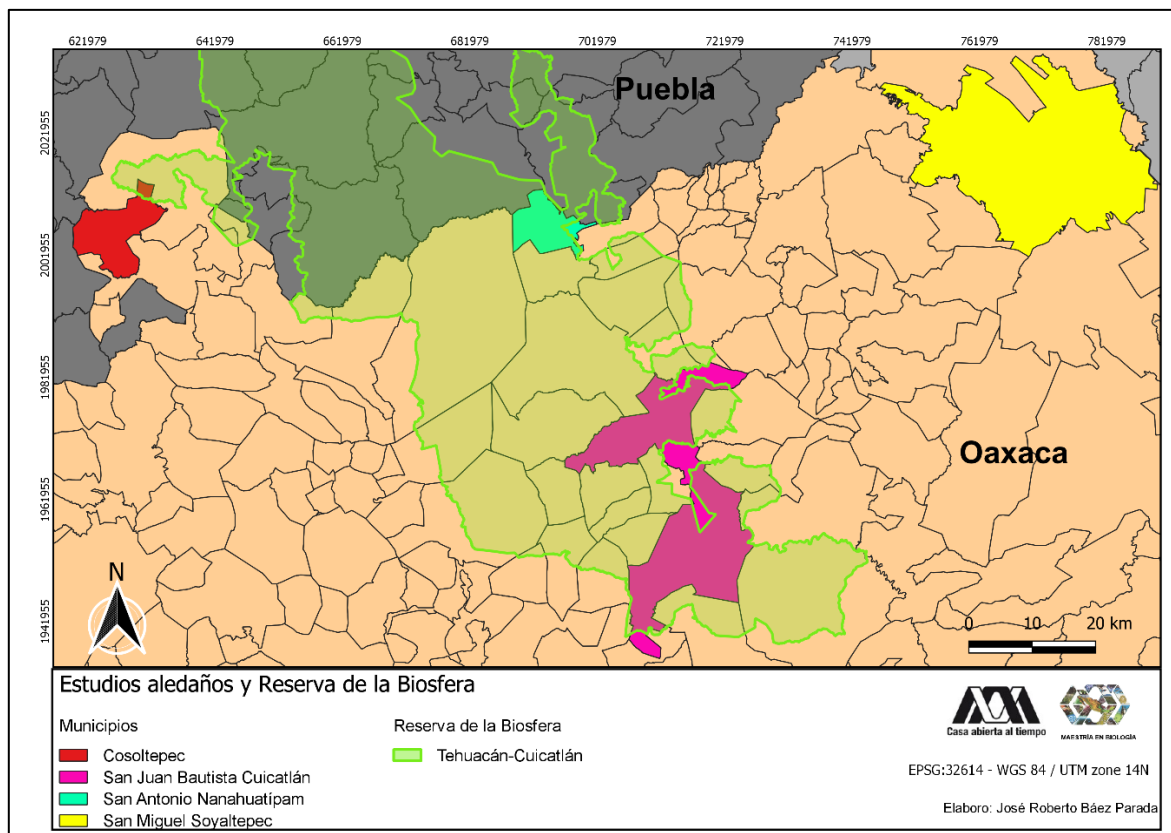


Figura 1. Mapa de localización de los municipios con estudios de mamíferos de talla mediana y grande.

Entre los estudios realizados, Cruz-Jácome y colaboradores (2015), en la localidad de San Gabriel Casa Blanca, municipio de San Antonio Nanahuatipan, Oaxaca, localizada en la parte oriente de la Reserva de la Biósfera Tehuacán- Cuicatlán (RBTC), por medio de cámaras trampa y un esfuerzo de muestreo de 3,300 días/trampa, reportaron la presencia de 16 especies compuestas por cinco ordenes, nueve familias y 16 géneros. Las especies del Orden Carnivora son: *Lynx rufus*, *Herpailurus yagouaroundi*, *Canis latrans*, *Urocyon cinereoargenteus*, *Conepatus leuconotus*, *Mephitis macroura*, *Spilogale angustifrons*, *Bassariscus astutus*, *Nasua narica*, *Procyon lotor*, así como un registro indirecto (huella) de *Puma concolor*. Hacen mención de que las especies menos abundantes fueron *B. astutus* y *H. yagouaroundi*. Adicional indicaron que especies consideradas comunes y con altas probabilidades de ser registradas como: *Procyon lotor*, *Didelphis virginiana*, *Dasyus novemcinctus*, *Mephitis macroura* y *Canis latrans*, obtuvieron muy pocos registros.

Pérez-Solano y colaboradores (2018) en el municipio de Cuicatlán, Oaxaca, ubicado en la parte sur de la RBTC, con un esfuerzo de muestreo de 2,690 días/trampa, registraron una riqueza de 13 especies de mamíferos distribuidas en cuatro órdenes, ocho familias y 13 géneros, a través de estos datos estimaron una diversidad verdadera de 2.77 (± 1.12), por otro lado, reportaron que las 3 especies con mayor abundancia relativa fueron *Urocyon cinereoargenteus*, *Odocoileus virginianus*, y *Canis latrans*.

Dentro del municipio de Cosoltepec se realizó un estudio para determinar la presencia de mamíferos pequeños y medianos, el cual tuvo un esfuerzo de colecta de 72 días efectivos de trabajo, 7,051 noches trampa y 794 metros-red. Se registró la presencia de 32 especies de mamíferos las cuales se agrupan en 7 órdenes, 13 familias, y 30 géneros. Dentro de los mamíferos de talla mediana se registraron: *Lynx rufus*, *Urocyon cinereoargenteus*, *Canis latrans*, *Mephitis macroura*, *Conepatus leuconotus*, *Bassariscus astutus*, *Nasua narica*, *Procyon lotor*, *Didelphis virginiana*, *Dasypus novemcinctus*, *Lepus Callotis*, *Sylvilagus floridanus* y *Odocoileus virginianus* (Cervantes y Riveros 2012).

Los pobladores de la comunidad de Cosoltepec han mostrado, a través del tiempo interés en la conservación y aprovechamiento sustentable de sus recursos naturales, interés que ha derivado en la puesta en marcha de proyectos dentro de su territorio, de entre varios proyectos podemos destacar: 1) trabajos de conservación de suelos con financiamiento de la Comisión Nacional Forestal, 2) elaboración del estudio de ordenamiento territorial comunitario (Econativo 2011) y 3) el establecimiento de una UMA, en el año 2004 con número de registro: DGVS-CR-EX2388-OAX, la cual cuenta con una superficie de 6,105 hectáreas, con un tipo de aprovechamiento extractivo (cinegético, repoblación e investigación) para el venado cola blanca (*Odocoileus virginianus mexicanus*), así como un uso no extractivo de tipo turismo y de observación (Econativo 2011).

Pregunta de investigación

¿Las características bióticas a escala de paisaje, proporcionan los elementos mínimos necesarios para ser usados por los mamíferos silvestres medianos y grandes, principalmente los carnívoros, como un corredor biológico entre el municipio de Cosoltepec y la Reserva de la Biósfera Tehuacán - Cuicatlán?

Hipótesis

Debido a que las características de la biota a escala de paisaje proporcionan los elementos mínimos necesarios. Es posible sostener que los mamíferos silvestres medianos y grandes, principalmente los carnívoros, podrán hacer uso de esta área como un corredor biológico entre el municipio de Cosoltepec y la Reserva de la Biósfera Tehuacán-Cuicatlán.

Objetivos

General

Evaluar las características bióticas a escala de paisaje, dentro del territorio del municipio de Cosoltepec, Oaxaca, como parte del posible corredor biológico entre este municipio y la Reserva de la Biósfera Tehuacán-Cuicatlán.

Específicos

- Caracterizar la vegetación y uso de suelo a escala de paisaje en el territorio que enmarca el municipio de Cosoltepec.
- Determinar un índice de fragmentación y métricas del paisaje en el territorio que enmarca el municipio de Cosoltepec.
- Determinar la riqueza, composición, abundancia relativa y diversidad de los mamíferos silvestres de talla mediana y grande, principalmente los carnívoros, en dos microcuencas por temporada climática dentro del territorio de la UMA del municipio de Cosoltepec
- Determinar los patrones de actividad de los mamíferos silvestres con mayor abundancia relativa en dos microcuencas por temporada climática dentro del territorio de la UMA del municipio de Cosoltepec,

Área de estudio

El municipio de Cosoltepec con Cabecera Municipal en Santa Gertrudis Cosoltepec cuyas coordenadas del centro geográfico son: 20°05'35.8"N, 96°28'13.0"O y posee una extensión de 8,100 hectáreas, está ubicado en la parte norte del distrito de Huajuapán, en la región de la Mixteca baja, al noroeste del estado de Oaxaca, a una altitud media de 1,500 m. Pertenece a la provincia fisiográfica depresión del Balsas (Ortiz *et al.*, 2004). Limita al norte y al oriente con el municipio de Santiago Chazumba, al sur con el Municipio de San Pedro y San Pablo Tequixtepec (perteneciente a la parte oeste de la Reserva de la Biósfera Tehuacán-Cuicatlán) y

al poniente con los Municipios de Petlalcingo y Tonahuixtla, del estado de Puebla (Álvarez 2003) (**Fig. 2**).

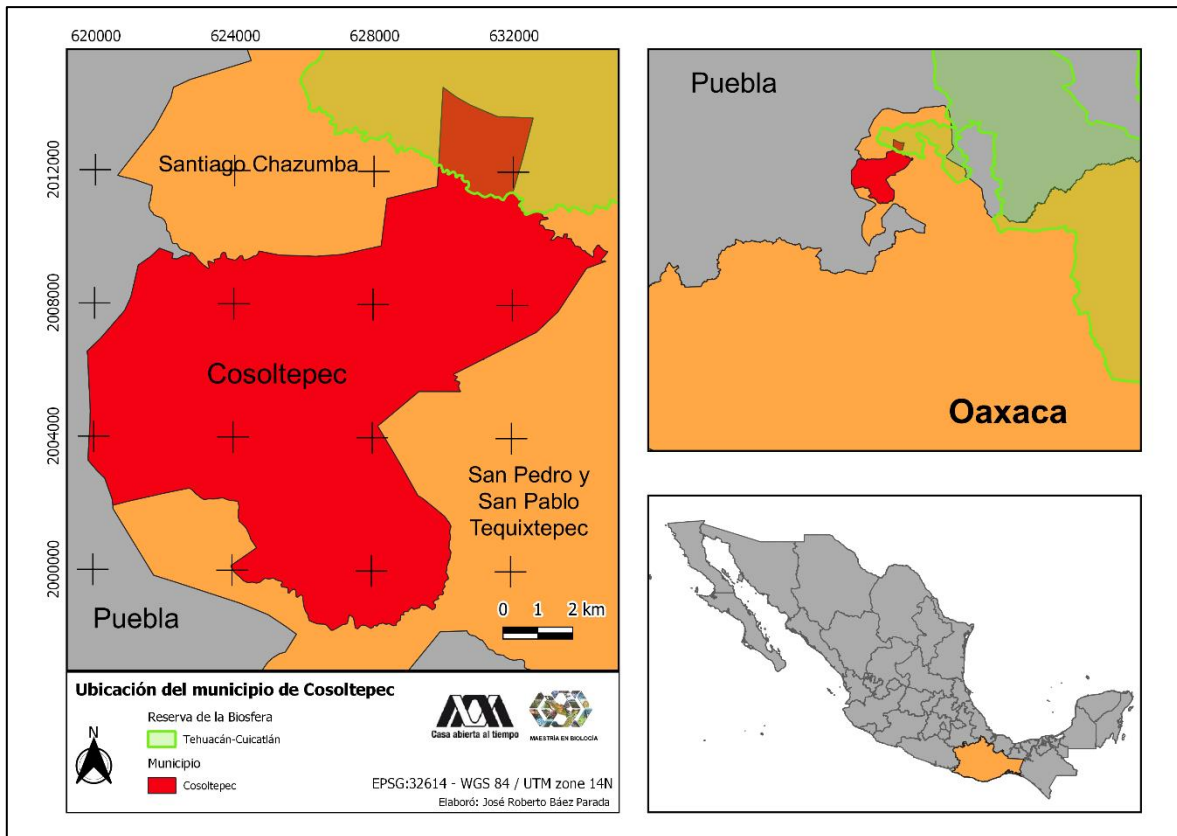


Figura 2. Localización geográfica del Municipio de Cosoltepec, Oaxaca, México

El clima del área de acuerdo con García (1998) es semicálido subhúmedo (A(C)Wo(w)), con lluvias en verano desde junio hasta octubre con una precipitación pluvial anual promedio de 509.5 mm, aunque se presentan algunas precipitaciones durante los meses de abril y mayo (Trejo, 2004; SMN, 2020). La temperatura promedio anual: mínima es de 14.5°C y máxima es de 26°C, mientras que la media anual oscila en los 20.3°C (SMN, 2020).

La región se caracteriza por los siguientes tipos de vegetación: 1) Bosque tropical caducifolio, el cual es la vegetación predominante en la zona y presenta diferentes

grados de conservación, en algunas zonas se pueden encontrar especies primarias como: los cuajotes (*Bursera* spp.), y en otros sitios especies de vegetación secundaria o de regeneración sucesional como la asociación *Acacia – Ipomoea*; 2) Bosque de galería, el cual está representado por especies como el sabino (*Taxodium mucronatum*), sauce (*Salix bonplandiana*), axuchil (*Astianthus viminalis*), huamúchil (*Phytocellobium dulce*), higo (*Ficus cotinifolia*), así como algunas crasuláceas del género *Echeveria* y *Sedum*; 3) Bosques espinosos representado por especies como: *Opuntia* sp., *Acacia* sp. y *Prosopis laevigata* entre otros y 4) Matorrales xerófilos representado por especies de *Agave* sp., *Sedum* sp., y *Bursera* sp. En conjunto la vegetación regional está representada por al menos 157 especies de plantas pertenecientes a 52 familias (Rzedowski, 2006; Econativo, 2011).

El territorio del municipio de Cosoltepec está asentado en seis microcuencas: Algodón, Ratón, Tacoyo, Chinaca, Piedra azul, Rio Grande, identificadas por Econativo (2011), durante la elaboración del proyecto de Ordenamiento Territorial Comunitario (**Fig. 3**).

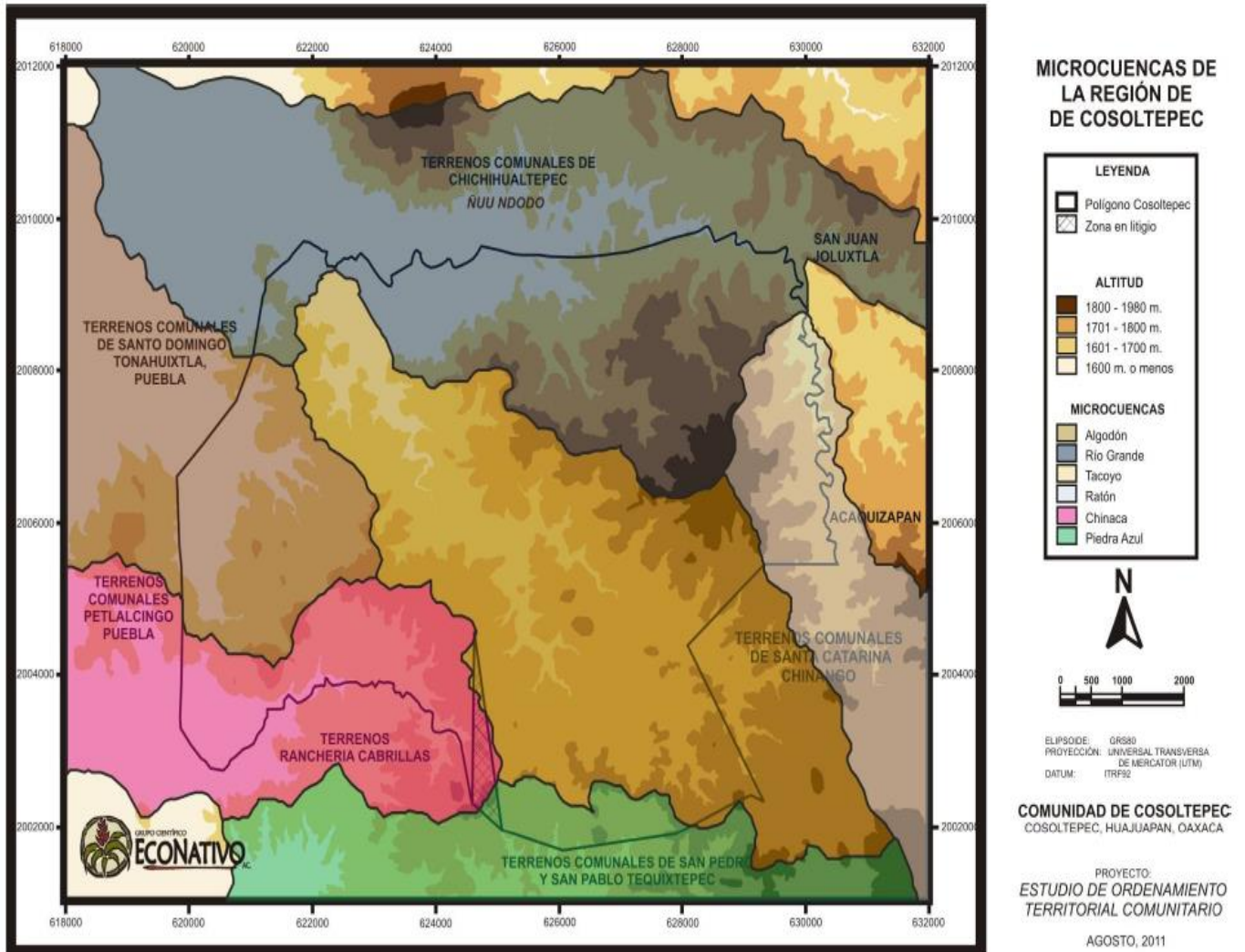


Figura 3. Microcuencas del municipio de Cosoltepec, Oaxaca, México (tomado del estudio de ordenamiento territorial comunitario Econativo 2011).

Debido a las características que se describen a continuación, se seleccionaron para realizar este estudio las Microcuencas Río Grande y Tacoyo.

1) Microcuenca Río Grande (MCRG): ubicada al norte del territorio, cuenta con una altitud que va de los 1,400 m hasta los 1,980 m, tiene una superficie aproximada de 5,780 hectáreas. Algunas de las especies vegetales que podemos

encontrar son: tlahuitol negro (*Lysiloma acapulcensis*), palo de zopilote (*Swietenia humilis*), varias especies del género *Bursera*, ejemplares de encino chaparro (*Quercus frutex*), cazahuates (*Ipomoea arborescens*), cacalosuchil (*Plumeria rubra*) y consuela (*Pittocaulon praecox*). De acuerdo con el ordenamiento territorial comunitario esta microcuenca está destinada como una zona de vida silvestre y de restauración (Econativo, 2011).

2) Microcuenca Tacoyo (MCT): ubicada en la zona poniente del territorio, cuenta con una superficie aproximada de 4,140 hectáreas, en ella podemos encontrar predominantemente la asociación vegetal cubata (*Acacia cochliacantha*) - tehuixtle (*Acacia bilimekki*), así como las especies chiquitos (*Pachycereus weberi*), gigantes (*Neobuxbaumia mezcalensis*), jaboncillo (*Fouquieria ochoteranae*) especie endémica y catalogada en peligro de extinción (SEMARNAT, 2010). De acuerdo con el ordenamiento territorial comunitario esta microcuenca está destinada como una zona silvopastoril y de preservación (Econativo, 2011).

Materiales y métodos

Clasificación de la vegetación e índice de fragmentación

Para determinar los principales tipos de vegetación y uso de suelo presentes en el Municipio de Cosoltepec, se realizó una clasificación no supervisada y se cuantificaron algunas métricas del paisaje (e.g. número de parches, índice de fragmentación, porcentaje de división y tamaño efectivo de la cuadrícula) de la vegetación natural presente dentro del municipio de Cosoltepec. Para ello, se

obtuvo del sitio de descargas de los satélites de Copernicus (<https://scihub.copernicus.eu>) una escena satelital de la misión SENTINEL-2A, con nivel MSIL2A, la cual contiene correcciones atmosféricas (reflectancia del fondo de la atmosfera, espesor óptico de aerosol y vapores de agua) con fecha de captura del 24 de abril de 2019, que corresponde a la temporada de secas de la zona de estudio.

Se creó un ráster virtual con las bandas 2, 3, 4 y 8 a una resolución de 10 metros y empleando una combinación de bandas 4, 3 y 2. Se obtuvo un compuesto en colores naturales, se realizó una clasificación no supervisada empleando el algoritmo ISODATA (por sus siglas en inglés: técnica iterativa de análisis de datos de autoorganización) el cual consiste en el cálculo del promedio de la firma espectral del conjunto de píxeles y en la agrupación de aquellos conjuntos que tengan firmas espectrales similares y alejar aquellos conjuntos que tienen una alta variabilidad de la firma espectral. Los criterios empleados fueron: número de clases: 30, número de iteraciones: 25, número mínimo de píxeles por clase: 300, valores semilla tomado de las bandas y distancia del algoritmo: distancia mínima. Todos los análisis geográficos se realizaron usando el programa QGIS3.10.4 (QGIS 3.10.4 Development Team, 2020).

A partir de la clasificación no supervisada y debido a la reflectancia de los tipos de vegetación y uso de suelo, se realizó una reclasificación para obtener los 5 tipos de vegetación que ocupan una mayor cobertura dentro del municipio, para esta clasificación se consideró el valor y el color obtenido para cada píxel y para cada tipo de vegetación. Se realizó un contraste con la imagen de colores naturales

para verificar que la clase asignada correspondiera con lo visto en la escena de colores naturales y darle mayor certeza a la clasificación.

A la imagen obtenida de la reclasificación de 5 tipos y uso de suelo, se le realizó una nueva reclasificación para obtener una imagen con dos categorías (mapa booleano) 0- 1, donde el cero representan zonas no arboladas y 1 las zonas arboladas. En este nuevo mapa se estimaron las métricas del paisaje: porcentaje de división del paisaje, índice de división y el tamaño efectivo de malla (Jaeger, 2000), las cuales están basadas en la capacidad de que dos animales (ubicados en puntos diferentes en la misma región) puedan encontrarse uno al otro dentro del paisaje usando para desplazarse los parches de vegetación natural.

Para determinar el índice de fragmentación de Ritters *et al.* (2000), el cual mide la cantidad de zonas arboladas y la ocurrencia de estas, como píxeles adyacentes dentro de un área fija (ventana o kernel) rodeando cada píxel de zona arbolada. Esta información es tomada a partir del píxel central de la ventana y de esta se calcula la proporción de píxeles que están arbolados (Pf), y la probabilidad de que el próximo píxel de un píxel arbolado este arbolado (Pff), dependiendo de los valores obtenidos para cada ventana, esta será clasificada en alguna de las siguientes categorías: interior, indeterminado, transición, perforado, borde o parche (Ritters *et al.* 2000) (**Fig. 4**). Para este estudio se elaboró un mapa raster y la clase arbolado corresponde a la vegetación que representa el bosque tropical caducifolio y el matorral xerófilo. Por medio de la función *r. forestfrag* y con un tamaño de ventana de 9 píxeles, se pudo conocer la superficie con la que cuenta cada una de las categorías (**interior**: ventana en la cual el 100% de los píxeles

están arbolados, **indeterminado**: ventana en la cual más del 60% de píxeles están arbolados y $P_f = P_{ff}$, **transición**: ventana en la cual se encuentra más del 40% y menos del 60% de los píxeles arbolados, **perforado**: ventana en la cual más del 60% de los píxeles se encuentran arbolados y $P_f - P_{ff} < 0$, **borde**: ventana en la cual se encuentran más del 60% de los píxeles arbolados y el residuo entre $P_f - P_{ff} > 0$ y **parche**: ventana en la cual menos del 40% de los píxeles están arbolados, dentro del municipio. Una vez obtenido el mapa por medio de la función `r.report` se pudo determinar la superficie y el porcentaje de territorio que representa cada una de las categorías. Todos los análisis se realizaron en el programa GRASS 7.8.2 (GRASS Development Team, 2019).

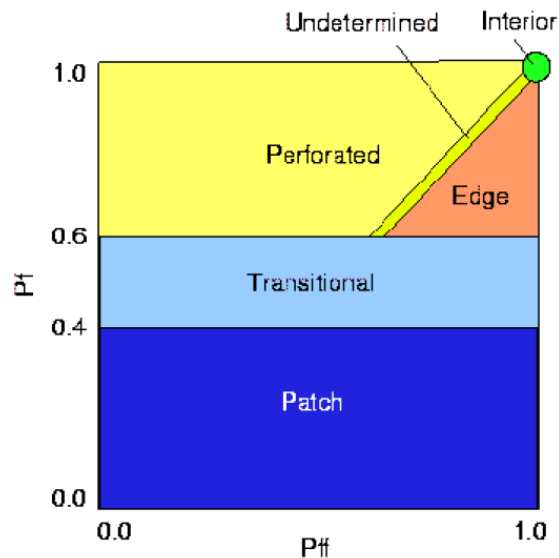


Figura 4. valores de P_f y P_{ff} para clasificar la ventana de análisis del algoritmo de Ritters (tomado de Ritters *et al.* 2000).

Riqueza, abundancia y diversidad de mamíferos silvestres

Para determinar la presencia y abundancia de mamíferos silvestres de talla mediana y grande, en el área de estudio se usaron trampas cámaras infrarrojas de las marcas Wildgame® modelo KP14i8w26-8, BlazeVideo® modelo SL112, Bushnell®, Wildview® modelo X8 y Seagete®. Se estableció un diseño de muestreo compuesto por un total de 14 estaciones de foto trapeo cada estación contó con una cámara trampa (**Fig. 5**), con el fin de disminuir la probabilidad de detección de un mismo individuo en dos o más estaciones de foto trapeo estas se colocaron con una separación entre ellas de 500 a 900 metros lineales (Gutiérrez-González *et al.*, 2012, Espinoza-González y López-González, 2017). Las estaciones de foto trapeo se ubicaron a la orilla de cuerpos de agua tanto permanentes como temporales (naturales y artificiales), senderos y veredas para incrementar la probabilidad de paso de los animales. Con el fin de proveer un incentivo extra a que los mamíferos principalmente los carnívoros pasen por donde se localizó la estación fotográfica, se utilizó un atrayente, el cual no presenta una implicación importante en el muestreo, y no representan un problema estadístico para estudios de estimaciones (Henschel y Ray, 2003). Se usó como atrayentes sardinas, las cuales se han reportado como un buen atrayente para felinos y otros mamíferos carnívoros (Trolle y Kery, 2003, Hidalgo-Mihart *et al.*, 2018).

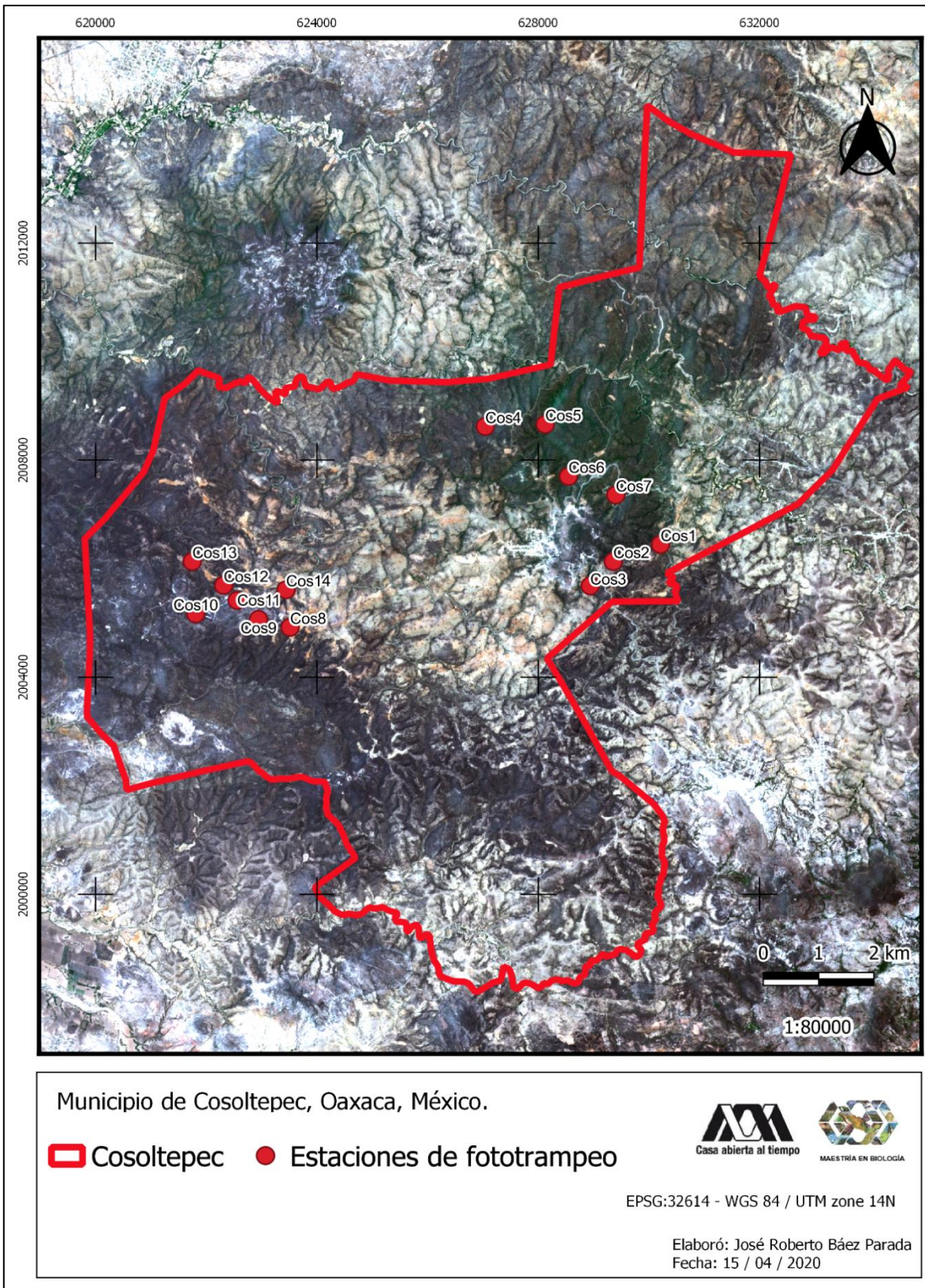


Figura 5. Ubicación de las estaciones de foto trampeo.

Las trampas cámara se sujetaron a troncos a una altura de 20 a 30 cm del suelo con una orientación sur a norte o norte a sur dependiendo de las condiciones y características del terreno, esto para evitar la interferencia de rayos solares. Cada cámara fue georreferenciada utilizando un GPS Garmin® modelo GPS V y se utilizó la siguiente configuración: tres tomas consecutivas y un tiempo de retraso de un minuto entre evento y evento, estuvieron activas las 24 horas del día. Las estaciones de foto trampeo fueron revisadas cada 30 a 45 días para remplazo de tarjetas de memoria, baterías y cebos.

El sistema de estaciones fotográficas fue dividido en 2 etapas (7 cámaras por etapa), cada una de estas etapas tuvo una duración de 6 meses consecutivos cubriendo la temporada de lluvias y secas. La primera etapa conformada por las estaciones Cos 1 a Cos 7, las cuales permanecieron activas de febrero – abril de 2019 (secas) y de mayo – agosto de 2019 (lluvias), fueron colocadas en la microcuenca Rio Grande (**Fig 5**).

La segunda etapa conformada por las estaciones Cos 8 a Cos 14, las cuales permanecieron activas de agosto a octubre de 2019 (lluvias) y de noviembre de 2019 a febrero de 2020 (secas). Estas estaciones fueron colocadas en la microcuenca Tacoyo (**Fig 5**)

Todo el material fotográfico fue procesado empleando el programa RStudio 3.6.2 (2019) usando la paquetería camtrapR (Niedballa, 2016). Con la información obtenida se generó una base de datos por microcuenca y por temporada climática.

A partir de las bases de datos generadas, se estimó la riqueza, composición y por medio de la paquetería BiodiversityR (Kindt 2020) se elaboraron curvas de acumulación de especies. Adicionalmente por medio de la paquetería vegan (Oksanen *et al* 2017), se calculó la diversidad por medio del índice de Shannon-Wiener (Moreno 2001) y la diversidad verdadera se obtuvo por medio de los números de la serie Hill (Hill 1973). Cada estación de foto trapeo se consideró como una repetición, por lo cual los resultados presentados es el promedio de la suma de todas las estaciones más la desviación estándar.

Con el fin de reducir la probabilidad de sobreestimación o subestimación en la estimación del IAR por especie y para cada microcuenca, se consideró cada estación de foto trapeo como una repetición, en los resultados obtenidos se presenta el promedio de la suma de todas las estaciones de foto trapeo más la desviación estándar.

Para obtener el índice de abundancia relativa (IAR), se utilizó la fórmula propuesta por Maffei *et al.* (2002) y Jenks *et al.* (2011):

$$\text{IAR}=(C/EM) \times 100.$$

Dónde:

- C=número de capturas o eventos fotográficos (se consideró un periodo de 24 horas entre fotografías que corresponden a la misma especie, y en donde no fue posible identificar individuos diferentes, en el caso donde en la misma fotografía se capturaron varios individuos, se tomó este número como individuos diferentes).
- EM= esfuerzo de muestreo (número de cámaras por días de monitoreo) por temporada o total.
- 100 días-trampa (factor de corrección estándar).

A los resultados obtenidos para el IAR, índice de Shannon-Wiener y la diversidad verdadera por medio de la serie de los números de Hills, para ambas temporadas y ambos sitios, se evaluó la normalidad y homocedasticidad de los datos, adicionalmente se realizaron las pruebas T-pareadas, T-student y U Mann-Whitney dependiendo de los resultados, todo esto se realizó con el programa estadístico NCSS, (NCSS, LLC. Kaysville, Utah, <http://ncss.com/software/ncss>).

Para determinar si existían diferencias estadísticas significativas entre los IAR de las especies por temporada entre la microcuenca Rio Grande y Tacoyo se realizaron pruebas estadísticas T-pareada. Para conocer si existían diferencias estadísticas entre las 5 especies que obtuvieron el mayor IAR considerando el periodo total que duro el muestreo (secas + lluvias) se realizó una prueba Kruskal-Wallis, posteriormente se realizó una prueba Dunne (Z-Kruskal) para determinar las especies entre las cuales existen diferencias, por medio de las paqueterías del software Rstudio (2019): tidyverse (Wickham, 2019), ggpubr (Kassambara, 2020) y rstatix (Kassambara, 2020), se graficaron los resultados de las pruebas Dunne. Este procedimiento se realizó para ambas microcuencas.

Para determinar si existían diferencias estadísticamente significativas entre temporadas (secas – lluvias) para los índices de Shannon- Wiener y la serie de los números de Hills en la microcuenca Rio Grande se realizaron pruebas U Mann-Whitney.

Para determinar si existían diferencias estadísticamente significativas entre temporadas (secas – lluvias) para los índices de Shannon- Wiener y la serie de los números de Hills en la microcuenca Tacoyo se realizaron pruebas T - student.

Utilizando la base de datos generada para calcular el IAR, en la cual considera un periodo de 24 horas entre eventos fotográficos de la misma especie para ser considerados como un registro independiente, y en la cual se registró la hora de captura de la fotografía, se determinaron los patrones de actividad de *Urocyon cinereoargenteus* y de *Procyon lotor*, las dos especies con mayor IAR por microcuenca y por temporada del año. Debido al número de registros fotográficos de *Lynx rufus* para ambas microcuencas, también fue posible estimar los patrones de actividad por microcuenca y por temporada climática. Por medio de la función activityDensity de la paquetería camtrapR (Niedballa, 2016) se determinaron los periodos de actividad, generando una gráfica por medio de la estimación de la densidad kernel.

Resultados

Caracterización e índice de fragmentación del paisaje

A partir del mapa de tipos de vegetación y uso de suelo generado de la clasificación no supervisada (**Fig. 6**), se distinguen 5 tipos de vegetación y uso de suelo dentro del municipio. El tipo de vegetación con mayor superficie fue Bosque tropical caducifolio / Matorral xerófilo y la menor superficie la ocupó el bosque de

galería (**Tabla 1**). En la zona noreste del municipio la vegetación predominante es el bosque tropical caducifolio. En la parte central del municipio adyacente a la zona urbana sobresalen y dominan elementos característicos de pastizales y cultivos, mientras que la parte suroeste y sur del municipio domina el bosque tropical caducifolio con elementos de matorral xerófilo. Los suelos desnudos y zona urbana la encontramos en la parte central, así como en los límites suroeste y sur del municipio. Elementos de bosque de galería los encontramos únicamente en una franja al noreste del municipio que atraviesan la selva baja caducifolia.

Tabla 1. Superficie ocupada por los tipos de vegetación y uso de suelo.

Vegetación y Uso de Suelo	Superficie Ha.
Bosque tropical caducifolio / Matorral xerófilo	5603
Pastizal/Cultivos	3467
Bosque tropical caducifolio	1905
Suelo desnudo /Zona urbana	165
Bosque de galería	20

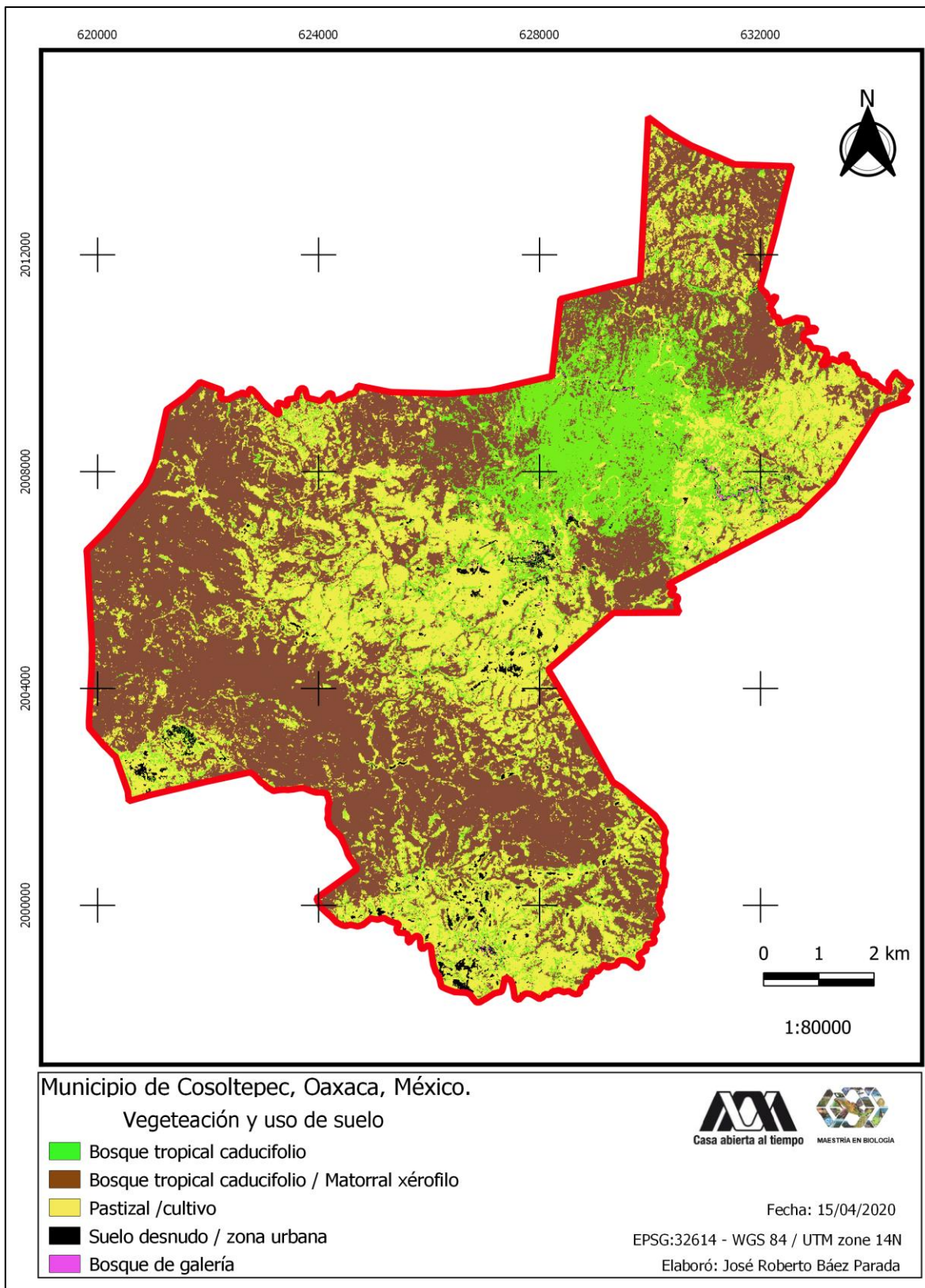


Figura 6. Tipos de vegetación y uso de suelo de Cosoltepec, obtenido de la clasificación no supervisada.

A partir del análisis del paisaje (**Fig. 7**) fue posible visualizar que dentro del municipio existen 780 parches de vegetación natural. El parche de mayor tamaño cuenta con una superficie de 2,926 hectáreas y, el de menor tamaño cuenta con 100 metros cuadrados el cual corresponde a un píxel por lo cual no es posible visualizarlo en el mapa a la escala 1:80,000, ya que el área mínima cartografiable es una superficie de 0.64 ha (6,400 m²). El porcentaje de división del paisaje dentro del municipio es del 63%, y el tamaño efectivo de malla de 2,252 hectáreas.

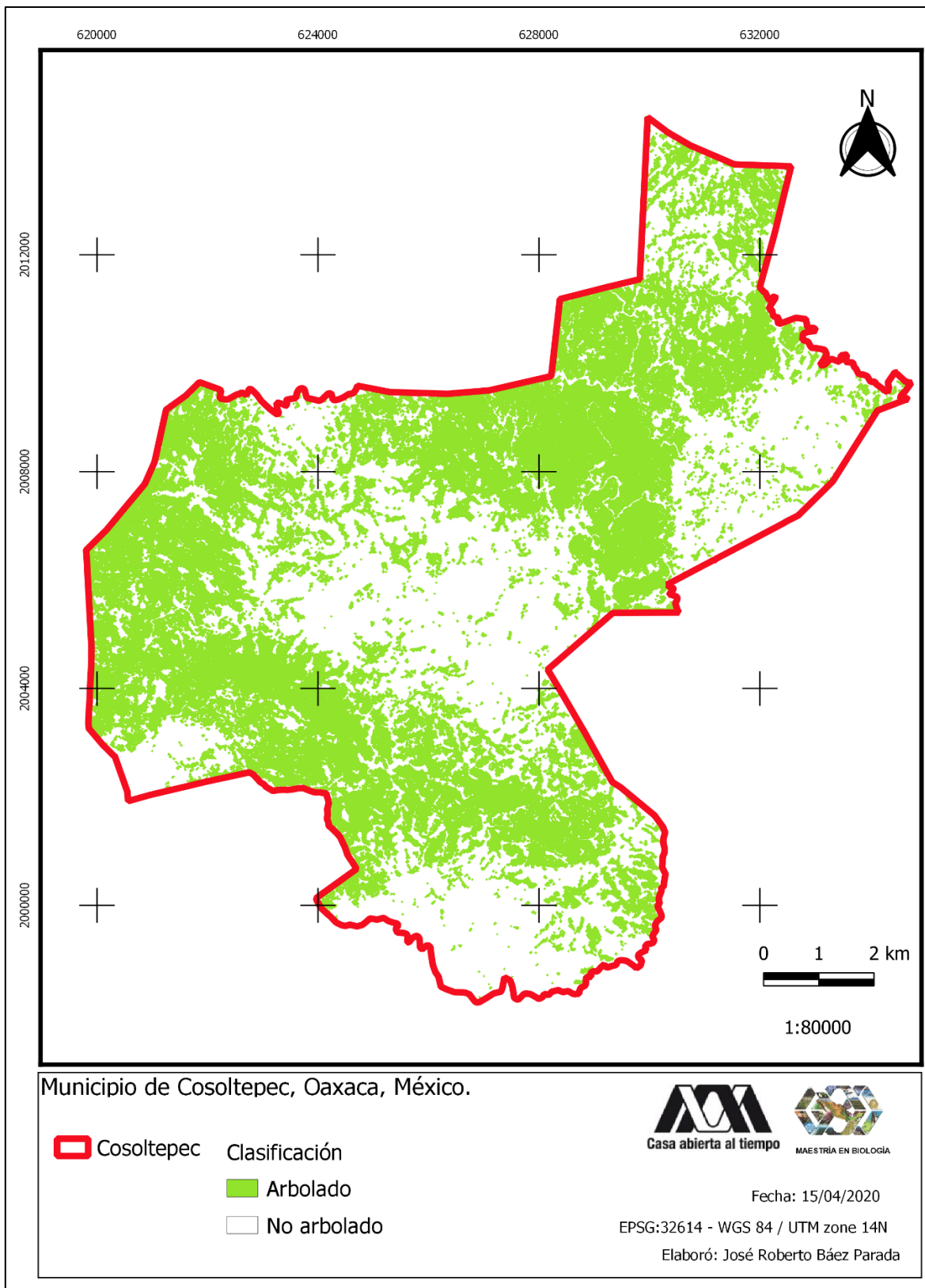


Figura 7. Mapa booleano (arbolado, no arbolado) del municipio de Cosoltepec.

Los resultados obtenidos por medio del índice de fragmentación (**Fig. 8**) propuestos por Riitters *et al.* (2000), muestran que la categoría Interior cuenta con 2,201 hectáreas y representa el 20 % del municipio, la categoría borde cuenta con 1,938 hectáreas y representa el 17% del municipio, 1,318 hectáreas equivalentes al 12% del territorio pertenecen a categoría perforado, mientras que la categoría de transición representa el 4% del territorio con 478 hectáreas, la categoría parche cuenta con 173 hectáreas y representa el 2% del territorio, por último la categoría indeterminado representa menos de 0.05% del territorio (**Fig. 9**).

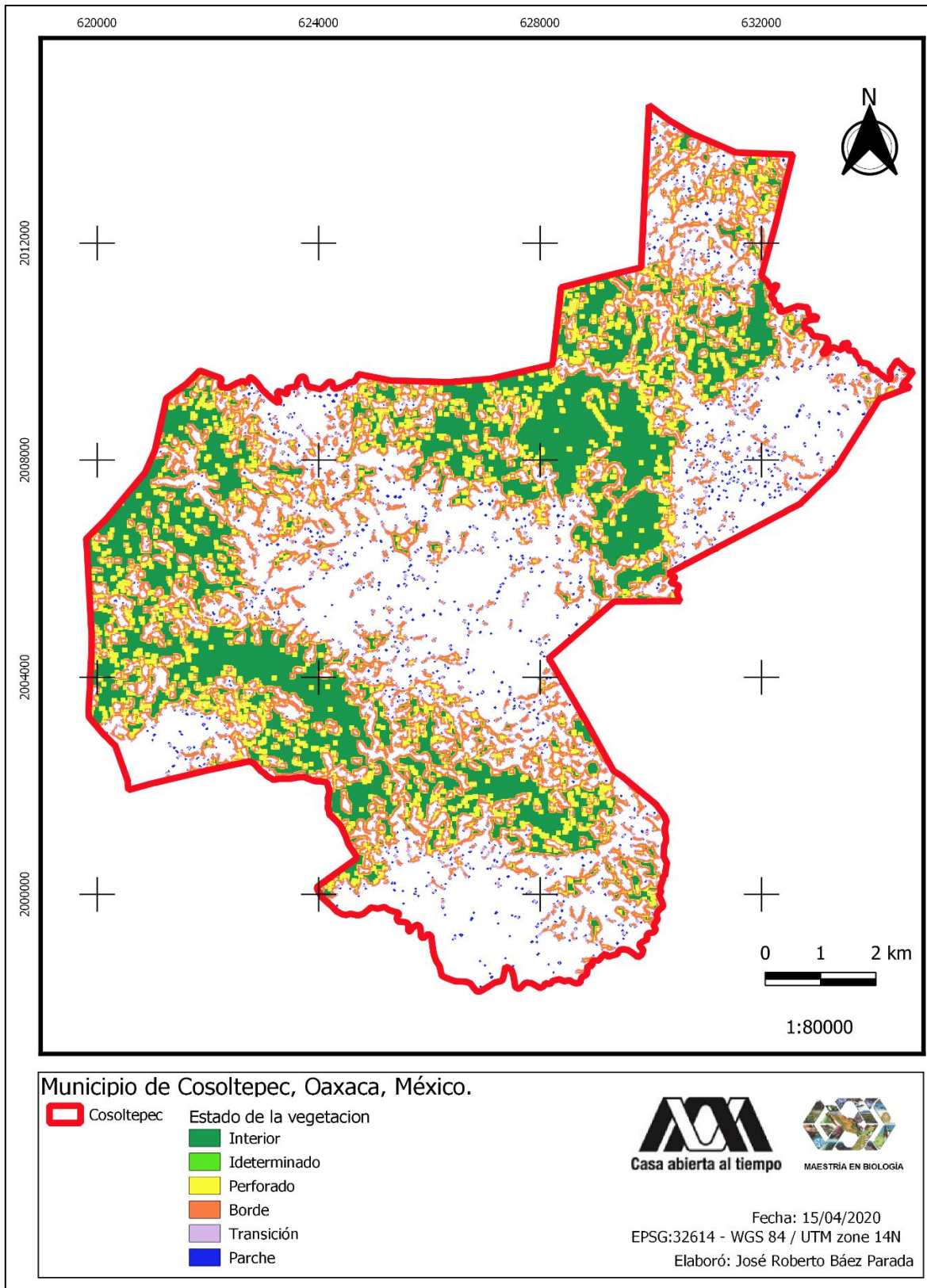


Figura 8. Clasificación del estado de la vegetación de acuerdo con el índice de fragmentación de Riitters.

SUPERFICIE POR CATEGORIA

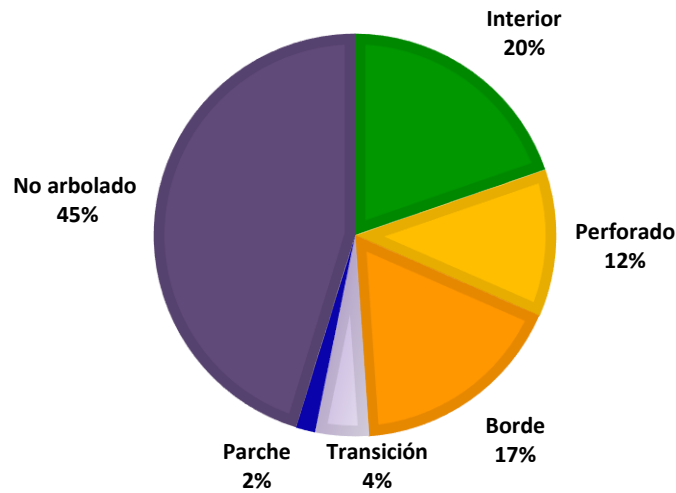


Figura 9. Porcentaje del territorio del municipio por categoría.

Riqueza, composición, abundancia relativa y diversidad de mamíferos silvestres por microcuenca

Microcuenca Río Grande

La primera etapa de muestreo fue realizada en la microcuenca Río Grande, se empleó un esfuerzo de muestreo de 1,103 días-cámara considerando ambas temporadas del año, 312 días-cámara en la temporada de secas y 791 días-cámara para la temporada de lluvias. Se obtuvo una riqueza específica de 13 especies pertenecientes a la clase Mammalia, agrupadas en 6 órdenes y 9 familias (**Tabla 2**).

Tabla 2. Especies e índice de abundancia relativa registradas en la microcuenca Río Grande.

Orden/Familia/Especie	n	IAR Secas			n	IAR Lluvias			n	IAR Secas + Lluvias		
DIDELPHIMORPHIA												
Didelphidae												
<i>Didelphis virginiana</i>	2	0.32	±	0.86	4	0.51	±	1	6	0.42	±	0.9
CINGULATA												
Dasypodidae												
<i>Dasypus novemcinctus</i>	0	0	±	0	3	0.38	±	0.5	3	0.19	±	0.38
CARNIVORA												
Canidae												
<i>Canis latrans</i>	41	10.19	±	10.7	65	8.22	±	5.7	106	9.2	±	8.32
<i>Urocyon cinereoargenteus</i>	41	11.99	±	11.7	90	11.38	±	9	131	11.68	±	10
Felidae												
<i>Lynx rufus</i>	17	5.83	±	5.41	30	3.79	±	4.4	47	4.81	±	4.85
Mephitidae												
<i>Conepatus leuconotus</i>	3	0.86	±	1.16	2	0.25	±	0.7	5	0.56	±	0.96
<i>Mephitis macroura</i>	7	2.07	±	2.96	9	1.14	±	1.1	16	1.6	±	2.2
<i>Spilogale angustifrons</i>	2	0.7	±	1.84	2	0.25	±	0.4	4	0.47	±	1.31
Procionidae												
<i>Bassariscus astutus</i>	3	1.05	±	2.77	7	0.88	±	1.3	10	0.97	±	2.06
<i>Procyon lotor</i>	56	16.81	±	12.15	43	5.44	±	6	99	11.13	±	10.9
ARTIODACTYLA												
Cervidae												
<i>Odocoileus virginianus</i>	27	9.69	±	9.75	35	4.42	±	3.8	62	7.06	±	7.62
RODENTIA												
Scuridae												
<i>Sciurus aureogaster</i>	0	0	±	0	2	0.25	±	0.7	2	0.13	±	0.47
LAGOMORPHA												
Leporidae												
<i>Sylvilagus floridanus</i>	2	0.51	±	0.95	14	1.77	±	3	16	1.14	±	2.25

n= Número de registros independientes, Índice de Abundancia Relativa (IAR)=promedio ± desviación estándar

Las especies que obtuvieron mayor frecuencia de foto captura durante la temporada de secas fueron: *Procyon lotor* (n=56), *Canis latrans* (n=41) y *Urocyon cinereoargenteus* (n=41). Para la temporada de lluvias las especies fueron: *Urocyon cinereoargenteus* (n=90), *Canis latrans* (n=65), *Procyon lotor* (n=43). Considerando ambas temporadas las especies con mayor frecuencia de foto-captura fueron: *Urocyon cinereoargenteus* (n=131), *Canis latrans* (n=106) y *Procyon lotor* (n=99) (**Tabla 2**).

Las especies que obtuvieron un mayor IAR durante la temporada de secas son *Procyon lotor* (IAR= 16.81 ± 12.15), *Urocyon cinereoargenteus* (IAR= 11.99 ± 11.74) y *Canis latrans* (IAR= 10.19 ± 10.72). Las especies que obtuvieron un mayor IAR durante la temporada de lluvias son: *Urocyon cinereoargenteus* (IAR = 11.38 ± 8.97), *Canis latrans* (IAR= 8.22 ± 5.73) y *Procyon lotor* (IAR= 5.44 ± 5.97). Considerando el periodo total de muestreo las especies que obtuvieron un mayor IAR son *Urocyon cinereoargenteus* (IAR= 11.68 ± 10.04), *Procyon lotor* (IAR= 11.13 ± 10.93) y *Canis latrans* (IAR= 9.20 ± 8.32). Al comparar los IAR de cada especie entre temporadas (secas - lluvias) no se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre ellas (T= 1.7729, P=0.1016). Al comparar los IAR de las 5 especies más abundantes considerando el periodo total de muestreo no se encontraron diferencias estadísticamente significativas ($\chi^2 (4) = 3.31$, P= 0.51) (**Tabla 2, Fig.10**).

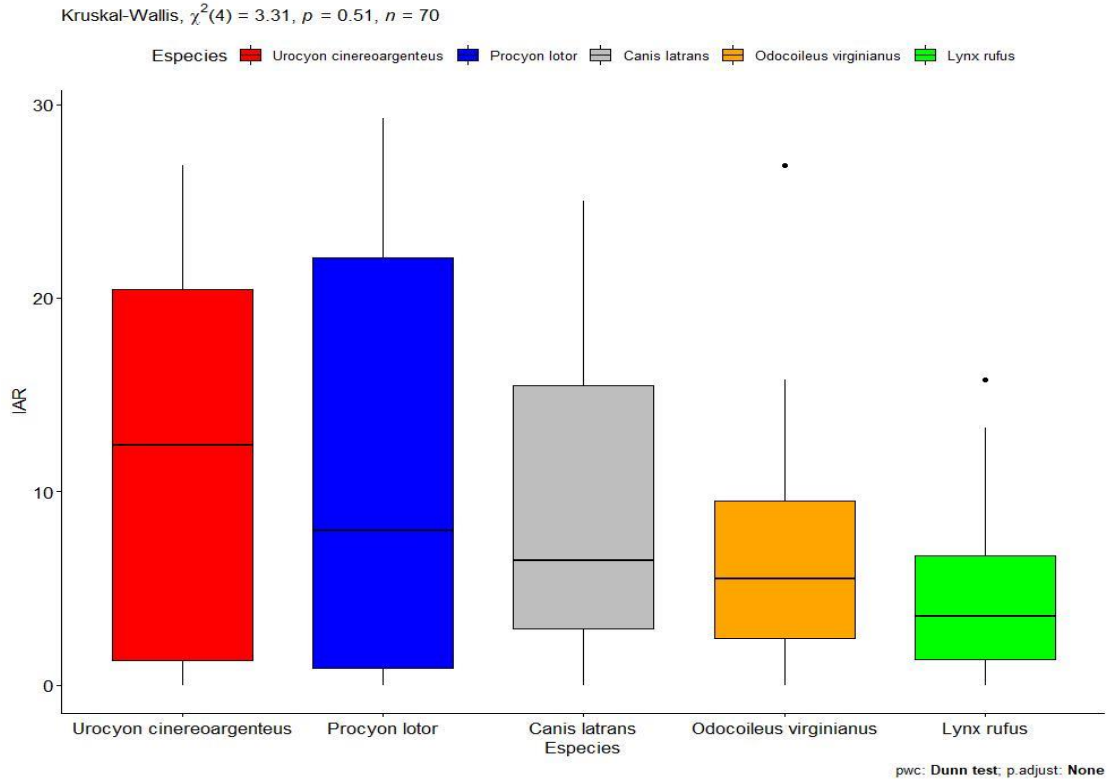


Figura 10. IAR de las cinco especies más abundantes y comparación estadística entre estas, en la microcuenca Rio Grande. A) * indican aquellas especies entre las cuales existen diferencias estadísticas significativas. B) Un número mayor de * indican un valor de P inferior.

De acuerdo con la curva de acumulación de especies (**Fig. 11**) podemos hacer mención que esta presentó una tendencia asintótica a partir de la cámara número 5. Por lo cual podemos asumir que se registraron la totalidad de especies que se pueden registrar dentro de esta microcuenca.

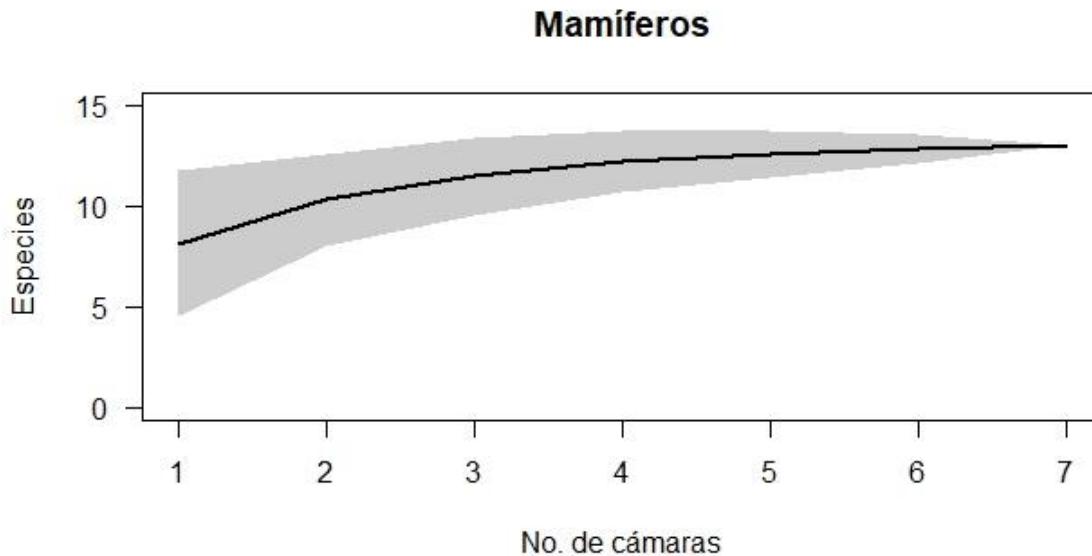


Figura 11. Curva de acumulación de especies de mamíferos silvestres en la microcuenca Río Grande, Municipio de Cosoltepec, Oaxaca.

El índice de diversidad de Shannon-Wiener obtenida para la microcuenca Río Grande considerando el periodo total de muestreo fue de 1.84 ± 0.27 , para la temporada de secas se obtuvo un valor de 1.22 ± 0.68 , mientras para la temporada de lluvias se obtuvo 1.65 ± 0.15 . Al comparar los índices de diversidad Shannon-Wiener entre épocas no se encontraron diferencias estadísticamente significativas ($Z=1.0861$, $P=0.277$).

La diversidad verdadera obtenida para la microcuenca Río Grande fue de 6.5 ± 1.6 , para la temporada de secas se obtuvo un valor de 5.2 ± 0.8 , mientras para la temporada de lluvias se obtuvo 3.9 ± 1.9 . Al comparar la diversidad verdadera entre temporadas no se encontraron diferencias estadísticamente significativas ($Z= 1.0861$, $P= 0.277$).

Adicional a los análisis numéricos, se obtuvieron algunos resultados cualitativos que se consideran de importancia. Se obtuvo el primer registro fotográfico de la presencia de zorrillo manchado sureño (*Spilogale angustifrons*). Esta especie cuenta con cuatro registros independientes, uno en la estación Cos 3 con coordenadas 2005684 N; 628937 O y tres registros independientes en la estación Cos 4 con coordenadas 2008619 N, 627040 O. La distancia aproximada entre ambas estaciones de foto trapeo es de 3.5 km lineales.

Microcuenca Tacoyo

Se empleó un esfuerzo de muestreo de 1,202 días/trampa considerando ambas temporadas del año, 765 días - cámara en la temporada de secas y 437 días – cámara en la temporada de lluvias, se obtuvo un registro total de 15 especies pertenecientes a la clase Mammalia, agrupadas en 6 órdenes y 9 familias (**Tabla 3**).

Tabla 3. Especies registradas en la microcuenca Tacoyo y sus abundancias relativas por época.

Orden/Familia/Especie	n	IAR Secas	n	IAR Lluvias	n	IAR Secas + Lluvias
DIDELPHIMORPHIA						
Didelphidae						
<i>Didelphis virginiana</i>	19	2.48 ± 5.3	2	0.41 ± 1.1	21	1.44 ± 3.8
CINGULATA						
Dasypodidae						
<i>Dasyopus novemcinctus</i>	0	0 ± 0	2	0.41 ± 1.1	2	0.21 ± 0.8
CARNIVORA						
Canidae						
<i>Canis latrans</i>	15	1.94 ± 1.7	8	2.07 ± 1.4	23	2 ± 1.5
<i>Urocyon cinereoargenteus</i>	139	18.12 ± 9	87	20.91 ± 9	226	19.52 ± 8.8
Felidae						
<i>Lynx rufus</i>	31	4.06 ± 4.3	11	2.28 ± 2.2	42	3.17 ± 3.4
<i>Puma concolor</i>	2	0.26 ± 0.7	3	0.62 ± 1.6	5	0.44 ± 1.2
Mephitidae						
<i>Conepatus leuconotus</i>	81	10.46 ± 7	10	2.07 ± 2	91	6.27 ± 6.6
<i>Mephitis macroura</i>	95	12.38 ± 7.5	4	0.83 ± 1.6	99	6.6 ± 7.9
<i>Spilogale angustifrons</i>	2	0.41 ± 0.7	0	0 ± 0	2	0.2 ± 0.5
Procyonidae						
<i>Bassariscus astutus</i>	28	3.83 ± 5.2	6	1.24 ± 2.3	34	2.54 ± 4.1
<i>Procyon lotor</i>	93	12.07 ± 4.8	48	9.94 ± 6.2	141	11 ± 5.5
<i>Nasua narica</i>	43	5.59 ± 9.6	12	2.48 ± 4.3	55	4.04 ± 7.3
ARTIODACTYLA						
Cervidae						
<i>Odocoileus virginianus</i>	49	6.33 ± 7.4	11	2.28 ± 2.2	60	4.3 ± 5.7
RODENTIA						
Scuridae						
<i>Sciurus aureogaster</i>	1	0.13 ± 0.3	6	2.48 ± 4.8	7	1.31 ± 3.5
LAGOMORPHA						
Leporidae						
<i>Sylvilagus floridanus</i>	2	0.13 ± 0.3	2	0.41 ± 1.1	4	0.27 ± 0.8

n= Número de registros independientes, Índice de Abundancia Relativa (IAR)=promedio ± desviación estándar.

Las especies que obtuvieron mayor frecuencia de foto captura durante la temporada de lluvias son: *Urocyon cinereoargenteus* (n= 87), *Procyon lotor* (n=48), *Nasua narica* (n=12). Para la temporada de secas las especies con mayor frecuencia de foto-captura son: *Urocyon cinereoargenteus* (n=139), *Mephitis macroura* (n=95), *Procyon lotor* (n=93) (**Tabla 2**).

Las especies que obtuvieron un mayor IAR para la temporada de lluvias son *Urocyon cinereoargenteus* (IAR= 20.91 ± 9.01), *Procyon lotor* (IAR= 9.94 ± 6.23) y *Nasua narica* (IAR= 2.48 ± 4.32). Las especies que obtuvieron un mayor IAR en la temporada de secas son: *Urocyon cinereoargenteus* (IAR= 18.12 ± 9.01), *Mephitis macroura* (IAR= 12.38 ± 7.49) y *Procyon lotor* (IAR= 12.07 ± 4.79). Considerando el periodo total de muestreo las especies que obtuvieron un mayor IAR son *Urocyon cinereoargenteus* (IAR= 19.52 ± 8.78), *Procyon lotor* (IAR= 11.00 ± 5.45) y *Mephitis macroura* (IAR= 6.60 ± 7.94) (**Tabla 3**). Al comparar los IAR de cada especie entre épocas (secas - lluvias) no se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre ellas (T= 2.0160, $P=0.0634$). Al comparar los IAR de las 5 especies más abundantes considerando el periodo total de muestreo se encontraron diferencias estadísticamente significativas ($X^2 (4) = 25.52$, $P < 0.0001$) (**Fig. 12**). La prueba post hoc muestran que las especies entre las cuales no existen diferencias estadísticas significativas son por un lado *Urocyon cinereoargentus* respecto de *Procyon lotor*, por otro lado, *Procyon lotor* respecto a *Conepatus leuconotus*. Entre las otras especies fue posible encontrar diferencias estadísticamente significativas ($P < 0.05$) (**Fig. 12**).

Kruskal-Wallis, $\chi^2(4) = 25.52$, $p = <0.0001$, $n = 70$

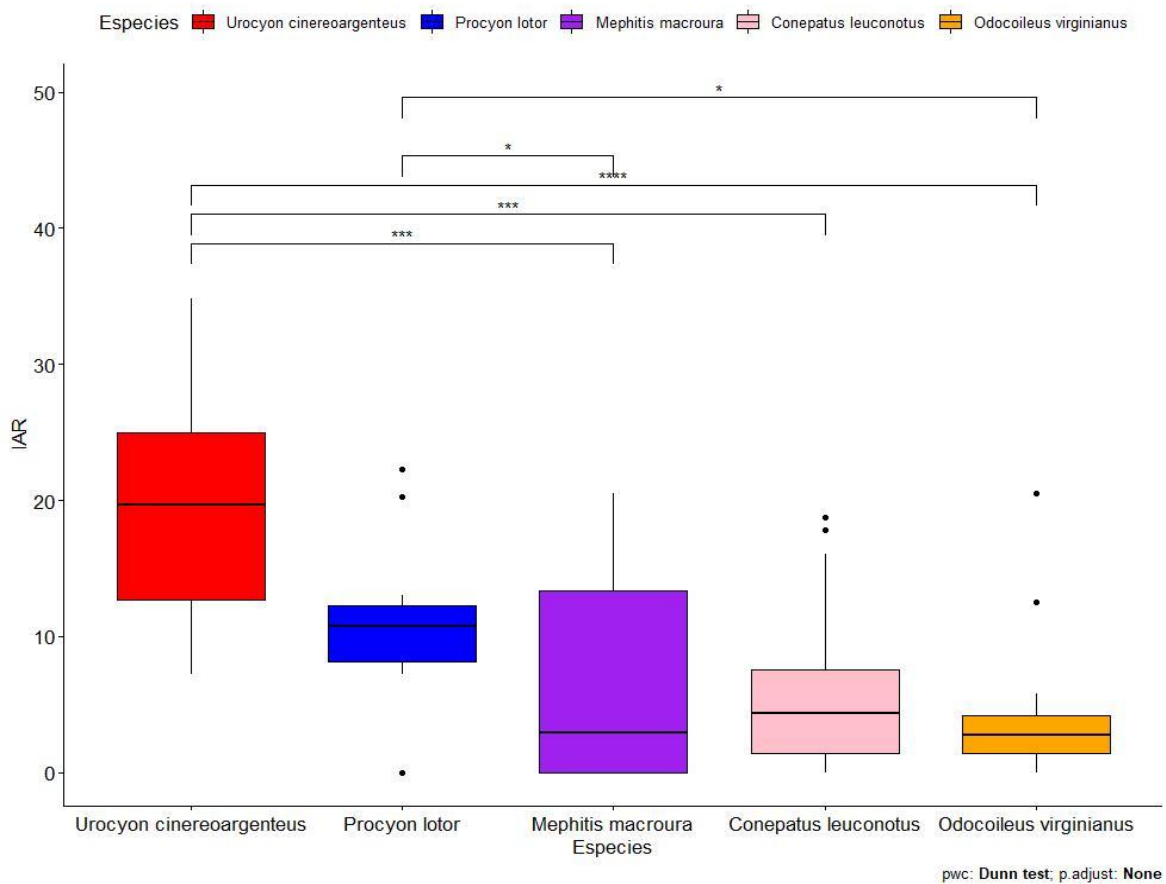


Figura 12. IAR de las cinco especies más abundantes y comparación estadística entre estas, en la microcuenca Tacoyo. A) * indican aquellas especies entre las cuales existen diferencias estadísticas significativas. B) Un número mayor de * indican un valor de P inferior.

De acuerdo con la curva de acumulación de especies (**Fig. 13**) podemos hacer mención que esta presentó una tendencia asintótica a partir de la cámara número 5, por lo cual podemos asumir que se registraron la totalidad de especies que se pueden registrar dentro de esta microcuenca.

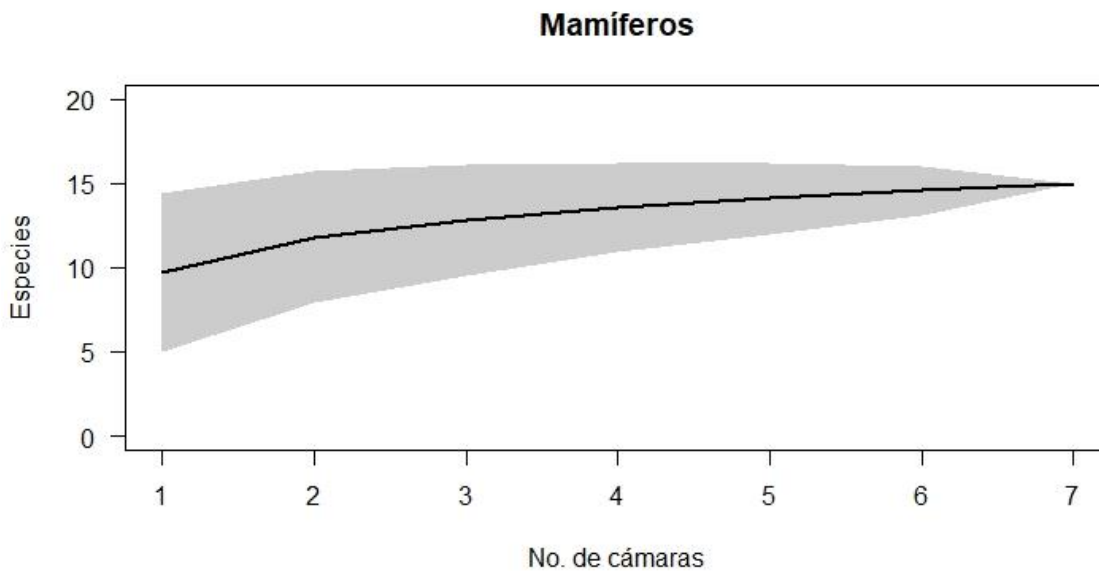


Figura 13. Curva de acumulación de especies de mamíferos silvestres en la microcuenca Río Tacoyo, Municipio de Cosoltepec, Oaxaca.

El índice de diversidad Shannon-Wiener obtenido para la microcuenca Tacoyo fue de 1.87 ± 0.28 , para la época de secas se obtuvo un valor de 1.84 ± 0.27 , mientras para la época de lluvias se obtuvo 1.44 ± 0.42 . Al comparar los índices de diversidad de Shannon-Wiener entre épocas no se encontraron diferencias estadísticamente significativas ($T = -2.1284$, $P = 0.0547$).

La diversidad verdadera obtenida para la microcuenca Tacoyo fue 6.70 ± 1.78 , para la época de secas se obtuvo un valor de 5.2 ± 0.8 , mientras para la época de lluvias se obtuvo 3.9 ± 1.9 . Al comparar la diversidad verdadera entre épocas no se encontraron diferencias estadísticamente significativas ($Z = 1.0861$, $P = 0.277$).

Adicional a los análisis numéricos, se obtuvieron algunos resultados cualitativos que se consideran de importancia. Se obtuvieron los primeros registros fotográficos de Puma (*Puma concolor*) para este municipio, los registros se realizaron en la estación de foto trapeo Cos 13 coordenadas 2006132 N, 621746 O, y se cuenta con 5 registros independientes, de los cuales 2 se registraron en la temporada de secas y 3 se registraron en la temporada de lluvias.

Comparación de los índices de abundancia relativa entre microcuencas

Al comparar los IAR de cada especie para el total del periodo del muestreo entre las dos microcuencas (Río Grande y Tacoyo), no se encontraron diferencias estadísticamente significativas ($T= 0.9864$, $P= 0.3454$), lo cual nos permite suponer que la comunidad de mamíferos tiene un comportamiento similar, independiente a la microcuenca del municipio en la cual sea evaluada.

Patrones de actividad

Microcuenca Rio Grande

Durante la época de secas *Urocyon cinereoargenteus* con 41 registros independientes, presentó el pico más alto de actividad alrededor de las 24:00 horas y el segundo pico de actividad se presentó alrededor de las 6:00 horas, el periodo de menor actividad se presentó entre las 12:00 y las 18:00 horas, indicando que para esta época la actividad es principalmente nocturna, iniciando

su actividad después del crepúsculo vespertino (**Fig. 14**). Respecto a *Procyon lotor* con 56 registros independientes, se puede mencionar que se encontró que la especie muestra mayor actividad en el crepúsculo, alcanzando el pico de actividad más alto durante el crepúsculo vespertino, por otro lado, mostró nula actividad durante el periodo comprendido de las 6:00 a las 18:00 horas (**Fig. 15**).

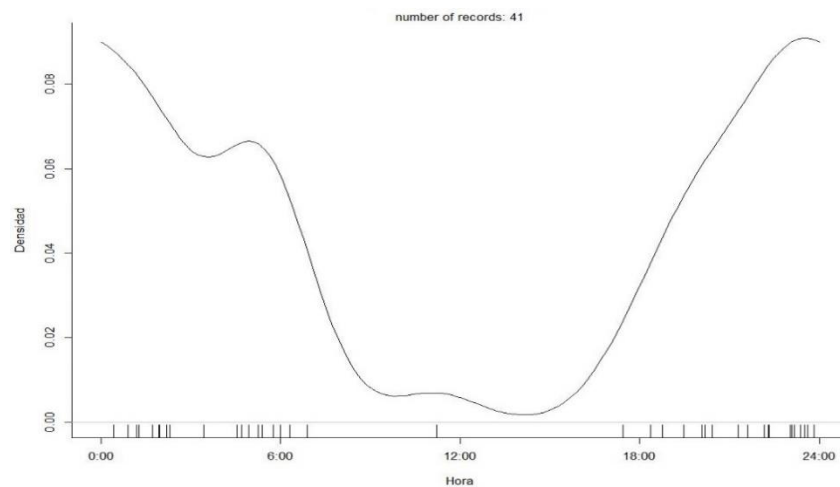


Figura 14. Patrón de actividad de *Urocyon cinereoargenteus* durante la época de secas en la microcuenca Río Grande.

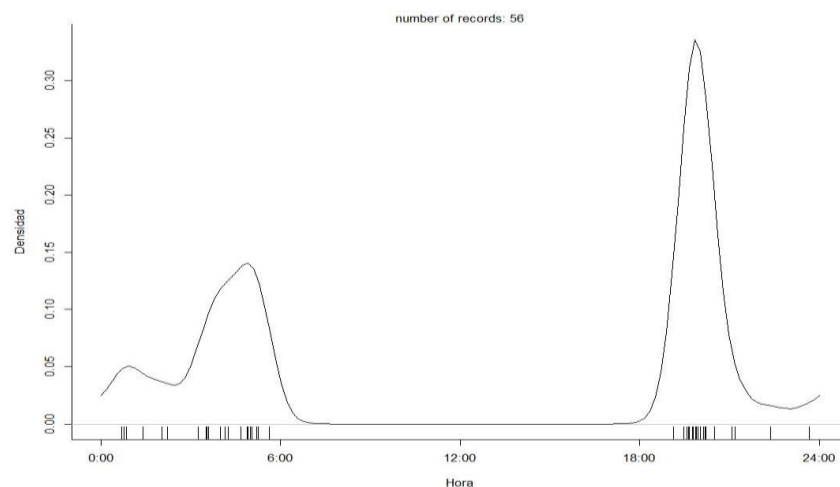


Figura 15. Patrón de actividad de *Procyon lotor* durante la época de secas en la microcuenca Río Grande.

Para la época de lluvias *Urocyon cinereoargenteus* con 90 registros independientes mostro actividad durante el crepúsculo tanto matutino como vespertino, alcanzando el pico de actividad más alto a las 24:00 horas y el periodo con menor actividad se encuentra alrededor de las 15:00 horas (**Fig. 16**). Para la especie *Procyon lotor* con 43 registros independientes, mostro actividad crepuscular, siendo el crepúsculo vespertino alrededor de las 19:00 horas el momento de mayor actividad, en el periodo comprendido entre las 6:00 y las 18:00 horas esta especie mostró nula actividad (**Fig. 17**).

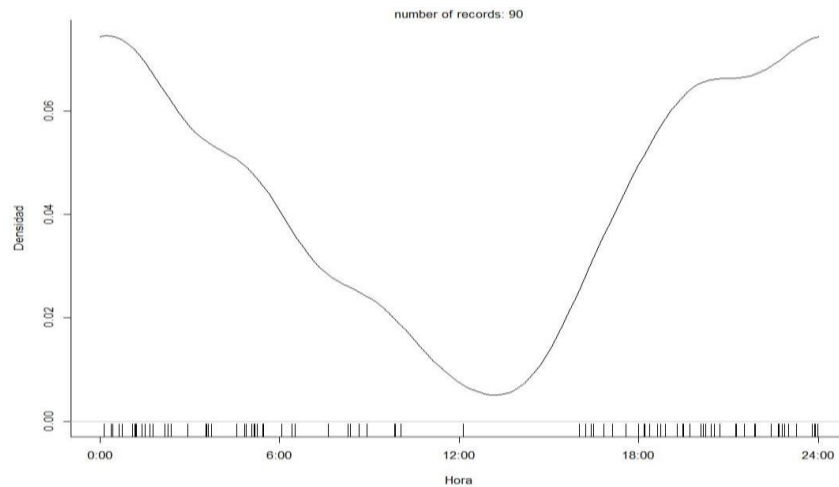


Figura 16. Patron de actividad de *Urocyon cinereoargenteus* durante la época de lluvias en la microcuenca Río Grande

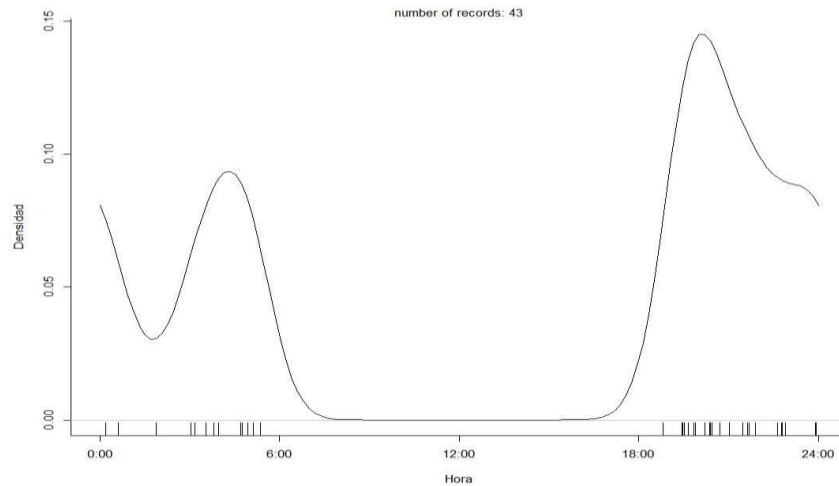


Figura 17. Patrones de actividad de *Procyon lotor* durante la época de lluvias en la microcuenca Río Grande

Microcuenca Tacoyo

Para la época de secas *Urocyon cinereoargenteus* con 139 registros independientes mostro tener actividad crepuscular, siendo el pico de actividad más alto en el crepúsculo vespertino entre las 18:00 y las 24:00 horas. El periodo en el que la especie mostro menor actividad fue durante el medio día (**Fig. 18**). Respecto a *Procyon lotor* mostró actividad crepuscular, siendo durante el crepúsculo matutino alrededor de las 6:00 horas el momento de mayor actividad, en el transcurso del medio día presentó nula actividad (**Fig. 19**).

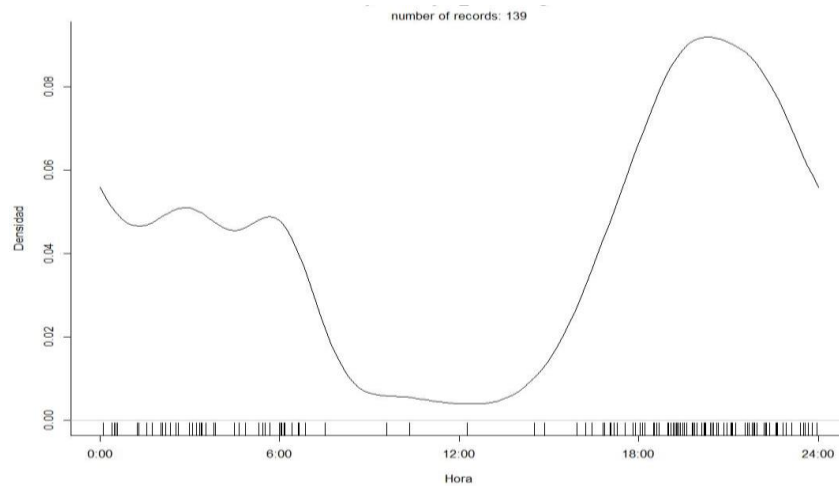


Figura 18. Patrones de actividad de *Urocyon cinereoargenteus* durante la época de secas en la microcuenca Tacoyo.

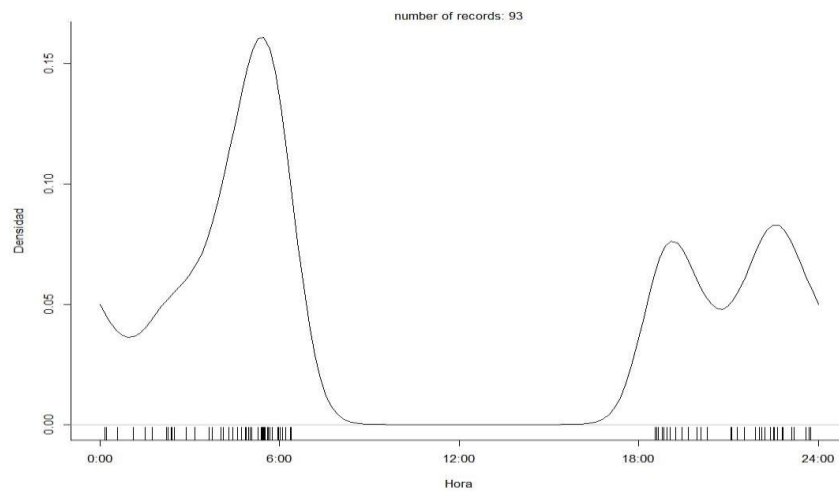


Figura 19. Patrones de actividad de *Procyon lotor* durante la época de secas en la microcuenca Tacoyo.

Durante la época de lluvias *Urocyon cinereoargenteus* con 87 registros independientes mostró actividad durante todo el día, sin embargo, durante el crepúsculo vespertino entre las 6:00 y las 24:00 horas se mostró la mayor actividad (**Fig. 20**). Por otro lado, *Procyon lotor* con 48 registros independientes mostró tener actividad crepuscular siendo durante el crepúsculo vespertino

alrededor de las 18:00 horas el punto de mayor actividad, durante el medio día esta especie mostró nula actividad (**Fig. 21**).

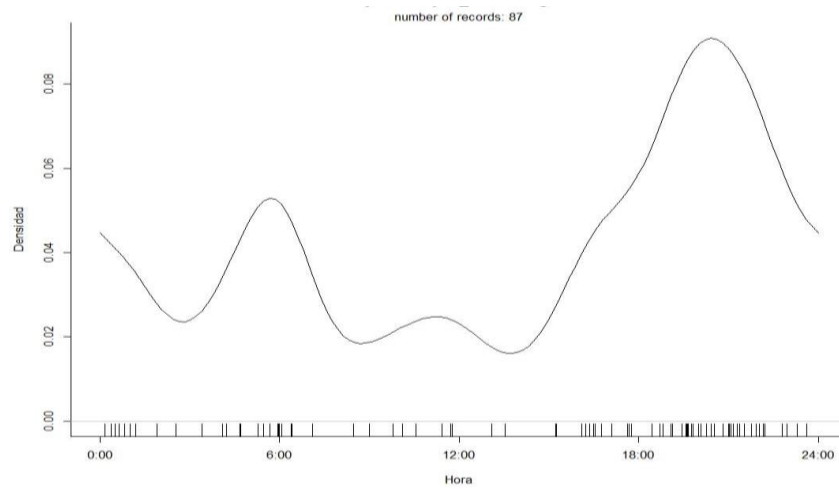


Figura 20. Patrones de actividad *Urocyon cinereoargenteus* en la microcuenca Tacoyo durante la época de lluvias.



Figura 21. Patrones de actividad de *Procyon lotor* durante la época de lluvias en la microcuenca Tacoyo.

Lynx rufus

Dentro de los resultados obtenidos cabe resaltar que en la totalidad de estaciones de foto trapeo, para ambos sitios y considerando la totalidad del periodo de muestreo, fue posible obtener registros independientes de *Lynx rufus*, siendo las estaciones Cos 4 (2008619 N, 627040 O) y Cos 14 (2005611 N, 623442 O) en las que se obtuvo el mayor número de registros (**Fig. 22**).

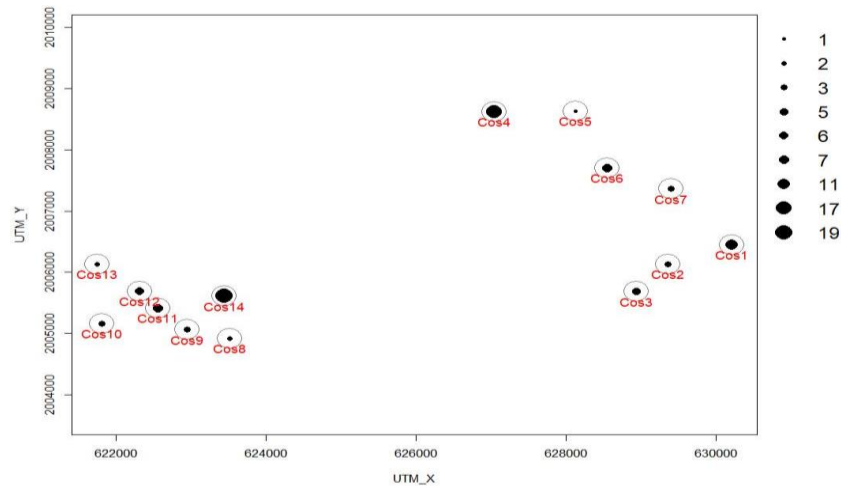


Figura 22. Registros independientes de *Lynx rufus* por estación fotográfica, durante el periodo total de muestreo (secas + lluvias), en ambas microcuencas (Cos1- Cos7 microcuenca Río Grande), (Cos8 – Cos14 microcuenca Tacoyo).

Respecto a los patrones de actividad que presentó *Lynx rufus* en la microcuenca Río Grande, podemos hacer mención que, durante la época de secas con 17 registros independientes, el pico más alto de actividad se presentó entre las 18:00 y las 24:00 horas, el segundo pico más alto se presentó alrededor de las 6:00 horas y presenta un descenso pronunciado de su actividad entre las 12:00 y 18:00 horas (**Fig. 23**). Para la época de lluvias con 30 registros independientes, la actividad de *Lynx rufus* se muestra que dura todo el día, mostrando una mayor actividad alrededor de las 18:00 horas y muestra un segundo pico alrededor de las 6:00 horas (**Fig. 24**).

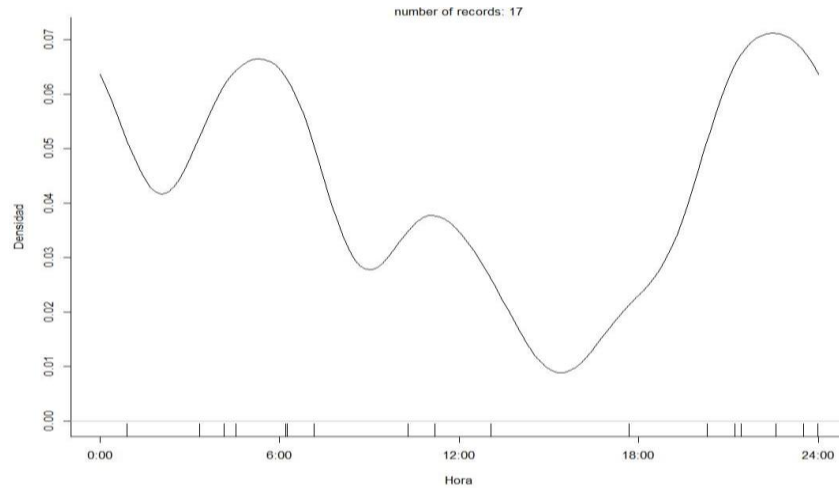


Figura 23. Patrones de actividad de *Lynx rufus* durante la época de secas en la microcuenca Río Grande.

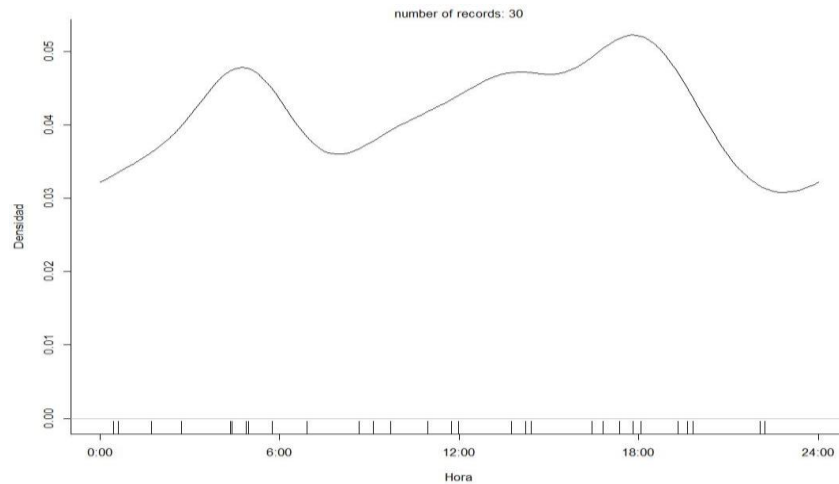


Figura 24. Patrones de actividad de *Lynx rufus* durante la época de lluvias en la microcuenca Río Grande

Los patrones de actividad que se obtuvieron para la microcuenca Tacoyo durante la época de secas, con 31 registros independientes, presenta el pico más alto de actividad entre las 6:00 y las 12:00 horas, el segundo pico de actividad más alto se presenta entre las 3:00 y las 4:00 horas, respecto al periodo de menor actividad

este se presenta entre las 12:00 y las 13:00 horas (**Fig. 25**). Por otro lado, durante la época de lluvias en la cual se obtuvieron 11 registros independientes, el pico más alto de actividad se presentó a las 18:00 horas, el segundo pico más alto se presentó a las 12:00 horas, por otra parte, se presentó un periodo de inactividad entre las 20:00 hasta alrededor de las 3:00 horas (**Fig. 26**).

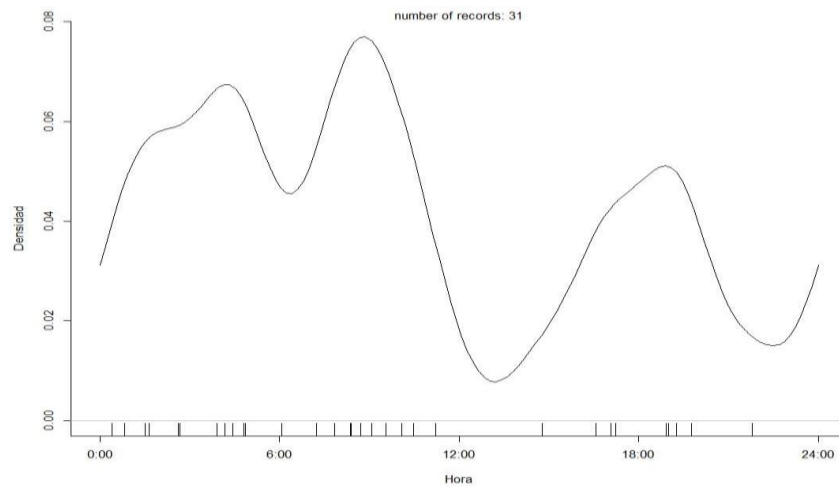


Figura 25. Patrones de actividad de *Lynx rufus* durante la época de secas en la microcuenca Tacoyo.

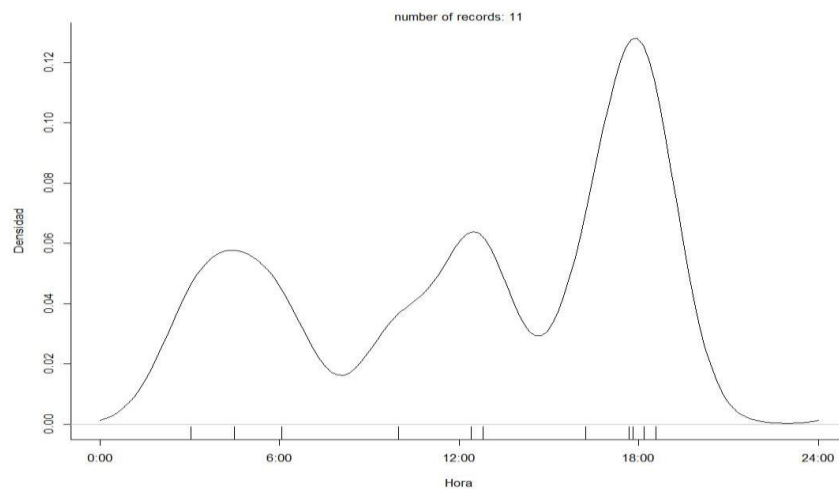


Figura 26. Patrones de actividad de *Lynx rufus* durante la época de lluvias en la microcuenca Tacoyo.

Discusión

La riqueza y composición de la comunidad de mamíferos silvestres pequeños y medianos presentes en el municipio de Cosoltepec, fue determinada con anterioridad registrando la presencia de 32 especies (Cervantes y Riveros, 2012). Sin embargo, validar la composición de la comunidad de mamíferos medianos y grandes dentro del municipio, así como determinar la abundancia relativa de los mismos, cobra relevancia pues es a través de esta información que las autoridades pueden tomar decisiones en favor de la conservación de la fauna silvestre.

Con nuestro estudio pudimos registrar que dentro del municipio de Cosoltepec, la comunidad de mamíferos presenta una riqueza específica de 15 especies, 13 en la microcuenca Río Grande y 15 en la microcuenca Tacoyo. Esto coincide con lo que podemos encontrar en municipios al noreste de Oaxaca (Pérez-Irineo y Santos-Moreno, 2012), incluso la riqueza es similar a la reportada en municipios que están bajo el esquema de protección de la RBTC, en donde se reportaron de 13 a 15 especies (Cruz-Jacome *et al.*, 2015; Pérez-Solano *et al.*, 2018). Lo que nos permite suponer que las acciones y decisiones tomadas por los pobladores como: la implementación de la UMA, la conservación de suelos y ordenamiento territorial en favor de la conservación de la biodiversidad están teniendo un efecto positivo sobre esta.

Respecto a la diversidad de mamíferos expresada por medio del índice de Shannon-Wiener, en ambas microcuencas de la comunidad (MCRG = 1.84 ± 0.27 ; MCT= 1.87 ± 0.28), ésta es mayor que la reportada por Pérez-Irinea y Santos-Moreno (2012) en la comunidad de Cerro Tepezcuintle, en donde reportaron un valor de 0.89. Por otro lado, la diversidad verdadera expresada por los números de Hills, para ambas microcuencas (MCRG= 6.5 ± 1.6 ; MCT= 6.70 ± 1.78), es mayor que la reportada en Cuicatlán (2.77 ± 1.12), municipio que pertenece a la RBTC (Pérez-Solano *et al.*,2018), por lo cual podemos resaltar que el municipio de Cosoltepec es un sitio con relevancia para la conservación de la fauna silvestre.

Otro punto por destacar es que de acuerdo con la clasificación sugerida por González-Salazar y colaboradores (2014), dentro de la comunidad de mamíferos de Cosoltepec, podemos encontrar especies que van desde los herbívoros (*Odocoileus virginianus.*), insectívoros-nocturnos (*Mephitis macroura*), omnívoros-diurnos (*Nasua narica*), omnívoros nocturnos (*Canis latrans*), hasta aquellos que se encuentran en el gremio trófico más alto como los carnívoros-cazadores-nocturnos (*Puma concolor*). Con esta información podemos suponer que la comunidad de mamíferos del municipio se trata de una comunidad que cuenta con al menos un representante en el gremio trófico más bajo y alto.

Una de las métricas de paisaje medidas fue: grado de división del paisaje, la cual arrojó un resultado de 63%, sin embargo, al analizar este resultado se debe considerar que esta métrica cuenta con una métrica auxiliar, el grado de

coherencia (Jaeger, 2000) la cual es inversamente proporcional a la primera, y se define como la probabilidad de que dos animales ubicados en dos áreas diferentes dentro de la zona de estudio puedan encontrarse. Por lo anterior se puede decir que el grado de coherencia dentro del municipio es del 37%. En suma, a lo anterior se debe considerar que 2,201 hectáreas pertenecen a la categoría de interior (Riitters *et al.*, 2000) y que 7,508 hectáreas son vegetación natural (Bosque seco caducifolio /matorral xerófilo bosque seco caducifolio) de acuerdo con la clasificación realizada en este estudio

La composición y el IAR obtenidos de la comunidad de mamíferos terrestres silvestres del municipio de Cosoltepec, en suma con los resultados de los análisis de vegetación (índice de fragmentación) y métricas del paisaje, nos permite suponer que la vegetación a escala de paisaje dentro del municipio de Cosoltepec presenta una cobertura arbórea adecuada para albergar especies poco tolerantes a la fragmentación del hábitat , pues dentro del municipio, podemos encontrar especies como: *Puma concolor*, *Spilogale angustifrons* y *Lynx rufus*, las cuales están reportadas como especies poco y medianamente tolerantes a la fragmentación del hábitat (Espinoza-Flores y López-Gonzalez, 2017; Crooks , 2002).

Debido a la obtención de 5 registros independientes, la presencia de *Puma concolor* dentro del territorio del municipio puede estar ligada a: **1)** la presencia y

abundancia de especies como: *Nasua narica*, *Odocoileus virginianus* y *Procyon lotor*, las cuales están reportadas con alta frecuencia de consumo dentro de su dieta (Gómez-Ortiz y Monroy-Vilchis, 2013; Hernández - SaintMartín *et al.*, 2015; Ávila-Nájera *et al.*, 2018). **2)** El estado de conservación de la vegetación (número de parches y tamaño de parches) así como el índice de fragmentación de la vegetación dentro del municipio, por otro lado, el grado de división del paisaje y el grado de coherencia.

La presencia de este depredador tope dentro del territorio, es de suma importancia debido a que puede regular las poblaciones y prevenir el fenómeno conocido como liberación de los mesodepredadores (Crooks y Soulé, 1999), sin embargo se deben tomar acciones que promuevan la permanencia y conservación de esta especie, ya que debido a su masa corporal, requerimientos energéticos y especialización, presenta un alto riesgo de extinción (Beissinger y Osborne, 1982; Friesen *et al.*, 1995; Woodroffe y Ginsberg, 1998; Crooks, 2002; Crooks *et al.*, 2017).

Si bien al comparar la composición de la comunidad de mamíferos entre microcuencas no se encuentran diferencias estadísticamente significativas ($T=0.9864$, $P=0.3454$) es evidente que las dos especies: *Puma concolor* y *Nasua narica*, se reportan únicamente en la microcuenca Tacoyo, esto puede estar relacionado con la distancia que existe entre esta microcuenca y la zona urbana, lo cual puede estar relacionado con presiones de tipo antropogénico (por ejemplo

cacería) o al tamaño de parches, pues la microcuenca Tacoyo corresponde con el parche de mayor tamaño dentro del territorio del municipio.

Los patrones de actividad de *Urocyon cinereoargenteus* indican que esta especie tiene actividad crepuscular y nocturna independientemente de la época y la microcuenca en la que sean evaluados, estos resultados coinciden con lo reportado en otros estudios (Farías *et al.*, 2012; Farías-González y Vega-Flores, 2019), por lo anterior podemos suponer que dentro del municipio no existen factores de cualquier origen como el tipo de vegetación, el estado de la vegetación o presiones de origen antropogénico que afecten los patrones de actividad de esta especie.

Los patrones de actividad de *Lynx rufus* fueron estimados sin considerar distinción entre sexos o edad (juveniles o adultos). Los periodos de mayor y menor actividad reportados para ambas microcuencas (MCRG, MCT) durante la época de secas coinciden de manera general con lo reportado en otros estudios (Riley *et al.*, 2003; Harrison, 2010; Elizalde-Arellano *et al.*, 2012), especies crepusculares, con poca actividad durante el resto del día.

A diferencia del estudio realizado por Elizalde-Arellano y colaboradores (2012) en donde reportó que la actividad se presenta de manera similar independiente a la época (lluvias/secas) en este estudio de forma particular en la Microcuenca Tacoyo el pico de mayor actividad varía dependiendo de la época climática.

Es necesario resaltar que en la Microcuenca Rio Grande, durante la temporada de lluvias no se reporta un pico marcado de descenso de actividad como en las demás graficas. Todas estas variaciones pueden estar dadas por la localización de las estaciones de foto trapeo (cercanas a cuerpos de agua). Otro factor para considerar para la explicación de estas variaciones es la presencia y abundancia de sus presas naturales a lo largo de las temporadas climáticas en ambas microcuencas.

Al analizar los resultados obtenidos en este estudio, se debe considerar que los datos con respecto a los mamíferos medianos y grandes fueron colectados en dos de las seis microcuencas presentes dentro del municipio, sumado a esto, se debe tomar en cuenta, que las estaciones de foto trapeo fueron colocadas en sitios de vegetación natural, esto con el fin de cumplir cabalmente con los objetivos planteados en este proyecto. Debido a lo mencionado anteriormente, es importante hacer notar que dentro del municipio existen áreas aún por estudiar que permitirán profundizar en el conocimiento de la ecología de los mamíferos medianos y grandes, por lo cual para futuras investigaciones se recomienda coleccionar datos de las cuatro microcuencas restantes, así mismo colocar estaciones de foto trapeo en las zonas de cultivo y de pastizales. Por otro lado, es importante monitorear constantemente la zona en donde se obtuvieron los registros de *Puma concolor*, esto con el fin de corroborar si se trata de un individuo que estaba realizando viajes exploratorios, o se trata de un individuo establecido. Otro aspecto para considerar sería, monitorear los desplazamientos que realizan los individuos, principalmente de aquellas especies que son más vulnerables, esto

con el fin de determinar las zonas prioritarias para la conservación dentro del municipio, y los cuales promuevan la conectividad con la Reserva de la Biosfera Tehuacán - Cuicatlán.

Respecto a los resultados que muestran el estado actual de la vegetación en el municipio, se debe considerar que este es un estudio base para el establecimiento de un corredor biológico entre este municipio y la RBTC, por lo cual, las metodologías empleadas responden a este objetivo. Tal es el caso de haber realizado una clasificación no supervisada, por lo que para futuras investigaciones se recomienda realizar una clasificación supervisada, para conocer con mayor claridad y profundidad el estado que guarda la vegetación en el municipio de Cosoltepec.

Conclusiones

Debido a los resultados obtenidos de los análisis de la vegetación y la comunidad de mamíferos, en suma, con la proximidad que tiene el municipio de Cosoltepec con la Reserva de la Biosfera Tehuacán – Cuicatlán, nos permiten concluir:

- Dentro del territorio que enmarca el municipio de Cosoltepec, existen las condiciones mínimas necesarias para el establecimiento de un corredor biológico que conecte el municipio de Cosoltepec con la Reserva de la Biosfera Tehuacán – Cuicatlán.

- Los resultados obtenidos en este estudio sientan las bases para el establecimiento de un corredor biológico, el cual es de suma importancia, debido a la necesidad de implementar medidas que contrarresten la problemática actual de pérdida de la biodiversidad y sus posibles consecuencias.
- Este estudio refuerza las acciones de conservación que se llevan a cabo dentro de la Reserva de la Biósfera Tehuacán – Cuicatlán, y en suma con otros proyectos de investigación dentro del estado de Oaxaca, promueven el conocimiento de la biodiversidad y por lo tanto promueven la conservación de esta en la zona.

Bibliografía

- Álvarez , L. R. (2004). *Geografía general del Estado de Oaxaca* (Cuarta ed.). Oaxaca, México: Carteles Editoriales.
- Arita H.T. y Ceballos G. (1997). Los mamíferos de México distribución y estado de conservación. *Revista Mexicana de Mastozoología*, 2(1), 33 - 71.
- Ávila-Nájera , D. M., Palomares , F., Chavez , C., Tigar , B., & Mendoza , G. D. (2018). Jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) diets in Quintana Roo, Mexico. *Animal Biodiversity and Conservation*, 41(2), 257-266.
- Beissinger , S. R., & Osborne, D. R. (1982). Effects of Urbanization on Avian Community Organization. *Condor*, 84, 75-83.
- Bennett , A. F. (2003). *Linkages in the Landscape: The Role of Corridos and Conectivity in Wildlife Conservation* . Switzerland and Cambridge: IUCN.
- Cervantes , F. A., y Riveros Lara , B. (2012). Mamíferos del Municipio de Cosoltepec, Oaxaca, México. *Therya*, 3, 311-325.
- Conrad , J. M., Gomes , C. P., van Hove , W.-J., Sabharwal , A., & Suter , J. F. (2012). Wildlife corridors as a connected subgraph problem. *Journal of Enviromental Economics and Managment*, 63, 1-18.
- Crooks , K. R. (2002). Relative Sensitivities of Mammalian Carnivores to Habitat Fragmentation. *Conservation Biology*, 16(2), 488-502.
- Crooks , K. R., & Soulé, M. E. (1999). Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. *Nature*, 400, 563-566.
- Crooks , K. R., Burdett , C. L., Theobald, D. M., King , S. R., Di Marco , M., Rondinini , C., & Boitani , L. (2017). Quantification of habitat fragmentation reveals extinction risk in terrestrial mammals. *PNAS*, 114(29), 7635-7640.
- Cruz-Jacome, O., López-Tello, E., Delfín-Alfonso, C. A., y Mandujano, S. (2015). Riqueza y abundancia relativa de mamíferos medianos y grandes en una localidad en la Reserva de la Biosfera Tehuacán-Cuicatlán, Oaxaca, México. *Therya*, 6(2), 435-448.
- Diamond , J. M. (1975). The Island Dilema: Lessons of modern biogeographic studies for the desing of natural reserves. *Biological Conservation*, 7, 126 - 146.

- Dirzo , R., Young , H. S., Galetti , M., Ceballos , G., Isaac , N. J., & Collen , B. (2014). Defaunation in the Anthropocene. *Science*, *345*, 401-406.
- Eagan II, T. S., Beasley, J. C., Olson , Z. H., & Rhodes , O. E. (2011). Impacts of generalist mesopredators on the demography of small-mammal populations in fragmented landscapes. *Canadian Journal of Zoology*, *89*, 724-731.
- Elizalde-Arellano , C., López-Vidal , J. C., Hernández , L., Laundré , J. W., Cervantes , F. A., & Alonso-Spilsbury, M. (2012). Home Range Size and Activity Patterns of Bobcats (*Lynx rufus*) in the Southern Part of their Range in the Chihuahua Desert, Mexico. *The American Midland Naturalist*, *168*(2), 247:264.
- Espinoza-Flores, M. E., & López-Gonzalez, C. A. (2017). Landscape attributes determine bobcat (*Lynx rufus escuinapae*) presence in Central Mexico. *Mammalia*, *81*(1), 101-105.
- Espinoza-Flores, M. E., Lara Díaz, N. E., y Lopez Gonzalez, C. A. (2018). Respuesta a un Paisaje Antropizado por el Género Canis en el Centro de México. En A. Ramírez-Bautista, & R. Pineda-López, *Ecología y Conservación de Fauna en Ambientes Antropizados* (págs. 5-15). Queretaro: REFAMA-CONACyT-UAQ.
- Farías , V., Fuller , T. K., & Sauvajot, R. M. (2012). Activity and Distribution of Gray Foxes (*Urocyon cinereoargenteus*) in Southern California. *The Southwestern Naturalist*, *57*(2), 176-181.
- Farías-González, V., & Vega-Flores , C. N. (2019). Spotted skunks (*Spilogale angustifrons*) photo-captured following gray foxes (*Urocyon cinereoargenteus*) in tropical dry forest in central Mexico. *Journal of Arid Environments*, *160*, 25-31.
- Ferreira , A. S., Peres , C. A., Bogoni , J. A., & Cassano , C. R. (2018). Use of agroecosystem matrix habitats by mammalian carnivores (Carnivora): a global-scale analysis. *Mammal Review*, *48*, 312-327.
- Friesen , L. E., Eagles , P. F., & Mackay, R. J. (1995). Effects of Residential Development on Forest-Dwelling Neotropical Migrant Songbirds. *Conservation Biology*, *9*, 1408-1414.
- Gallina-Tessaro , S. A., Hernandez-Huerta, A., Delfín-Alonso, C. A., y González-Gallina , A. (2009). Unidades para la conservación, manejo y aprovechamiento sustentable de la vida silvestre en México (UMA). Retos para su correcto funcionamiento. *Investigación ambiental*, *1*(2), 143-152.

- García , E. (1988). *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen*. D.F., México: Instituto de Geografía, Universidad Autónoma de México.
- García Quiroga F.; Abad Soria Jesús. (2014). Los corredores ecológicos y su importancia ambiental: Propuestas de actuación para fomentar la permeabilidad y conectividad aplicadas al entorno del río Cardeña (Ávila y Segovia). *Observatorio Medioambiental*, 17, 253-298.
- Gómez-Ortiz , Y., & Monroy-Vilchis , O. (2013). Feeding ecology of puma *Puma concolor* in Mexican montane forest with comments about jaguar *Panthera onca*. *Wildlife Biology*, 19(2), 179-187.
- González-Salazar , C., Martínez-Meyer , E., & López-Santiago , G. (2014). A hierarchical classification of trophic guilds for North American birds and mammals. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85, 931-941.
- GRASS Development Team. (2019). Geographic Resources Analysis Support System (GRASS) Software, Version 7.8.2 Open Source Geospatial Foundation.
- Grupo Científico Econativo, A.C. (2011). *Estudio de Ordenamiento Territorial Comunitario*. Oaxaca.
- Gutiérrez-González, C. E., Gómez-Ramírez, M. A., & López-González, C. A. (2012). Estimation of the density of the Near Threatened jaguar *Panthera onca* in Sonora, México, using camera trapping and an open population model. *Oryx*, 46(3), 431- 437.
- Haddad , N. M., Brudvig, L. A., Clobert, J., Davies , J. F., Gonzalez , A., Holt , R. D., . . . Townshend, J. R. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth´s ecosystems. *Science Advances*, 1(2), 1:e1500052.
- Harrison , R. L. (2010). Ecological Relationships of Bobcats (*Lynx rufus*) in the Chihuahua Desert of New Mexico. *The Southwestern Naturalist*, 55(3), 374-381.
- Henschel, P., & Ray , J. (2003). *Leopards in African Rainforests: Survey and Monitoring Techniques*. Bronx, New York , EE.UU.: Wildlife Conservation Society Carnivore Program.
- Hernández-SaintMartín, A. D., Rosas-Rosas, O. C., Palacios-Nuñez, J., Tarango-Arambula, L. A., Clemente-Sánchez, F., & Hoogesteijn, A. L. (2015). Food Habits of Jaguar and Puma in a Protected Area and Adjacent Fragmented

- Landscape of Northeastern Mexico. *Natural Areas Journal*, 35(2), 308-317.
- Hidalgo-Mihart, M. G., Contreras-Moreno , F. M., De la Cruz, A. J., & Juárez-López, R. (2018). Validation of the Calakmul-Laguna deTerminos corridor for jaguars *Panthera onca* in south-eastern Mexico. *Oryx*, 52(2), 292-299.
- Hill , M. O. (1973). Diversity and Evenness: A Unifying Notation and Its Consequences. *Ecology*, 54(2), 427-432.
- Hanski , I. (1991). Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain. *Biological Journal of the Linnean Society*, 42, 3-16.
- Jaeger , J. A. (2000). Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology*, 15, 115-130.
- Jenks , K. E., Chanteap , P., Damrongchainarong , K., Cutter , P., Redford , T., Lynam, A. J., . . . Leimgruber, P. (2011). Using relative abundance indices from camera-trapping to test wildlife conservation hypotheses - an example from Khao Yai National Park, Thailand. *Tropical Conservation Science*, 4(2), 113-131.
- Jimenez-Sierra , C. L., Torres- Orozco Jiménez , D., & Matias-Palafox , M. L. (2018). Are Current Actions for Conservation in Mexico Enough? A Review of the Proximate and Ultimate Threats. En A. Ortega-Rubio , *Mexican Natural Resources Management and Biodiversity Conservation Recent Case Studies* (págs. 53-68). La Paz, Baja California Sur , México : Springer.
- Kassambara, A. (04 de 05 de 2020). *ggpubr: 'ggplot2' Based Publication Ready Plots*. Obtenido de <https://cran.r-project.org/web/packages/ggpubr/index.html>
- Kassambara, A. (18 de 06 de 2020). *rstatix: Pipe-Friendly Framework for Basic Statistical Tests*. Obtenido de <https://rpkgs.datanovia.com/rstatix/>
- Kindt, R. (15 de 12 de 2020). *Package BiodiversityR*. Obtenido de <https://cran.r-project.org/web/packages/BiodiversityR/index.html>
- Maffei, L., Cuellar , E., & Noss, J. (2002). Uso de trampas cámara para la evaluación de mamíferos en el ecotono Chaco-Chiquitania. *Revista Boliviana de ecología y conservación*, 11, 55-65.
- Moreno , E. C. (2001). *Metodos para medir la biodiversidad* (Vol. 1). Zaragoza: M&T-Manuales y Tesis SEA.

- NCSS 2020 Statistical Software. (2020). NCSS, LLC. Kaysville, Utah, USA. Obtenido de ncss.com/software/ncss
- Niedballa, J. (24 de 06 de 2016). Package 'camtrapR'. Obtenido de <https://cran.r-project.org/web/packages/camtrapR/index.html>
- Oksanen, J., Guillaume Blanchet, F., Fienly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., . . . Wagner, H. (01 de 09 de 2019). *vegan: Community Ecology Package*. Obtenido de <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/index.html>
- Ortiz Pérez , M. A., Hernández Santana , J. R., y Figueroa Mah-Eng, J. M. (2004). Reconocimiento fisiográfico y geomorfológico. En A. J. Garcia-Méndoza , M. J. Ordoñez , y M. Briones Salas , *Biodiversidad de Oaxaca* (págs. 43-54). D.F., México : Instituto de Biología de la UNAM, Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza, World Wildlife Fund.
- Paolino, R. M., Royle, J. A., Versiani, N. F., Rodrigues , T. F., Pasqualotto, N., Krespschi, V. G., & Chiarello, A. G. (2018). Importance of riparian forest corridors for the ocelot in agricultural landscapes. *Jornal of Mammalogy*, 99, 874-884.
- Pérez-Irineo, G., y Santos-Moreno , A. (2012). Diversidad de Mamíferos terrestres de talla grande y mediana de una selva subcaducifolia del norete de Oaxaca, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 83, 164-169.
- Pérez-Solano , L. A., Gonzalez, M., López-Tello , E., y Mandujano , S. (2018). Mamíferos medianos y grandes asociados al bosque tropical seco. *Revista de Biología Tropical*, 66(3), 1232-1243.
- QGIS Development Team. (2020). QGIS Geographic Information System, versión 3.10.4 Open Source Geospatial Foundation. Obtenido de <http://qgis.osgeo.org>
- Riitters, K., Wickham, J., O'Neill, R., Jones , B., & Smith , E. (2000). Global-Scale Patterns of Forest Fragmentation. *Conservation Ecology*, 4(2). Obtenido de <http://www.consecol.org/vol4/iss2/art3>
- Riley , S. P., Sauvajot , R. M., Fuller , T. K., York , E. C., Kamradt, D. A., Bromley , C., & Wayne , R. K. (2003). Effects of Urbanization and Habitat Fragmentation on Bobcats and Coyotes in Southern California. *Conservation Biology*, 17(2), 566-576.

- Roemer , G. W., Gompper , M. E., & Valkenburgh, B. V. (2009). The Ecological Role of the Mammalian Mesocarnivore. *BioScience*, 59(2), 165-173.
- Roy, A., Devi, B., Debnath, B., & Murthy, M. (2010). Geospatial Modelling for Identification of Potential Ecological Corridors in Orissa. *Journal of the Indian Society of Remote Sensing*, 38, 387-399.
- Rstudio Team. (2019). RStudio: Integrated Development for R. RStudio, Inc. Boston, MA. Obtenido de <http://www.rstudio.com/>.
- Rzedowski, J. (2006). *Vegetación de México* (1ra. Edición digital ed.). México : Comision Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- San Vicente , M. G., y Lozano Valencia , P. J. (2008). Evidencias sobre la eficacia de los corredores ecológicos: ¿Solucionan la problemática de fragmentación de hábitats? *Observatorio Medioambiental*, 11, 171-183.
- Sanchez-Cordero , V., Botello , F., Flores-Martinez , J. J., Gomez-Rodriguez , R. A., Guevara, L., Gutierrez-Granados, G., y Rodriguez-Moreno , Á. (2014). Biodiversidad de Chordata (Mammalia) en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85, 496-504.
- Schipper, J., Chanson, J. S., Chiozza, F., Cox, N. A., Hoffman , M., Katariya , V., . . . Young , B. E. (2008). The Status of the World's Land and Marine Mammals: Diversity, Threat, and Knowledge. *Science*, 322, 225-230.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales) . (2019). *Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010. Protección ambiental, especies nativas de flora y fauna silvestres, categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio, y lista de especies en riesgo*. México: En Diario Oficial de la Federación.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). (2018). *Ley General de Vida Silvestre*. México: En Diario Oficial de la Federación.
- Sistema Meteorologico Nacional (SMN). (18 de 02 de 2020). <https://smn.conagua.gob.mx/es/>. Obtenido de <https://smn.conagua.gob.mx/es/informacion-climatologica-por-estado?estado=oax>
- Tigas , L. A., Van Vuren , D. H., & Sauvajot, R. M. (2002). Behavioral responses of bobcats and coyotes to habitat fragmentation and corridors in an urban environment. *Biological Conservation*, 108, 299-306.

- Trejo , I. (2004). Clima. En A. J. García-Mendoza , y M. A. Briones-Salas, *Biodiversidad de Oaxaca* (págs. 67-85). Oaxaca, México : Intituto de Biología de la UNAM, Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturalez, World Wildlife Fund.
- Trolle , M., & Kéry, M. (2003). Estimation of ocelot density in the pantanal using capture-recapture analysis of camera-trapping data. *Journal of Mammalogy*, 84(2), 607-614.
- Valdez R, J.C. Guzman- Aranda, F.J. Aberca & L. Tarango - Arámbula. (2006). Wildlife consevation and management in México. *Willife Society Bulletin*, 34(2), 270 - 282.
- Wickham, H. (21 de 11 de 2019). *tidyverse: Easily Install and Load the 'Tidyverse'*. Obtenido de <https://cran.r-project.org/web/packages/tidyverse/index.html>
- Wilson , E. O., & Willis , E. O. (1975). Applied Biogeography. En J. Diamon, & M. Cody , *Ecology an evolution of Communities* (págs. 522 - 534). Cambridge, Massachusetts .
- Wilson , M. C., Chen , X.-Y., Corlett , R. T., Didham , R. K., Ding , P., Holt, R. D., . . . Yu, M. (2016). Habitat fragmentation and biodiversity conservation: key findings and future challenges. *Landscape Ecology*, 31, 219-227.
- Woodroffe, R., & Ginsberg, J. R. (1998). Edge Effects and the Extinction of Populations Inside Protected Areas. *Science*, 280(5372), 2126-2128.



Evaluación de las condiciones ambientales en la UMA de Cosoltepec, Oaxaca, México: un posible corredor de conservación para carnívoros.



Con base en en la Legislación de la Universidad Autónoma Metropolitana, en la Ciudad de México se presentaron a las 11:00 horas del día 12 del mes de febrero del año 2021 POR VÍA REMOTA ELECTRÓNICA, los suscritos miembros del jurado designado por la Comisión del Posgrado:

- DR. HELIOT ZARZA VILLANUEVA
- DR. ALBERTO GONZALEZ ROMERO
- DR. JOSE CUAUHTEMOC CHAVEZ TOVAR
- DR. RAMON SORIANO ROBLES

Bajo la Presidencia del primero y con carácter de Secretario el último, se reunieron para proceder al Examen de Grado cuya denominación aparece al margen, para la obtención del grado de:

MAESTRO EN BIOLOGIA
DE: JOSE ROBERTO BAEZ PARADA

JOSE ROBERTO BAEZ PARADA
ALUMNO

y de acuerdo con el artículo 78 fracción III del Reglamento de Estudios Superiores de la Universidad Autónoma Metropolitana, los miembros del jurado resolvieron:

APROBAR

Acto continuo, el presidente del jurado comunicó al interesado el resultado de la evaluación y, en caso aprobatorio, le fue tomada la protesta.

REVISO

MTRA. ROSALIA SERRANO DE LA PAZ
DIRECTORA DE SISTEMAS ESCOLARES

DIRECTORA DE LA DIVISIÓN DE CBS

DRA. SARA LUCÍA CAMARGO RICALDE

PRESIDENTE

DR. HELIOT ZARZA VILLANUEVA

VOCAL

DR. ALBERTO GONZALEZ ROMERO

VOCAL

DR. JOSE CUAUHTEMOC CHAVEZ TOVAR

SECRETARIO

DR. RAMON SORIANO ROBLES

El presente documento cuenta con la firma –autógrafa, escaneada o digital, según corresponda- del funcionario universitario competente, que certifica que las firmas que aparecen en esta acta – Temporal, digital o dictamen- son auténticas y las mismas que usan los c.c. profesores mencionados en ella