



**BENEMÉRITA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE PUEBLA
FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS**

MAESTRÍA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

**“EVALUACIÓN DE LA COMPOSICIÓN DEL PAISAJE Y SU ASOCIACIÓN CON
LA COMUNIDAD DE MAMÍFEROS MEDIANOS Y GRANDES EN UNA SELVA
SECA DE PUEBLA”**

**Tesis que para obtener el título de
MAESTRO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**

**PRESENTA:
GEOVANNY RAMIREZ CARMONA**

**DIRECTORA:
M. EN C. MARÍA CONCEPCIÓN LÓPEZ TÉLLEZ**

**CODIRECTOR:
DR. SALVADOR MANDUJANO RODRÍGUEZ**

**ASESORES:
DR. JUAN H. GARCÍA CHÁVEZ
DR. C. OCTAVIO ROSAS ROSAS**



MAYO 2022



BENEMÉRITA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE PUEBLA
FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS
MAESTRÍA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

H. Puebla de Z. a 19 de abril de 2022

Asunto: Voto Aprobatorio

**Comité Académico del Posgrado
PRESENTE**

Por medio de la presente se hace constar que se revisó y aprobó la tesis titulada:

“Evaluación de la composición del paisaje y su asociación con la comunidad de mamíferos medianos y grandes en una selva seca de Puebla”

Que presenta el estudiante **Geovanny Ramirez Carmona** con número de matrícula **219470582**, aspirante al grado de **Maestro en Ciencias Biológicas**, de la Línea de Generación y Aplicación del Conocimiento: **“Ecología y aprovechamiento de recursos bióticos”**, notificamos que la tesis reúne los requisitos y se aprueba para su réplica oral en el examen de grado.

Por lo tanto, emitimos los **VOTOS APROBATORIOS** como miembros de **Comité de Jurado de Examen de Grado** como a continuación se indica:

Tutor Interno: **Dr. Juan Héctor García Chávez**

Tutor Externo: **Dr. César Octavio Rosas Rosas**

Revisor: **Dra. Rocío del Pilar Rueda Zozaya**



Pilar Rueda Zozaya

Agradecemos de antemano la atención que se sirva prestar a la presente.

DECLARATORIA DE TRABAJO ORIGINAL

Nombre del Autor: Geovanny Ramirez Carmona

Número de matrícula: 219470582

Programa: Maestría en Ciencias Biológicas de la BUAP

Título de la Tesis: “Evaluación de la composición del paisaje y su asociación con la comunidad de mamíferos medianos y grandes en una selva seca de Puebla”

Lugar: H. Puebla de Zaragoza

Fecha: 03 de marzo de 2022

Por medio de la presente **DECLARO QUE:** El documento de tesis presentado para la obtención de grado de Maestro en Ciencias Biológicas es una obra original que ha sido desarrollado íntegramente, que no se han utilizado ideas, formulaciones, citas, ilustraciones diversas u otra información de fuentes en medios escritos o electrónicos, sin mencionar de forma clara y exacta su origen o autor (es).

Además, el documento no infringe los derechos de propiedad intelectual ni otros, de acuerdo con el ordenamiento jurídico vigente.

Del mismo modo, la tesis no es plagio y no ha sido usada para otro trámite de graduación por lo cual asumimos frente a la Benemérita Universidad Autónoma de Puebla y ante la instancia que corresponda, asumo cualquier responsabilidad que pudiera derivarse de la falta de originalidad del contenido de la tesis terminal presentada en conformidad con el ordenamiento jurídico vigente.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco al **CONACYT** por el apoyo económico brindado durante la realización de este proyecto a través del número de beca1001980.

Agradezco a la **BUAP**, a la **VIEP** y en especial a la **Facultad de Ciencias Biológicas** incluida en el PNPC (2021 ESC), esta institución de enorme calidad, que me brindó todo el apoyo durante mi estancia.

Quiero agradecerles a **mis directores de tesis**, a la M. en C. María Concepción López Téllez y al Dr. Salvador Mandujano, sus conocimientos invaluable que me brindaron para llevar a cabo esta investigación. Agradezco a los miembros del jurado, al Dr. Juan H. García Chávez y al Dr. C. Octavio Rosas Rosas, por las valiosas contribuciones que hicieron al trabajo final y por el tiempo que dedicaron para revisarlo.

Al resto del **jurado**, la Dra. Pilar Rueda Zozaya le agradezco su tiempo y dedicación para corregir el escrito final y fungir como miembro del jurado evaluador.

Agradezco a los profesores del programa de la maestría. A mis compañeros y amigos del laboratorio de Manejo y Conservación de Recursos Naturales, por todos los momentos con ellos. A todos los que alguna vez han compartido sus conocimientos para enriquecernos.

A mis familiares y amigos por estar conmigo

*Y todas las personas de El Salado, de San Mateo y de El
Tímbre donde se desarrolló el proyecto.*

¡Les agradezco infinitamente!

ÍNDICE

Resumen	1
I. Introducción	2
II. Antecedentes	3
III. Justificación	7
IV. Pregunta de Investigación	8
V. Hipótesis	8
VI. Objetivos	8
VII. Método	9
VII.1. Área de estudio	9
VII.2. Comunidades de estudio	10
VII.3. Trabajo de campo	12
VII.4. Caracterización de la composición del paisaje	13
VII.5. Aplicación de encuestas semiestructuradas	14
VII.6. Análisis de diversidad	14
VIII. Resultados	23
VIII.1. Caracterización de la composición del paisaje	23
VIII.2. Listado de mamíferos medianos y grandes	29
VIII.3. Representatividad del muestreo	30
VIII.4. Riqueza	32
VIII.5. Abundancia relativa	35
VIII.6. Diversidad y dominancia	40
VIII.7. Composición de la comunidad	44
VIII.8. Similitud	47
VIII.9. Análisis de diversidad con el MLG	50
VIII.10. Representación Social	63
IX. Discusión	69
X. Conclusiones	77
XI. Referencias	80
XII. Anexos	97

RESUMEN

En las selvas secas de Puebla la fragmentación genera paisajes con patrones ecológicos donde se puede modificar la diversidad biológica. En algunos casos, especies como los mamíferos medianos y grandes pueden ser afectados positiva o negativamente debido al cambio del uso del suelo. En la región de la Mixteca Poblana no se cuenta con información reciente sobre las condiciones del paisaje y cómo esto genera interacciones que podrían estar afectando los patrones de biodiversidad debido al impacto de las actividades agropecuarias de los pobladores locales. El objetivo del presente estudio fue evaluar el cambio en la composición del paisaje sobre la estructura de la comunidad de mamíferos. En dos localidades de esta región, se colocaron veinte estaciones de fototrampeo durante el 2019. Se caracterizó el área de estudio usando variables relacionadas con la cobertura del paisaje y con los datos obtenidos con el fototrampeo se realizaron análisis de diversidad alfa y beta. Se emplearon modelos lineales generalizados (GLM) para analizar la relación entre las variables del paisaje con la riqueza y la abundancia de los mamíferos. Asimismo, se aplicaron encuestas semiestructuradas para describir la problemática local y proponer un plan de manejo participativo a través de la Representación Social. Se registraron 20 especies pertenecientes a cinco órdenes, siendo Carnívora el más representativo. Con los mapas vectoriales se generaron seis grupos de paisajes que presentan diferentes tipos de cobertura vegetal. Los resultados muestran que se obtiene una diversidad y una dominancia mayor de mamíferos en los paisajes compuestos por selva baja caducifolia con vegetación secundaria y con agricultura de temporal. *O. virginianus* y *U. cinereoargenteus* fueron las dos especies con un mayor índice de abundancia relativa. Mientras que especies generalistas como *D. novemcinctus*, *P. yagouaroundi*, *P. lotor*, *N. narica*, *M. macroura* y *U. cinereoargenteus*, tuvieron mayor presencia en paisajes modificados. Carnívoros como *L. rufus*, *L. pardalis*, *L. wiedii*, *C. latrans*, *C. leuconotus* y *B. astutus*, y especies de talla menor como *D. virginiana*, *D. marsupialis*, *S. cunicularius* y *S. aureogaster* también fueron registrados en paisajes modificados, pero con bajas presencias. Los resultados sugieren que el ganado y la heterogeneidad del paisaje no afectan la ocurrencia de las especies de mamíferos catalogadas como generalistas y oportunistas. A través de las encuestas se detectó que existen algunas limitaciones para fomentar un manejo participativo debido a las pocas acciones de conservación que se realizan. En conclusión, no obstante, las actividades agropecuarias en las localidades de estudio se mantiene la fauna silvestre característica de la región. Además, el estudio de las percepciones ambientales permite tener una visión integradora necesaria para la toma de decisiones de manejo del paisaje en esta región.

Palabras clave: mamíferos, diversidad, percepción, agropecuaria

I. INTRODUCCIÓN

Las modificaciones al ecosistema como el cambio de uso del suelo generan la fragmentación y reducción del hábitat para las especies, teniendo como consecuencia pérdida de la biodiversidad (Terborgh, 1974) y un cambio en sus interacciones (Restrepo *et al.*, 1999); además, afecta su capacidad de distribución, deteriorando el potencial de colonización y generando extinciones o extirpaciones locales (Saunders *et al.*, 1991; Mosquera-Muñoz *et al.*, 2014).

La conversión del hábitat con tierras agrícolas y ganaderas crea un paisaje fragmentado y heterogéneo, caracterizado por la presencia de remanentes del bosque original de diversas formas y tamaños, inmersos en una matriz de hábitats transformados (Forman y Godron, 1986; Guevara *et al.*, 1986; Turner, 1989). En la actualidad estos paisajes han adquirido nuevos patrones y procesos ecológicos debido a su dinámica intrínseca, el cual debemos comprender de una manera fiel para conservar y aprovechar los recursos naturales que aún persisten (Galindo-González, 2007).

Por otro lado, existen grupos funcionales de especies o gremios ecológicos particularmente susceptibles a la fragmentación y por consiguiente de extinguirse (MacArthur y Wilson, 1967). También, se ha documentado que en dichos sistemas fragmentados se están desarrollando procesos tales como la disminución de la precipitación, las transformaciones en las prácticas de manejo del ganado, el incremento del área cultivable y la fragmentación de las superficies agrícolas, poniendo en riesgo la diversidad biológica y biocultural presente (Casas *et al.*, 2017). Aunque, esta matriz aún puede estar constituida por una gran variedad de hábitats para muchas especies y no es necesariamente infranqueable a la dispersión de los organismos, además, puede contener una alta diversidad que interactúa con los fragmentos (MacArthur y Wilson, 1967).

Las selvas secas han recibido cada vez más atención por su importancia ecológica (Jaramillo *et al.*, 2010). En México la urbanización y la explotación de la vida silvestre representan amenazas de alta intensidad para esta región y actualmente se le considera uno de los ecosistemas más amenazados del país (Bezaury, 2010).

Este ecosistema se caracteriza por un tipo de vegetación dominante y ampliamente distribuido, situación que la define como unidad; y, debido a que las especies vegetales dominantes conforman su estructura física, por lo tanto, las comunidades de animales también tienden a manifestar una expresión característica a lo largo de la región (Dinerstein *et al.*, 2000). Además, se suman comunidades de animales que presentan una alta riqueza y endemismos tal como *Spilogale pygmaea* del orden Carnivora (Ceballos, 2014), cuya distribución se restringe a este tipo de vegetación.

Los mamíferos que habitan las selvas secas tienen comunidades con una alta diversidad, son un elemento importante en la dinámica de los ecosistemas naturales y en el mantenimiento de la biodiversidad local y regional (Dirzo y Miranda, 1991; Ahumada *et al.*, 2011) al ser agentes en la dispersión y depredación de semillas; además, actúan como depredadores y presas, así como controladores de otras especies (Rumiz, 2010; González-Varo *et al.*, 2015).

En el estado de Puebla las selvas secas abarcan la parte sur y son conocidas como bosques secos de la Depresión del Balsas donde muchas de las especies animales y vegetales han sido erradicadas de forma local, como los mamíferos medianos y grandes, debido al crecimiento de la población, la introducción de especies exóticas, la contaminación, el cambio de uso de suelo, que en conjunto generan un impacto importante en este grupo (Bezaury, 2010).

II. ANTECEDENTES

ESTRUCTURA DEL PAISAJE

Existen varios estudios que han examinado los efectos de la estructura del paisaje, la heterogeneidad ambiental y su relación con la diversidad faunística, por ejemplo en paisajes tropicales fragmentados, en los cuales identificaron los atributos espaciales con mayor influencia en la riqueza y la distribución, evaluaron los efectos de las métricas del paisaje como la cobertura forestal, número de parches, calidad de matriz, tamaño, forma y aislamiento de los parches (Galetti *et al.*, 2009; Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2013; Garmendia *et al.*, 2013; San-José, *et al.*, 2014; Begotti *et al.*, 2018). Además, se comparó la riqueza, la composición y la abundancia de la fauna

de mamíferos en los principales hábitats y cómo se ven afectadas por el paisaje (Dotta y Verdade, 2009; Fahrig *et al.*, 2011; Galán-Acedo *et al.*, 2018), así como analizar los efectos combinados de la calidad del hábitat, la densidad de población humana y cómo la tala y la caza alteran la riqueza, la estructura y su ensamblaje (Escamilla *et al.*, 2000; Urquiza-Haas *et al.*, 2009; Bogoni *et al.*, 2016).

En el estudio de García-Burgos *et al.*, (2014) se registró que muchas de las especies se ven afectadas por los parches forestales y las métricas de paisajes, por lo que, dependen en gran medida de las características del hábitat local, y donde el efecto de la escala depende más de las variables del paisaje y del contexto regional que de las respuestas biológicas de las especies (Galán-Acedo *et al.*, 2018); también la reducción del aislamiento del hábitat y el incremento de la permeabilidad de la matriz pueden favorecer el mantenimiento de las especies en paisajes fragmentados (Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2013). Además, el grado de fragmentación, la composición de la matriz y el aislamiento del fragmento muestran el menor impacto porque se encuentra dominada por una matriz altamente heterogénea (San-José *et al.*, 2014).

Sin embargo, a pesar de la presencia generalizada de muchas especies, poco se sabe sobre la viabilidad demográfica de sus poblaciones, ya que existen amenazas antropogénicas que reducen el tamaño en muchas áreas, y las densidades son muy bajas por lo que los cambios en el mosaico del hábitat influyen en la disponibilidad y preferencias de las especies por el hábitat (Escamilla *et al.*, 2000; Urquiza-Haas *et al.*, 2009; Campos *et al.*, 2019).

ESTUDIOS SOBRE LA COMUNIDAD DE MAMÍFEROS

Los estudios que se han realizado con el grupo de mamíferos grandes y medianos se enfocan en aspectos como la diversidad de la comunidad respecto a la riqueza y abundancia, con relación a un gradiente altitudinal y su estado de conservación a partir de las características biológicas y ecológicas (Pérez-Irineo y Santos-Moreno, 2010; Arias y Astrid, 2011; Pérez-Irineo y Santos-Moreno, 2013; Buenrostro-Silva *et al.*, 2015). Otros sobre las relaciones espaciales y temporales y cómo determinan el traslape en sus patrones de actividad (Elizalde-Arellano *et al.*, 2012; Guido-Lemus, 2012; Arias-Del Razo *et al.*, 2012; Hernández-SaintMartín *et al.*, 2013; Bennie *et al.*,

2014; Gallina y Bello-Gutiérrez, 2014; Gómez-Ortiz *et al.*, 2015; Ávila-Nájera *et al.*, 2016; Carrera-Treviño *et al.*, 2018).

Han reportado que la riqueza, la abundancia y la diversidad siguen patrones de comportamiento diferentes, la riqueza no presenta grandes variaciones, mientras que la abundancia sí, esta varía de manera gradual con el incremento de la altura; además, la riqueza sigue siendo representativa y de importancia ecológica (Pérez-Irineo y Santos-Moreno, 2010; Arias y Astrid, 2011; Pérez-Irineo y Santos-Moreno, 2013; Bennie *et al.*, 2014; Buenrostro-Silva *et al.*, 2015).

Por otro lado, las relaciones espaciales y temporales tienen que ver con el uso que hacen de los recursos, a las adaptaciones de las variaciones estacionales y/o diarias ya que algunas especies coexisten debido a las interacciones que exhiben debido a cambios en los horarios de actividad como en sitios con mayor presencia de cacería y donde las variables ambientales y antropogénicas influyen, siendo las de tamaño grande las más afectadas (Arias-Del Razo *et al.*, 2012; Elizalde-Arellano *et al.*, 2012; Guido-Lemus, 2012; Hernández-SaintMartín *et al.*, 2013; Bennie *et al.*, 2014; Gallina y Bello-Gutiérrez, 2014; Gómez-Ortiz *et al.*, 2015; Ávila-Nájera *et al.*, 2016; Carrera-Treviño *et al.*, 2018).

ESTRUCTURA DE LAS COMUNIDADES ECOLÓGICAS DE LAS SELVAS SECAS

Las selvas secas del Pacífico mexicano se han estudiado en términos de riqueza, diversidad y abundancia con el grupo de mamíferos, a través de métodos directos e indirectos se ha descrito la diversidad que presentan. En Puebla habitan 24 familias distribuidas en nueve órdenes con 175 especies, de las cuales, 104 son terrestres no voladores, 44 son mamíferos medianos y grandes, y de estas 30 son las especies que se distribuyen en las selvas secas del estado (Ceballos, 2014; López-Téllez *et al.*, en revisión). A pesar de esta gran diversidad, el desarrollo de las actividades humanas ha reducido sus poblaciones y sus ámbitos de distribución, por lo que se han colocado en riesgo de extinción principalmente a especies de talla mediana como felinos, debido a sus requerimientos ecológicos como el espacio (Baillie *et al.*, 2010). Además de que son un grupo sensible a las perturbaciones

antropogénicas que responden a las variaciones del ambiente (García-Burgos *et al.*, 2014).

De los nueve órdenes registrados, siete corresponden a mamíferos medianos y grandes, distribuidos en 10 familias, son 30 especies las que se distribuyen en las selvas secas (Gallo, 1997; Hernández, 2004; Roldán-Velasco, 2005; Romero-Ramírez, 2008; Castellanos-Amador, 2009; Gómez-Cuadros, 2012; Eguibar-Zenteno; 2013; CONANP, 2015; Farías *et al.*, 2015; Lavariega *et al.*, 2017; Ramirez-Carmona, 2019; López-Téllez *et al.*, en revisión). Además, los valores más altos de abundancia lo obtuvieron las especies de la familia Canidae, Procyonidae y Mephitidae y las especies con menor abundancia fueron principalmente de la familia Felidae y Mustelide (Gómez-Cuadros, 2012; Ramirez-Carmona, 2019), de las cuales se tiene pocos registros debido a su ámbito hogareño y a su habilidad evasiva.

También se han documentado las percepciones, los usos y costumbres de los mamíferos, en los que destacan los usos de tipo artesanal, medicinal y comestible; asimismo, son considerados como especies dañinas, que transmiten enfermedades (Gómez-Cuadros, 2012; Farias *et al.*, 2015; Estrada-Portillo *et al.*, 2018; Ramirez-Carmona, 2019).

ACTIVIDADES ANTRÓPICAS Y SU IMPACTO EN LAS SELVAS SECAS

En México el sistema agropecuario de intensificación es típico de las familias rurales (Moreno-Calles *et al.*, 2013), estas actividades en algunas comunidades son complementarias en sus ingresos; el uso de la cacería de subsistencia de fauna está permitida por usos y costumbres por las autoridades correspondientes con la finalidad de que obtengan los recursos de origen animal y económicos que requieren (Lira-Torres y Briones-Salas, 2011; Ramirez-Carmona, 2019). Sin embargo, estas actividades influyen casi siempre de forma negativa sobre la abundancia de los mamíferos silvestres (Lira-Torres y Briones-Salas, 2011).

Por otro lado, la situación actual de la ganadería extensiva, la agricultura y la cacería de subsistencia, afectan el comportamiento de la fauna silvestre, principalmente en

aspectos de depredación; además, representan un alto grado económico para la actividad agropecuaria, en el que se ha reportado que dañan al ganado, a animales de traspatio y destruyen los cultivos (Alcalá y Abraham, 2011; Peña-Mondragón y Castillo, 2013; Buenrostro-Silva *et al.*, 2015; Anaya-Zamora *et al.*, 2018).

Aunque los pobladores poseen conocimientos indirectos acerca de este grupo, construyen su imagen y percepción con base en las historias, las descripciones que cuentan, la observación de sus rastros y teniendo como consecuencia una relación conflictiva con los ganaderos, pero, para el resto de la población se trata de una relación indiferente ya que no se ven directamente afectados, sin embargo, parte de las concepciones que empiezan a tener es principalmente la del ecosistema que habitan y su importancia ecológica (Álvarez *et al.*, 2015, Rodríguez-Calderón *et al.*, 2018; Ramirez-Carmona, 2019). La mayoría de la gente considera que deben conservarse mientras no causen daños, la forma de sobre llevar este conflicto es mediante el uso de técnicas letales como veneno y armas de fuego; y técnicas no letales, principalmente ahuyentando, y es probable que se esté generando un impacto ambiental importante (Rodríguez-Calderón *et al.*, 2018); y sobre los beneficios se menciona que son vitales para el campo al ser parte de los controladores de plagas y dispersores de semillas (Ramirez-Carmona, 2019).

III. JUSTIFICACIÓN

Actualmente la mayoría de los ecosistemas presentan cierto nivel de fragmentación derivado de las actividades antropogénicas, generando paisajes con diversas características que permiten que se asocien las especies y cubran sus requerimientos, continuando así con los procesos ecológicos, por lo cual es fundamental documentar qué componentes presentan dichos paisajes que permiten mantener la diversidad faunística.

Las selvas secas del estado de Puebla se han estudiado principalmente en términos de diversidad, sin embargo, no se cuenta con información precisa y actualizada sobre el paisaje y cómo las características de estos generan asociaciones con la fauna, en este caso con la comunidad de mamíferos medianos y grandes, los cuales

juegan un papel relevante en los ecosistemas al mantener las condiciones del hábitat, la dinámica y el flujo de energía (Emmons y Fleer, 1990).

Además, es importante incluir a los actores locales que tienen influencia directa con el uso y manejo del paisaje que nos permita conocer el impacto de sus actividades sobre la composición de los paisajes y el mantenimiento de la diversidad faunística como un elemento clave, donde se integren procesos de manejo y aprovechamiento sustentable que contribuya a su conservación. Finalmente, esta información puede ser útil para la creación y contribución de programas de manejo y conservación, para las especies de la zona, además de conocer algunas de sus interacciones intra e interespecíficas.

IV. PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN

¿Cuáles son las características y composición del paisaje de las selvas secas que influyen en la comunidad de mamíferos medianos y grandes?

V. HIPÓTESIS

Las características y composición del paisaje en las selvas secas influyen en la comunidad de mamíferos medianos y grandes.

VI. OBJETIVOS

OBJETIVO GENERAL

Evaluar las características y la composición del paisaje que determina la estructura de la comunidad de mamíferos medianos y grandes en localidades dominadas por selva seca en la Mixteca Poblana.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Caracterizar la composición del paisaje las localidades de estudio.
2. Asociar la composición del paisaje con la diversidad alfa y beta de la comunidad de mamíferos medianos y grandes.
3. Analizar cómo los factores del paisaje afectan la riqueza y abundancia de las especies.

4. Proponer un plan de manejo participativo para la conservación de los mamíferos medianos y grandes a través de la Representación Social.

VII. MÉTODO

VII.1. ÁREA DE ESTUDIO

La investigación se llevó a cabo en dos localidades, las cuales se ubican en la región socioeconómica conocida como Mixteca Poblana; la primera es San Mateo Mimiapan en el municipio de Zacapala y la segunda es el Ejido Rancho El Salado en el municipio de Jolalpan (INEGI, 2017). Se localizan dentro de la Provincia de la Cuenca del Balsas, que es una zona donde se superponen elementos bióticos neotropicales y neárticos, la cual se ubica en el centro de México, por debajo de 2000 msnm, intercalada entre el Eje Volcánico y la Sierra Madre del Sur (Morrone, 2005). Por la escasa precipitación pluvial en la zona y las sequías prolongadas se producen un paisaje dominado por la selva baja caducifolia, los matorrales xerófilos y los bosques de encino. La actividad humana ha afectado la vegetación original y actualmente se encuentran sitios con vegetación inducida tales como palmares y pastizales para el mantenimiento de para el ganado bovino y caprino, así como agricultura de temporal. Cabe destacar la presencia de matorrales encinosos y pequeñas áreas erosionadas, se caracteriza por taxones de angiospermas como Asteraceae, Burseraceae, Fabaceae (INAFED, 2019).

La fauna silvestre de la zona está compuesta por invertebrados de la clase Insecta, Arachnida, Myriapoda y Crustacea; peces de la clase Actinopterygii como carpas, truchas, mojarra y charales; anfibios del orden Anura como ranas y sapos; reptiles del orden Squamata y Testudines que incluyen cuijes, chintetes, culebras, vipéridos como cascabeles, coralillos y tortugas; aves del orden Falconiformes como los gavilanes, Apodiformes como colibríes, Anseriformes como patos, Passeriformes como calandrias, golondrinas, gorriones; Galliformes como codornices y chachalacas, Piciformes que incluyen a los carpinteros; además de los mamíferos del orden Rodentia, Artiodactyla como venados, Carnivora como zorrillos, coyotes (INAFED, 2019).

Dichas comunidades se han incorporado al esquema de conservación Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre (UMA) de tipo extensiva o en vida libre, principalmente para el aprovechamiento sustentable del venado cola blanca (*Odocoileus virginianus mexicanus*); sin embargo, los dueños de las tierras realizan manejo dentro de sus superficies y con ello diversifican sus actividades sobre todo agropecuarias (López-Téllez *et al.*, 2007).

VII.2. COMUNIDADES DE ESTUDIO

VII.2.1. SAN MATEO MIMIAPAN, MUNICIPIO DE ZACAPALA

Los Bienes Comunales de San Mateo Mimiapan se ubican en el municipio de Zacapala al suroeste del estado de Puebla, está a 1,304 m s. n. m., colinda al norte con Huatlatlauca, Chigmecatitlán y Tlaltempan, al sur con Santa Inés Ahuatempan y Cuayuca, al oriente con Tepexi de Rodríguez y al Poniente con Coatzingo y Ahuatlán; la población del municipio corresponde aproximadamente a 4,224 habitantes y tiene una superficie de 248.39 km² (INEGI, 2017; INAFED, 2019).

El municipio pertenece por completo a los llanos de Tepexi, planicie que forma parte de la meseta poblana, sin embargo, el relieve es bastante complicado y su mayor altura es de 1,700 m s. n. m. en el noroeste-sureste y al suroeste presenta su menor altura, en la ribera del Atoyac llegando a 110 m s. n. m.; su territorio pertenece a la cuenca del Atoyac; se identifican dos climas, cálido subhúmedo, con lluvias en verano y es el clima predominante, y el segundo es el clima semicálido subhúmedo (INAFED, 2019).

El municipio cuenta con 32 localidades dentro de las cuales se encuentra San Mateo Mimiapan y El Timbre, son de las más importantes (INAFED, 2019). El primero es un asentamiento humano del siglo IX ocupado por los mixtecos y popolocas; en San Mateo Mimiapan el 0.47% de los habitantes habla una lengua indígena y en El Timbre solo hablan español (INEGI, 2017; INAFED, 2019).

VII.2.2. EJIDO RANCHO EL SALADO, MUNICIPIO DE JOLALPAN

El Ejido Rancho El Saldo se ubica en el municipio de Jolalpan, en la parte sudeste del estado de Puebla, está a 820 m s. n. m., colinda con Teotlalco al norte y el estado de Morelos en la parte que corresponde a la Sierra de Huautla, al sur limita con Cohetzala y el estado de Guerrero, al este limita con Huehuetlán El Chico y al poniente limita con los estados de Guerrero y Morelos; la población presente en el municipio de Jolalpan corresponde a 7,022 habitantes y tiene una superficie de 600.15 km² (INAFED, 2019; INEGI, 2017).

El municipio se divide morfológicamente en dos, al occidente se encuentra el sistema volcánico transversal y al oriente el valle de Chiautla es montañoso, sobre todo al norte donde alcanza alturas de más de 1,800 m s. n. m.; se encuentra dentro de la subcuenca del río Nexapa y Ziniquihuil, afluentes del Atoyac y del Amacuzac respectivamente, que desembocan en el Balsas; se identifica un solo tipo de clima, cálido subhúmedo con lluvias en verano (INAFED, 2019).

Entre las 21 localidades que presenta el municipio se encuentra El Salado, el 0.01% de la población habla una lengua indígena y no habla español (INEGI, 2017; INAFED, 2019).

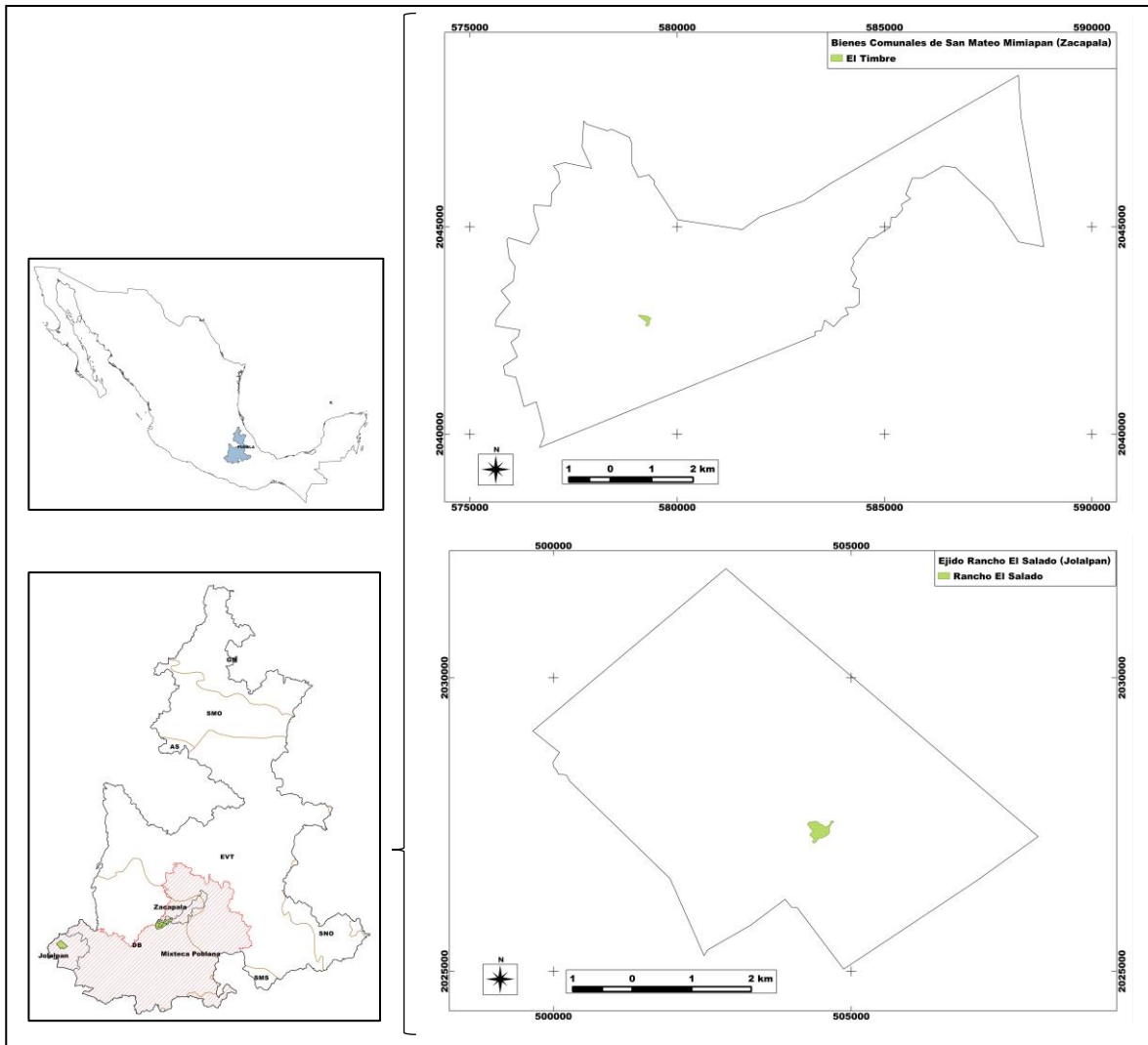


Figura 1. Ubicación geográfica de las dos localidades de muestreo. Región biogeográfica Golfo de México (GM), Sierra Madre Oriental (SMO), Altiplano Sur (AS), Eje Volcánico Transversal (EVT), Depresión del Balsas (DB), Sierra Madre del Sur (SMS) y Sierra Norte de Oaxaca (SNO).

VII.3. TRABAJO DE CAMPO

ESTACIONES DE MUESTREO

El trabajo de campo duró 8 meses los cuales fueron de mayo a diciembre del 2019, abarcando las temporadas de seca y lluvia. Se realizaron dos muestreos por localidad, en cada muestreo las cámaras estuvieron activadas por dos meses y para la colecta de información se instalaron 20 cámaras-trampa en cada localidad las cuales permanecieron activas durante el día y la noche.

Cada uno de los sitios de muestreo estuvo separado a una distancia promedio de 1000 m. El número de sitios se determinó por la disponibilidad de material y tiempo necesario para la revisión y su colocación de ellos (Gallina y López, 2011), para este estudio se colocaron 20 en cada localidad. Las cámaras-trampa se colocaron en sitios en donde se tuviera evidencia de rastros y registros de las especies (Ramirez-Carmona, 2019), se fijaron a un árbol a una altura aproximada de entre 40 a 50 cm del suelo con la finalidad de obtener una foto de cuerpo completo de la especie, esta altura cubre la gama de tamaños para las especies en México (Gallina y López, 2011). Se recomienda el uso de cuerdas elásticas para fijar las trampas al tronco de un árbol, y en lugares que presenten una gran cantidad de gente se sugiere el uso de cadenas para reducir la posibilidad de robo (Gallina y López, 2011). La colocación de las cámaras obedece a un diseño en el cual se incorpora un área de influencia entre estaciones equivalente a la mitad del diámetro del ámbito hogareño del grupo a trabajar. El arreglo recomendado por varios autores (Karanth *et al.*, 2004; Maffei *et al.*, 2004; Silver *et al.*, 2004), debe quedar tratando de no dejar huecos sin cubrir por cada estación. Las cámaras-trampa se revisaron cada 30 días, apuntando el número de imágenes tomadas, cambiándose la batería y/o la memoria de ser necesario y posteriormente a los 60 días se retiraron para colocarlas en otro sitio de estudio.

VII.4. CARACTERIZACIÓN DE LA COMPOSICIÓN DEL PAISAJE

Con la información geoespacial de Google Earth Versión 9.159.0.0 (Google Inc., 2020) que muestra con imágenes satelitales la distribución del uso del suelo, ya sea agrícola, de vegetación natural e inducida y otros usos que se presentan en el territorio relacionados con la cubierta vegetal; con estos datos se digitalizaron los polígonos que describen el paisaje, asignándoles atributos referentes a las coberturas vegetales por medio de una interpretación visual o monoscópica con fines estadísticos y geográficos (Trucíos-Caciano *et al.*, 2011; INEGI, 2014).

El método que se utilizó para determinar el cambio fue el del análisis espacial, el cual se basa en la identificación de los componentes espacial y temático, y en la representación de los procesos espaciales, que expresa los cambios de la

vegetación y el uso de suelo (Rosete *et al.*, 2008). La proyección utilizada para este estudio es Universal Transversa de Mercator (UTM), zona 14, con datum WGS84 utilizado por INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía) en sus proyecciones cartográficas. El programa utilizado para el análisis descrito es QGIS, 2107. Versión 2.18.

VII.5. APLICACIÓN DE ENCUESTAS SEMIESTRUCTURADAS

Para describir las actividades agropecuarias y evaluar la problemática que se encuentra entre estas con la fauna de los mamíferos medianos y grandes, se aplicaron encuestas semiestructuradas (Peña-Mondragón y Castillo, 2013); la encuesta (Anexo 4) estuvo dirigida a actores sociales clave involucrados en el manejo de tierras (Tapella, 2007), la cual sirvió para reconocer, analizar el conocimiento, los daños y la problemática de los mamíferos presentes con los pobladores, sobre la percepción de la depredación a su ganado y a los cultivos por distintas especies de mamíferos, sobre la interacción del grupo dentro de estas actividades, y que puedan aportar información referente al tema (Serrano, 2004).

VII.6. ANÁLISIS DE DIVERSIDAD

CARACTERIZACIÓN DE LA COMPOSICIÓN DEL PAISAJE

Se caracterizó el área de estudio usando las variables relacionadas con la cobertura del paisaje, como la vegetación primaria, vegetación secundaria, cultivos y ganadería, pastizales para ganado, cuerpos de agua y asentamientos humanos (construcciones y caminos). Para esto se utilizó un mapa vectorial del área de estudio realizado con los metadatos del INEGI y los polígonos elaborados a partir de las imágenes satelitales de Google Earth con una resolución de 5 m., y fue realizado a través de un sistema de información geográfica (QGIS versión 2.18) con el objetivo de conocer la proporción y relacionar los componentes del paisaje (De Angelo *et al.*, 2011; Kanagaraj *et al.*, 2011).

Se estimaron siete métricas del paisaje ecológicamente informativas dentro de cada tamaño de parche, es decir, la cubierta forestal como vegetación primaria,

vegetación secundaria, cultivos y ganadería, pastizales, cuerpos de agua y asentamientos humanos (Hansen *et al.*, 2013).

Estas métricas han demostrado ser de importancia clave para diferentes vertebrados (Ewers y Didham 2006; Smith *et al.*, 2011; Arroyo-Rodríguez *et al.*, 2013). Se recolectaron las variables de respuesta de cada parche y las variables del paisaje dentro de un radio dado del centro geográfico de cada parche focal (Arroyo-Rodríguez y Fahrig, 2014) en este caso fue para cada punto de muestreo, es decir para cada fototrampa. Además, se caracterizó la composición espacial y la configuración del paisaje que rodea cada sitio de muestreo dentro del área de influencia, la cual funciona como zona de amortiguamiento y es un espacio de transición que atenúa las perturbaciones y se sitúa alrededor del núcleo para garantizar su integridad (Iglesias-Merchán y Herrera-Calvo, 2008); esta área se definió con un radio de 500 m utilizando el software QGIS 2.18 (QGIS Development Team, 2017), se selecciona este tamaño al ser lo suficientemente grande como para incluir el rango de hogar de varias de las especies presentes (Ceballos, 2014), y para estimar la composición de la matriz. Finalmente, se generaron los mapas de cobertura terrestre de cada paisaje que rodea los parches focales.

Usando el método de agrupamiento, se determinó el número de unidades de paisaje con los datos de cobertura de cada sitio. Este método utiliza una técnica multivariante con la finalidad de agrupar objetos según sus características. La matriz fue de 40 sitios, 20 corresponden a San Mateo y 20 a Rancho El Salado, se creó la matriz de distancia euclidiana y se generó la agrupación aglomerativa de enlace simple (Grané, 2015).

ASOCIACIÓN DEL PAISAJE CON LA DIVERSIDAD ALFA Y BETA DE LA COMUNIDAD

Para el manejo de las imágenes obtenidas a través del fototrampeo se usaron programas para extraer sus datos y toda la información asociada, la primera parte es etiquetar las imágenes; para esta parte se usó el programa DigiKam 2020 versión 7.1.0, el cual hace la gestión de las imágenes con el propósito de obtener un manejo organizado de la información de la gran cantidad de imágenes, de esta forma se disminuye el tiempo y el error humano y se obtienen los metadatos; la segunda parte

del manejo de las imágenes es su análisis, para esta parte se usó la biblioteca camtrapR la cual permite organizar, renombrar y extraer los metadatos de las fotos (Mandujano y Pérez-Solano, 2019).

La riqueza específica, abundancia relativa, diversidad y dominancia y composición de las comunidades fue calculada en su totalidad de muestreos, entre localidades y en cada paisaje, todos los análisis se realizaron usando el programa R versión 3.6.1 y la biblioteca vegan y biodiversity (Core team, 2019).

REPRESENTATIVIDAD DEL MUESTREO

Para evaluar la integridad del inventario, en relación con el esfuerzo invertido en el muestreo, se proyecta la curva de acumulación de especies, utilizando los modelos de Sobs (Mao Tau), Jackknife de segundo orden y Bootstrap (Colwell y Coddington, 1994; Moreno, 2001; Jiménez-Valverde y Hortal, 2003; Colwell *et al.*, 2004).

Se realizó una curva de acumulación de especies contra el esfuerzo de captura, lo que permitió estimar el total de especies de mamíferos medianos y grandes, esto da la posibilidad de comparar el número de especies registradas con la máxima riqueza predicha por los modelos (Soberón y Llorente, 1993; Colwell y Coddington, 1994; Moreno y Halffter, 2000).

Para obtener la curva de acumulación, los valores se aleatorizaron 100 veces con el fin de evitar el efecto del orden de los registros sobre los resultados y después se extrapolan a los números de sitios de los meses de muestreo (Soberón y Llorente, 1993; Colwell y Coddington, 1994; Moreno y Halffter, 2000). La curva se obtuvo con el programa R versión 3.6.1 y el paquete BiodiversityR (Kindt, 2005).

ÍNDICE DE ABUNDANCIA RELATIVA

El cálculo de la abundancia relativa con el método de fototrampeo fue, en caso de obtener varias fotografías en una misma estación de la misma especie y no reconocibles como individuos, de esa especie se toma como un solo registro independiente (Botello-López, 2004) y habitualmente se emplea el criterio de 60

minutos y 24 horas (Ahumada *et al.*, 2011, O'Brien, 2011). Con el objetivo de representar la relación entre los sitios de muestreo con base a su abundancia.

$$\text{Índice de Abundancia Relativa} = \frac{ntot}{diastot} 100$$

Donde: *ntot*= número total de registros fotográficos independientes por especie y *diastot*= es el esfuerzo total o número de días total.

Para este análisis se consideraron dos modelos: 1) IAR clásico y 2) IAR alternativo, este último permite estimar la variación de los datos en cada cámara como réplica y compararlos posteriormente, además, está relacionado con la distribución, en el que se conoce como “*ocupación naive*” (Pérez-Solano *et al.*, 2018; Mandujano y Pérez-Solano, 2019). Con el programa estadístico R versión 3.6.1 y la biblioteca Vegan (Oksanen *et al.*, 2013) y Biodiversity (Kindt, 2005), se realizó una curva de rango-abundancia para cada localidad con el objetivo de describir la riqueza y la abundancia relativa de las especies.

DIVERSIDAD

Para estimar la diversidad se utilizan índices que resumen mucha información en un solo valor, que permiten hacer comparaciones rápidas y sujetas a comprobación estadística, se utilizó el índice de Shannon-Wiener (Shannon, 1948). Este índice asume que todos los individuos son muestreados aleatoriamente y que todas las especies se encuentran representadas en la muestra obtenida durante el estudio (Moreno, 2001).

$$H' = -\sum pi \ln pi$$

Donde: *H'*= índice de diversidad de especies y *pi*= valor de la abundancia relativa para cada especie. Adquiere valores entre cero, cuando hay una sola especie, y el logaritmo de *S* (número de especies), cuando todas las especies están representadas por el mismo número de individuos

DOMINANCIA

Es un parámetro inverso al concepto de equidad y toma en cuenta el grado en que las especies dominan la comunidad (Moreno, 2001). Para calcular este índice se

usó el propuesto por Simpson en 1949, el cual manifiesta la probabilidad de que dos individuos tomados al azar de una muestra sean de la misma especie y está fuertemente influido por la importancia de las especies más dominantes (Moreno, 2001).

$$D = \frac{\sum(ni(ni - 1))}{N - 1}$$

Donde: D= Índice de dominancia, ni= Número de individuos de la especie i y N= Número total de individuos. Este índice oscila entre 0 y 1.

SERIE DE NÚMEROS DE HILL

Considerando las dificultades que surgen de interpretar y comparar los distintos índices de diversidad (Shannon, Simpson) Hill, sugiere transformaciones a los índices y presenta los números de Hill o número efectivo de especies, debido a que representan una alternativa estadísticamente rigurosa en comparación con otros índices (Hill, 1973, Chao *et al.*, 2014). Es una serie de números que permiten calcular el número efectivo de especies en una muestra, es decir, una medida del número de especies cuando cada especie es ponderada por su abundancia relativa (Hill, 1973; Magurran, 1988). En su conjunto, estos tres valores dan una idea clara tanto de la riqueza como de la dominancia y/o equidad de la comunidad. Además, es preferible trabajar con índices como estos que miden entidades biológicas reales

$$NA = \sum (pi)^{1/(1-A)}$$

De toda la serie, los más importantes son:

Diversidad de orden 0 (q=0), Da el mismo peso a todas las especies. (Riqueza, S).

Diversidad de orden 1 (q=1), Da más peso a especies comunes (diversidad de Shannon, e^H)

Diversidad de orden 1 (q=1), Da más peso a especies abundantes (diversidad de Simpson, 1/λ)

Para comparar la diversidad entre las diferentes localidades y unidades de paisaje, se utilizó el paquete iNEXT del programa R (Chao *et al.*, 2014), el cual se basa en

el número efectivo de especies para elaborar las curvas de rarefacción: q_0 , q_1 , q_2 (Chao *et al.*, 2014).

COMPOSICIÓN

Se comparó la composición de los mamíferos entre las diferentes localidades y unidades de paisaje, mediante curvas de rango-abundancia realizadas con la frecuencia de captura de cada especie y debido a que no es posible crear un gráfico de distancias con tantas dimensiones, lo mejor fue crear uno de dos dimensiones intentando organizar todos los sitios mediante un análisis NMDS y un análisis de similitud (Anosim). El Anosim es una prueba estadística no paramétrica que se realizó para determinar si existen diferencias estadísticas entre la composición de especies de mamíferos por unidad de paisaje ya que compara la media de las disimilitudes clasificadas entre grupos con la media de las disimilitudes clasificadas dentro de los grupos (Clarke, 1993).

SIMILITUD

Para evaluar la similitud que existe entre cada uno de los sitios trabajados, se utilizó el Coeficiente de Similitud de Sorensen, el cual relaciona el número de especies en común con la media aritmética de las especies en ambos sitios (Magurran, 1988; Baev y Penev, 1995), a través de la siguiente fórmula:

$$I_s = \frac{2c}{a + b}$$

Donde: I_s = Coeficiente de similitud de Sorensen, a = Número de especies presentes en el sitio A, b = Número de especies presentes en el sitio B y c = Número de especies comunes en ambos sitios (A y B).

Para conocer la heterogeneidad de mamíferos medianos y grandes, se realizó una comparación para determinar el grado de similitud entre localidades. Para esto se empleó el índice de similitud de Sorensen y disimilitud (complementariedad) el cual es un índice porcentual que se basa en la información binaria (presencia-ausencia) (Moreno, 2001), su fórmula es la siguiente:

$$C_{AB} = \frac{U_{AB}}{S_{AB}}$$

Donde: A= Número de especies del sitio A, B= Número de especies del sitio B, U= Número de especies únicas y S= Riqueza total.

A través del método de agrupamiento se determinó a partir de la dominancia de especies (Torrez *et al.*, 2010), se utilizaron para decidir a qué nivel cortar los dendrogramas, ya con el dendrograma resuelto, se examinó si existían diferencias entre los grupos formados mediante un escalado multidimensional no métrico (NMDS) con medida de similitud de Bray-Curtis el cual puede usar el porcentaje de similitud. La distancia Bray-Curtis se refiere a la diferencia total en la abundancia de especies entre dos sitios, dividido para la abundancia total en cada sitio, además, tiende a resultar más intuitiva debido a que las especies comunes y raras tienen pesos relativamente similares (Clarke *et al.*, 1998).

ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Para examinar los factores que afectan la distribución de los mamíferos grandes y medianos, se utilizaron Modelos Lineales Generalizados (MLG), que son de los estadísticos más utilizados para el estudio de la distribución y permiten expresar de forma cuantitativa dicha relación entre estos dos tipos de variables, además, son más flexibles y adecuados para analizar las relaciones ecológicas donde estiman sus parámetros por medio del método de máxima verosimilitud, adoptan diferentes funciones de probabilidad y la función de enlace es a través de la familia exponencial; en este caso las variables de respuesta son conteos y el modelo de distribución más apropiado es Poisson y su función de enlace es *Log* (Guisan *et al.*, 1999; Crawley, 2007).

Para determinar la relación existente entre la variable de respuesta y las variables explicativas (las variables del hábitat a un nivel de paisaje), donde la riqueza y la abundancia de las especies se utilizaron como variables de respuesta, y los paisajes de estudio y la abundancia del ganado se utilizaron como variables explicativas. Para ello, se utilizó la distribución de Poisson de errores corregidos por distribución Binomial Negativa por sobredispersión (Hilbe, 2007). La selección del modelo se

realizó mediante el criterio de información de Akaike (AIC), el cual es una medida de la calidad relativa de un modelo estadístico, para un conjunto de datos, el AIC proporciona un medio para la selección del modelo y maneja una compensación entre la bondad de ajuste del modelo y su complejidad (Burnham y Anderson, 2002). A partir de la aplicación del MLG se generó un resumen de las variables (Cuadro 6), donde se observa por cada variable la estimación, el error estándar, el valor de “z”, y el valor de “p”. El nivel de significancia utilizado en todos los análisis fue de $P < 0.05$. Para la realización de los análisis de regresión múltiple, se utilizó la paquetería Biodiversity incluida en el programa estadístico R (R Development Core Team, 2019).

REPRESENTACIÓN SOCIAL

Con los datos obtenidos de las encuestas se elaboró una base de datos, donde las especies y los daños fueron clasificados según la problemática que tengan (Peña-Mondragón y Castillo, 2013), como antecedentes de depredación; además, se realizaron preguntas respecto a los avistamientos o detección y sobre cuáles son las medidas que implementan para disminuir o frenar el ataque en contra de sus actividades agropecuarias, también, como parte de la participación de actores clave se preguntó sobre su importancia ecológica y cultural, las acciones para evitar la depredación dentro de sus actividades, y las acciones para el manejo y la conservación de las especies.

Las respuestas se analizaron de acuerdo con la frecuencia de aparición y se representaron a través de un grafo (a veces llamado sociograma) con redes compuestas por nodos y conectadas por líneas (Hanneman, 2005), para este análisis se utilizó el programa Ucinet 2016 versión 6.595 (Borgatti *et al.*, 2002). El programa utiliza un algoritmo para ajustar un núcleo y una periferia a los datos. Al mismo tiempo identifica qué actores pertenecen al núcleo y a la periferia, y las redes fueron elaboradas con el programa Netdraw 2.155 (Aguilar-Gallegos, 2017).

La información de la Representación Social (RS) se analizó a través de la familia de números de Hill basado en los índices de Shannon y Simpson (Moreno, 2001) con el objetivo de obtener el número de respuestas. Los números de Hill en la RS

permiten analizar la diversidad de elementos, entendiéndose ésta como una función de la abundancia de creencias (riqueza) y la homogeneidad con la que están repartidas (Fernández, 2007).

N0 representa la riqueza de respuestas (ideas) obtenidas, esta a su vez se compone de N2 (ideas más importantes, dominantes y socializadas), N1 (ideas importantes). La diferencia entre N1 y N0, indica la cantidad de ideas raras, que podemos suponer son ideas más individuales.

$$N1 = e^{H'}$$

$$N2 = 1/\lambda$$

$$e = 2.71828$$

Donde: e = base de los logaritmos naturales, H' = índice de diversidad de Shannon, λ = índice de diversidad de Simpson.

El índice de Shannon-Weaver (H') tiene una relación directa con el grado de información de un sistema y su grado de entropía. H' indica el grado de complejidad que tiene la representación, de manera que al incorporarse nuevas ideas se incrementa este valor.

El índice de información (I) se calcula por diferencia entre la diversidad máxima posible (H'_{max}) y la observada (H'), es decir, a medida que las ideas (viejas o nuevas) se socializan la diferencia entre estos se vuelve mayor. Esta medida está muy relacionada con el índice de Simpson (λ), que indica qué tan socializada está la información, de manera que cuanto más se acerca a 1 hay mayor tendencia al consenso y por lo tanto la información está más organizada.

$$I = H'_{max} - H'$$

$$H'_{max} = \ln N0$$

Otra manera de medir el orden en la RS es por medio del índice de organización (Q) el cual se obtiene al calcular la proporción que hay entre la diversidad máxima posible (H'_{max}) y la observada (H') y restarlo a 1.

$$Q = 1 - \left(\frac{H'}{H'_{max}} \right)$$

VIII. RESULTADOS

VIII.1. CARACTERIZACIÓN DE LA COMPOSICIÓN DEL PAISAJE

A partir de los datos del INEGI y Google Earth se obtuvieron dos mapas vectoriales del área de estudio, realizados a través de QGIS, además fueron elaborados con las variables relacionadas con la cobertura del paisaje.

El patrón espacial del paisaje está formado por la vegetación, con una superficie total de 4,872 hectáreas para la localidad de San Mateo Mimiapan y 3,125 hectáreas para la localidad de Rancho El Salado. El mosaico está formado con diferentes tipos de cobertura como vegetación primaria, vegetación secundaria, cultivos y pastizales para el ganado, intercalados con algunos espacios abiertos consistentes en asentamientos humanos, campos para los cultivos de temporal, cuerpos de agua y caminos.

Para la localidad de San Mateo Mimiapan la vegetación nativa está formada por dos tipos diferentes y estaba dominada primero por selva baja caducifolia (SBC) la cual corresponde al 42% de la superficie, con especies dominantes de la familia Fabaceae y los géneros *Bursera* spp., *Acacia* spp., y *Mimosa* spp., y el segundo formado por vegetación secundaria (VS) con el 33%, compuesta por especies del género *Acacia* spp., y las familias Asteraceae, Lamiaceae, Malpighiaceae, además, los pastizales (Pi) corresponden con un 3% y los cultivos (Ta) abarcan un 23% de la superficie total, cabe mencionar que los pocos cuerpos de agua como son los ojos de agua y jagüeyes abarcan el 0.15% de la superficie y son permanentes, asimismo, los jagüeyes funcionan para abreviar el ganado y el riego; las corrientes de agua que se forman en las barrancas son estacionarias y permanecen solo durante la época de lluvia, los caminos que existen rodean la superficie de la localidad (Figura 1).

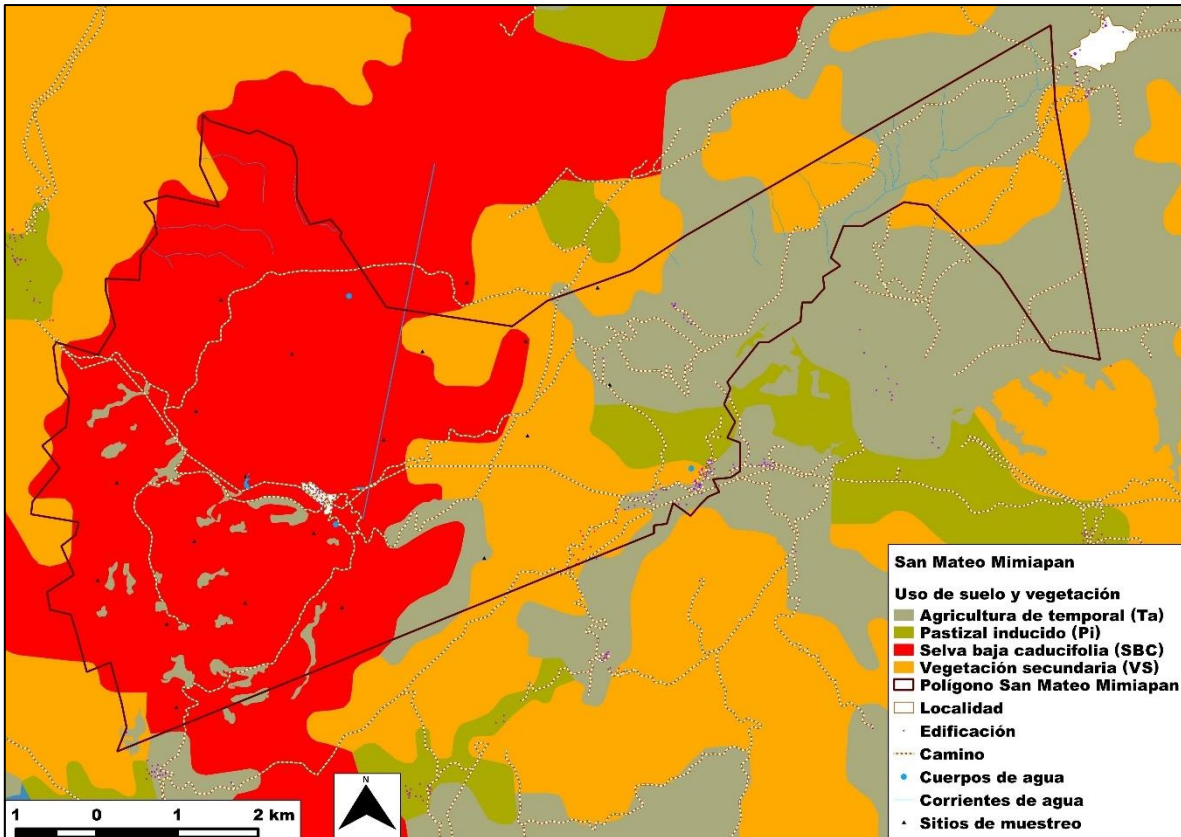


Figura 1. Cobertura del paisaje en la localidad de San Mateo Mimiapan

En la localidad de Rancho El Salado la vegetación está formada por dos tipos diferentes y estaba dominada primero, por selva baja caducifolia (SBC) la cual corresponde al 79% de la superficie, con especies de la familia Fabaceae y los géneros *Bursera* spp., *Acacia* spp., y *Mimosa* spp., y el segundo formado por vegetación secundaria (VS) con el 10%, compuesta por especies del género *Acacia* spp., y las familias Asteraceae, Lamiaceae, Malpighiaceae; asimismo, los pastizales (Pi) corresponden con un 2% y los cultivos (Ta) abarcan el 9% de la superficie total, los pocos cuerpos de agua como son los ojos de agua y jagüeyes abarcan el 0.01% de la superficie y son permanentes, los jagüeyes funcionan para abreviar al ganado y el riego, las corrientes de agua que se forman en las barrancas son estacionarias y permanecen solo durante la época de lluvia, los caminos principales se ubican en la entrada y en la parte sur de la localidad (Figura 2).

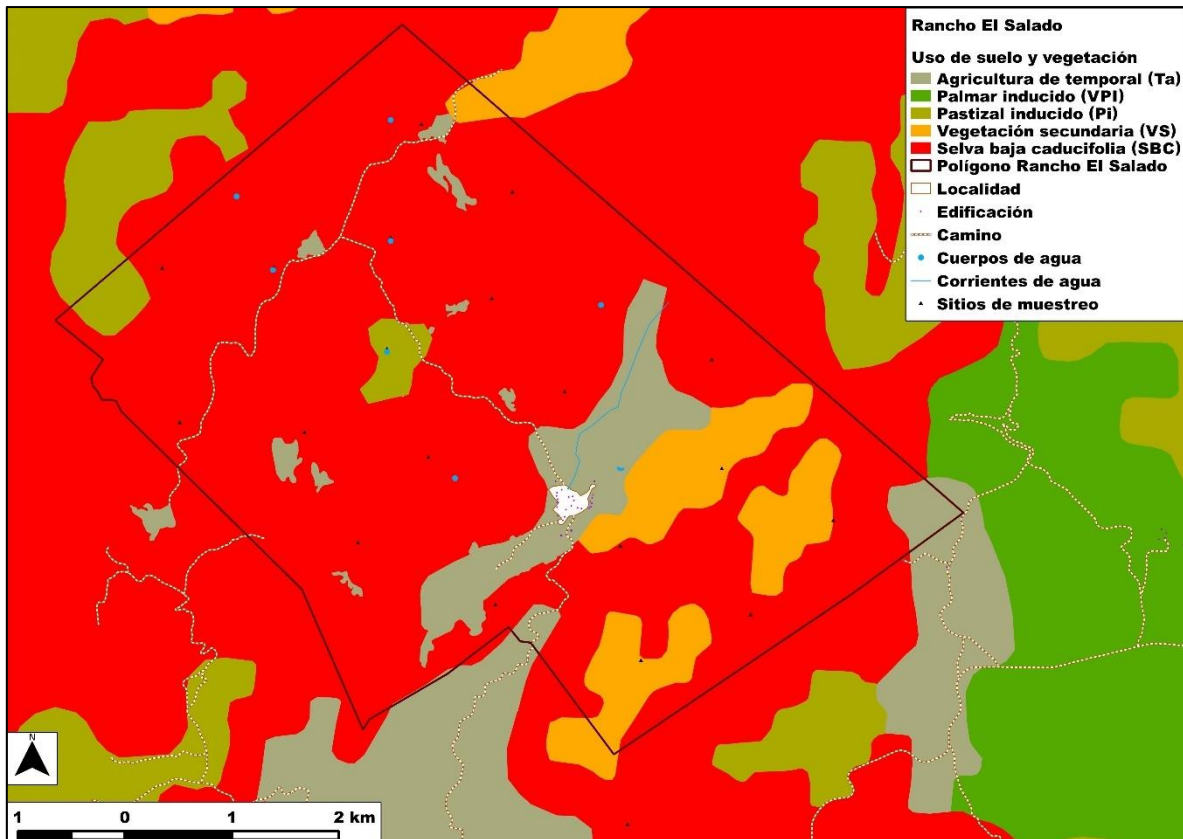


Figura 2. Cobertura del paisaje en la localidad de Ejido Rancho El Salado.

CLASIFICACIÓN DE LAS UNIDADES DE PAISAJE

Con los mapas vectoriales de cada localidad de estudio se recortaron los paisajes en cada sitio de muestreo, de los cuales resultaron 40, 20 en San Mateo Mimiapan y 20 a Rancho El Salado, los que corresponden a cada estación de muestreo. Cada punto tiene un paisaje con un área de 0.78 km², el total para cada localidad que incluyen cada sitio de muestreo, da una suma total de 1,570.8 hectáreas.

De acuerdo con las coberturas de los 20 paisajes, para la localidad de San Mateo Mimiapan se obtiene que la selva baja caducifolia ocupa el 70% de la superficie de los paisajes, la vegetación secundaria el 21%, las áreas de cultivo el 8% y los pastizales el 1% del total de los paisajes (Figura 3), además, el resultado generó cinco grupos compuestos por, 1) selva baja caducifolia (SBC), 2) selva baja caducifolia y agricultura de temporal (SBC_Ta), 3) vegetación secundaria, pastizal inducido y agricultura de temporal (VS_Pi_Ta), 4) selva baja caducifolia y vegetación

secundaria (VS_Pi_Ta) y 5) selva baja caducifolia, vegetación secundaria y agricultura de temporal (SBC_VS_Ta).

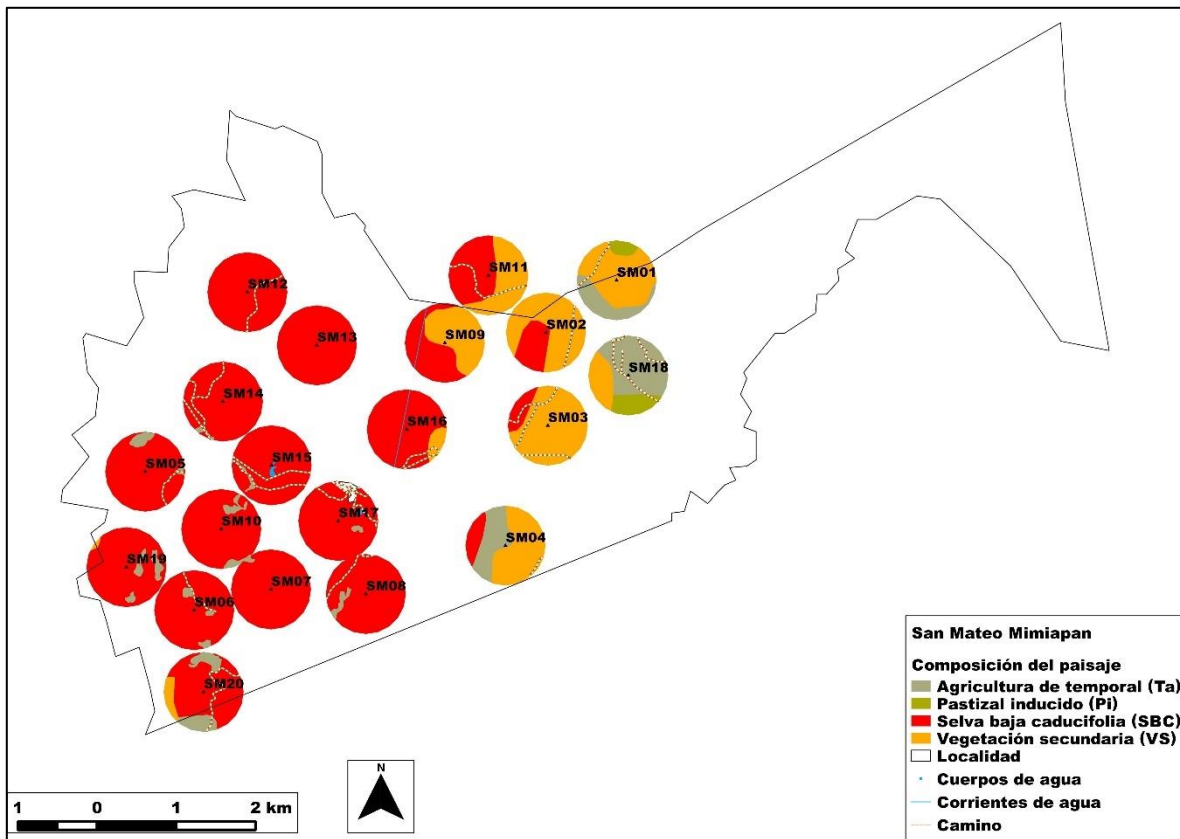


Figura 3. Estaciones de muestreo que conforman los 20 paisajes en la localidad de San Mateo Mimiapan.

Para la localidad de Rancho El salado las coberturas de los paisajes se constituyen así, la selva baja caducifolia ocupa el 78% de la superficie total, la vegetación secundaria el 12%, las áreas de cultivo el 7% y los pastizales el 3% del total de los paisajes (Figura 4), además, el resultado generó cinco grupos de paisajes compuestos por, 1) selva baja caducifolia (SBC), 2) selva baja caducifolia y vegetación secundaria (SBC_VS), 3) selva baja caducifolia y agricultura de temporal (SBC_Ta), 4) selva baja caducifolia y pastizal (SBC_Pi) y 5) selva baja caducifolia, vegetación secundaria y agricultura de temporal (SBC_VS_Ta).

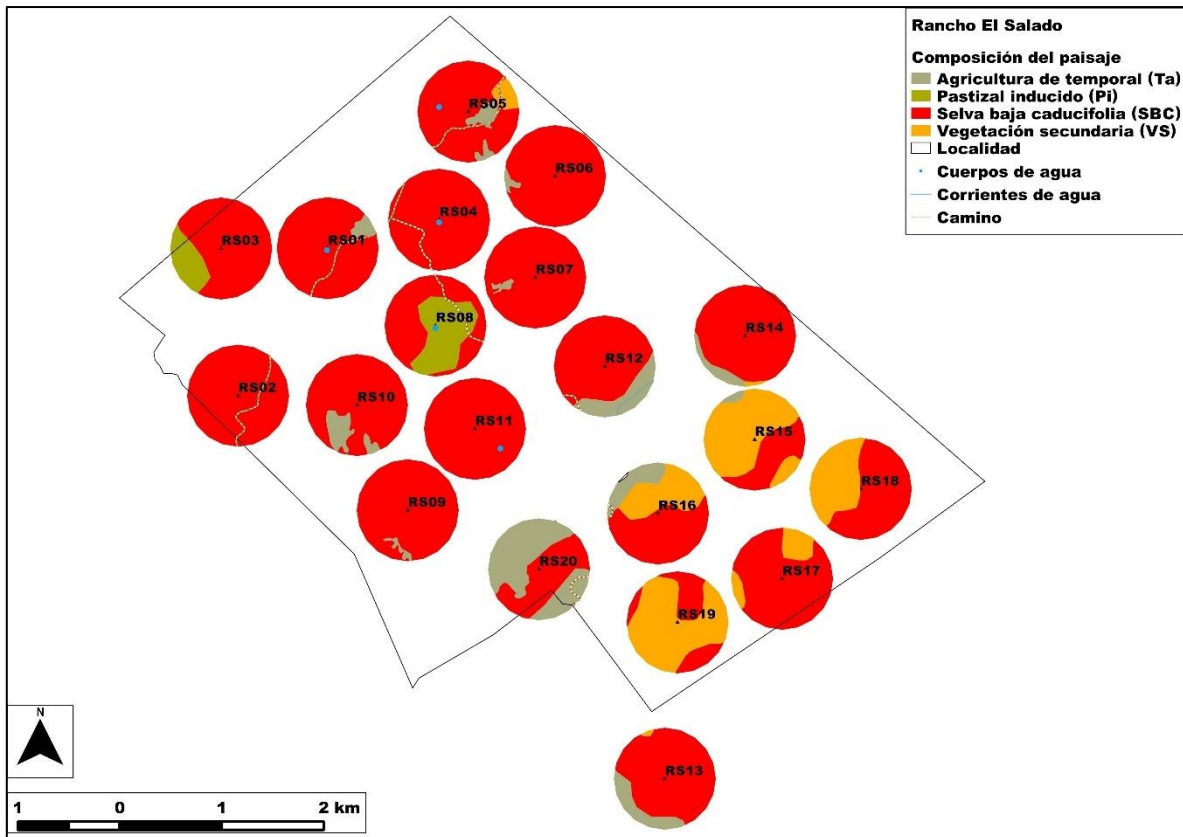


Figura 4. Estaciones de muestreo que conforman los paisajes en la localidad de Ejido Rancho El Salado.

De acuerdo con el dendrograma, se eligieron los grupos en función de la composición que manejan en el caso del uso de suelo y vegetación, y fueron nombrados según el contenido de vegetación en cada paisaje. Con esta clasificación es con la que se realizaron los análisis de diversidad del paisaje.

La matriz de los 40 paisajes estuvo conformada con seis tipos, de los cuales se comparten cuatro entre las dos localidades, cinco corresponden a San Mateo y cinco a Rancho El Salado, a partir de esa conformación se creó la matriz de distancia euclidiana para estos seis métodos de agrupación.

Los 20 paisajes en la localidad de San Mateo Mimiapan de acuerdo con esta agrupación, dos paisajes corresponden al grupo de SBC, tres a SBC_VS_Ta, cinco a SBC_VS, dos a VS_Pi_Ta y ocho al grupo de SBC_Ta (Figura 5).

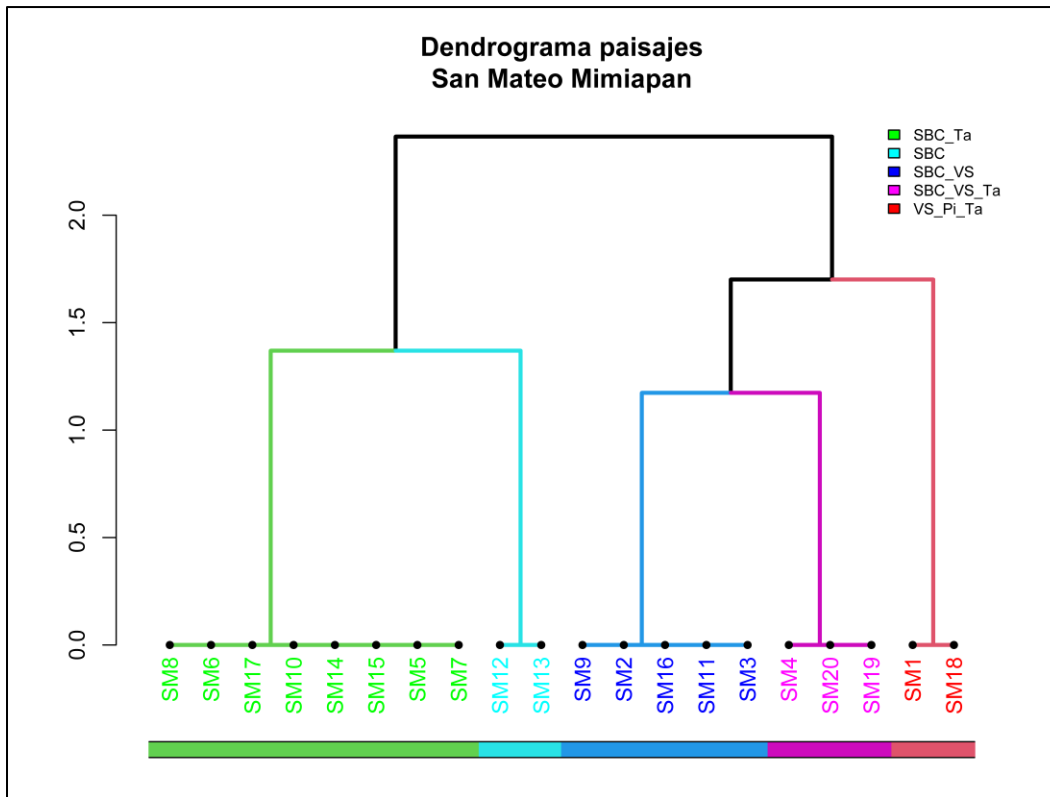


Figura 5. Dendrograma final usando los 20 sitios de muestreo en la localidad de San Mateo Mimiapan.

Para la localidad de Rancho El Salado de acuerdo con esta agrupación dos paisajes corresponden al grupo de SBC_Pi, tres a SBC, siete a SBC_Ta, cinco a SBC_VS_Ta y tres al grupo de SBC_VS (Figura 6).

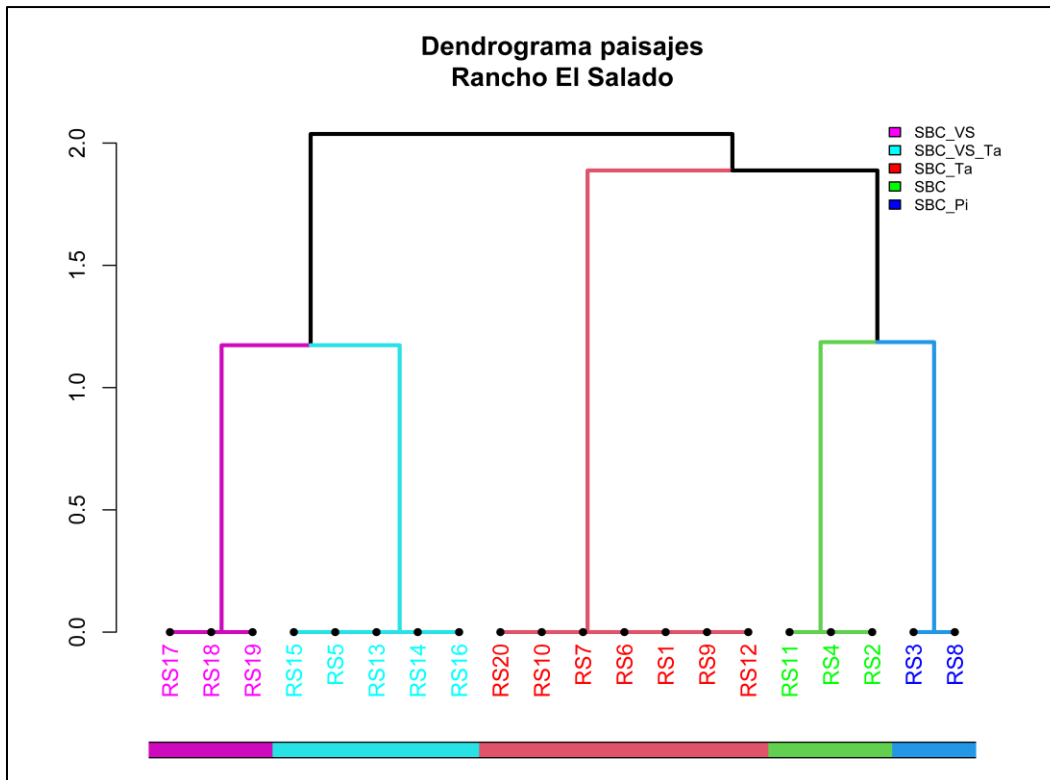


Figura 6. Dendrograma final usando los 20 sitios de muestreo en la localidad de Rancho El Salado.

VIII.2. LISTADO DE MAMÍFEROS MEDIANOS Y GRANDES

Se registraron 20 especies de mamíferos medianos y grandes de marzo a diciembre de 2019 las cuales están incluidas en seis órdenes y diez familias. El orden más representativo es el orden Carnivora con cuatro familias y la familia más representativa es Felidae con cuatro especies, representa el 20% del total de especies registradas; seguida de las familias Didelphidae, Mephitidae y Procyonidae con tres especies cada una, las cuales representan el 15% cada familia, para la familia Canidae con dos especies representa el 10% y las familias Dasypodidae, Leporidae, Sciuridae, Tayassuidae y Cervidae representan el 5 cada una con una especie (Cuadro 1).

El listado reúne los nombres científicos de las especies, además, esta información está documentada con sistemas de clasificación y arreglos taxonómicos recientes. La lista de especies se actualizó con base a los cambios taxonómicos más recientes presentes en Johnson, 2006; Ceballos, 2014; Ramírez-Pulido *et al.*, 2014.

Cuadro 1. Listado taxonómico de las especies registradas durante el periodo de muestreo en las selvas secas de Puebla.

Orden	Familia	Especie
Didelphimorphia	Didelphidae	<i>Didelphis virginiana</i>
		<i>Didelphis marsupialis</i>
		<i>Tlacuatzin canescens</i>
Cingulata	Dasypodidae	<i>Dasyopus novemcinctus</i>
Lagomorpha	Leporidae	<i>Sylvilagus cunicularius</i>
Rodentia	Sciuridae	<i>Sciurus aureogaster</i>
Carnivora	Felidae	<i>Puma yagouaroundi</i>
		<i>Leopardus pardalis</i>
		<i>Leopardus wiedii</i>
		<i>Lynx rufus</i>
	Canidae	<i>Canis latrans</i>
		<i>Urocyon cinereoargenteus</i>
	Mephitidae	<i>Conepatus leuconotus</i>
		<i>Mephitis macroura</i>
		<i>Spilogale angustifrons</i>
	Procyonidae	<i>Bassariscus astutus</i>
		<i>Nasua narica</i>
		<i>Procyon lotor</i>
	Artiodactyla	Tayassuidae
Cervidae		<i>Odocoileus virginianus</i>

VIII.3. REPRESENTATIVIDAD DEL MUESTREO

El esfuerzo de captura con las cámaras-trampa para la localidad de San Mateo Mimiapan sumó un total de 391 registros independientes y 2752 días trampa y para la localidad de Rancho El Salado fue de 2404 días trampa en los que se obtuvieron 513 registros independientes.

Con relación a los días de muestreo, la curva de acumulación de especies muestra un comportamiento no asintótico, lo que permite inferir que no se registraron todas las especies en ambas localidades (Figura 7).

De acuerdo con los estimadores de riqueza, en la localidad de San Mateo Mimiapan, Chao muestra que existe el 100% de las especies, el estimador Jackknife de segundo orden muestra que hay entre dos faltantes, y Bootstrap muestra que hay entre una especie faltante, lo que indica que el listado se encuentra entre el 89% y 93% de las especies esperadas. Por otro lado, en la localidad de Rancho El Salado, mediante Chao se muestra que existe el 98% de las especies, en el caso del estimador Jackknife de segundo orden y Bootstrap indican que hay entre cuatro y dos especies no registradas, lo que sugiere que el listado se encuentra entre el 82% y 91% de las especies esperadas.

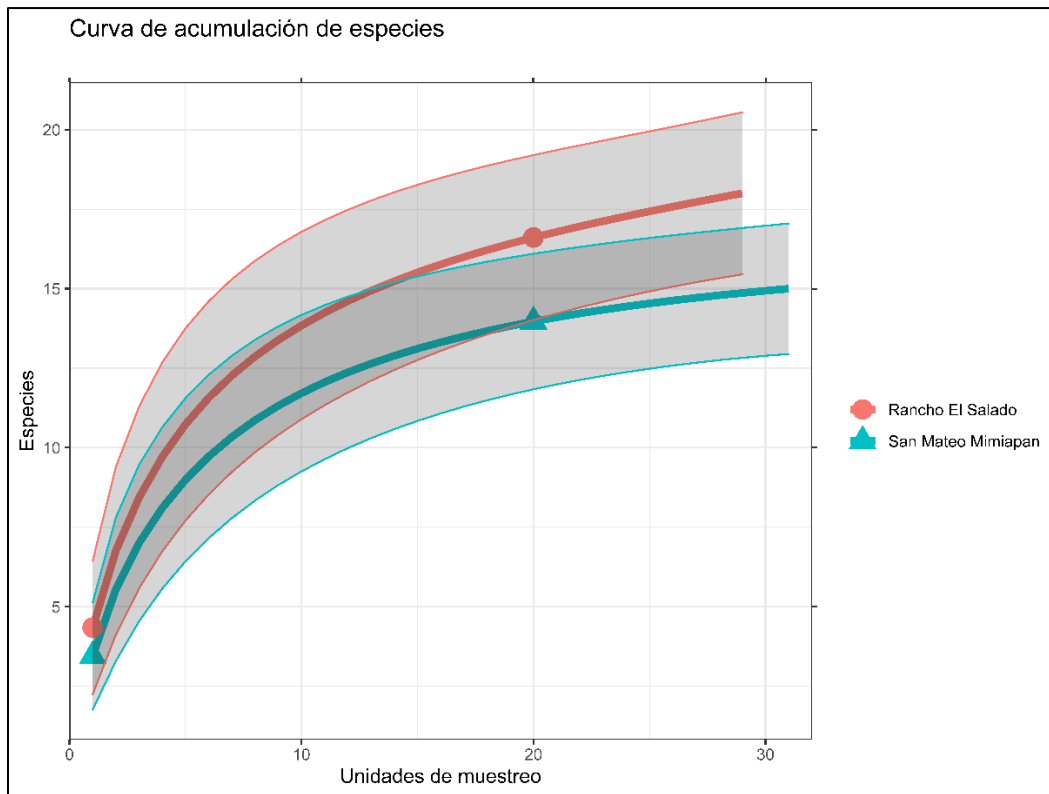


Figura 7. Representatividad del muestreo. Curva acumulativa de especies de mamíferos medianos y grandes registrados en dos localidades de la Mixteca Poblana.

VIII.4. RIQUEZA

RIQUEZA POR COMUNIDAD

De las 20 especies registradas de mamíferos medianos y grandes, 13 se registraron en las dos localidades, las cuales fueron, *Didelphis virginiana*, *Didelphis marsupialis*, *Sciurus aureogaster*, *Leopardus pardalis*, *Canis latrans*, *Urocyon cinereoargenteus*, *Conepatus leuconotus*, *Mephitis macroura*, *Spilogale angustifrons*, *Bassariscus astutus*, *Nasua narica*, *Procyon lotor* y *Odocoileus virginianus*. Las especies que fueron registradas solo en Rancho El Salado son *Tlacuatzin canescens*, *Dasyopus novemcinctus*, *Puma yagouaroundi*, *Leopardus wiedii* y *Pecari tajacu*, mientras que *Silvilagus cunicularius* y *Lynx rufus* fueron registradas solo en San Mateo Mimiapan. La mayor concentración de especies fue en Rancho El Salado con 18 especies, seguido por San Mateo Mimiapan con 15 especies registradas (Cuadro 2).

Cuadro 2. Especies registradas. x significa presencia y / significa ausencia

Especie	Localidad	
	San Mateo Mimiapan	Rancho El Salado
<i>D. virginiana</i>	x	x
<i>D. marsupialis</i>	x	x
<i>T. canescens</i>	/	x
<i>D. novemcinctus</i>	/	x
<i>S. cunicularius</i>	/	x
<i>S. aureogaster</i>	x	x
<i>P. yagouaroundi</i>	/	x
<i>L. pardalis</i>	x	x
<i>L. wiedii</i>	/	x
<i>L. rufus</i>	x	/
<i>C. latrans</i>	x	x
<i>U. cinereoargenteus</i>	x	x
<i>C. leuconotus</i>	x	x
<i>M. macroura</i>	x	x
<i>S. angustifrons</i>	x	x
<i>B. astutus</i>	x	x
<i>N. narica</i>	x	x
<i>P. lotor</i>	x	x
<i>P. tajacu</i>	/	x
<i>O. virginianus</i>	x	x

RIQUEZA POR PAISAJE

De los seis paisajes registrados entre las dos localidades las especies que se encuentran en estos son, *U. cinereoargenteus*, *O. virginianus*, *D. marsupialis*, *M. macroura*, *N. narica*, *C. latrans* y *B. astutus*.

En la localidad de San Mateo Mimiapan las especies que se registraron en cinco paisajes fueron *U. cinereoargenteus*, *O. virginianus*, las que se registraron en cuatro paisajes fueron *C. latrans*, *L. rufus* y *M. macroura*, no se documentaron en el paisaje compuesto por SBC, y *D. marsupialis* no se registró en SBC_VS_Ta; en tres paisajes se registró a *B. astutus* y *C. leuconotus*, estos no se registraron en SBC y en SBC_VS_Ta, y *D. virginiana* y *P. lotor* se registraron en dos paisajes, excepto en SBC, SBC_VS_Ta y VS_Pi_Ta, finalmente, *L. pardalis*, *S. aereogaster* y *S. angustifrons* solo fueron registradas en el paisaje compuesto por SBC_VS.

En la localidad de Rancho El Salado, en cinco de los paisajes se registró a *U. cinereoargenteus*, *O. virginianus*, *D. marsupialis*, *M. macroura* y *N. narica*, las especies que se registraron en cuatro paisajes fueron *B. astutus* y *D. novemcinctus*, la primera no se documentó en el paisaje de SBC_VS y la segunda en SBC; las especies que se registraron en tres paisajes fueron, *C. latrans*, *P. lotor*, *S. aureogaster* y *S. angustifrons*, la primera no se registró en SBC_VS y SBC_VS_Ta, la segunda en SBC y SBC_Pi, la tercera en SBC_Pi y SVC_VS, la cuarta no se registró en SBC y SBC_VS; las especies que se registraron en dos paisajes fueron, *D. virginiana*, *L. pardalis* y *P. tajacu*, la primera no se registró en SBC, SBC_Pi, SBC_VS_Ta, la segunda en SBC_Ta, SBC_VS y SBC_VS_Ta, la tercera en, SBC, SBC_Ta y SBC_VS_Ta; las especie que se distribuyeron en un solo paisaje fueron, *C. leuconotus* y *L. wieddi* las cuales solo estuvieron en el paisaje de SBC_Ta, *P. yagouaroundi* se encontró en el paisaje de SBC_VS_Ta y *T. canescens* en el paisaje de SBC_VS (Cuadro 3, Figura 8).

Cuadro 3. Riqueza de la mastofauna en los paisajes identificados en una selva seca de dos localidades de la Mixteca Poblana.

RS= Rancho el Salado, SM= San Mateo Mimiapan. SBC= Selva baja caducifolia, SBC_Pi= Selva baja caducifolia_Pastizal inducido, SBC-Ta= Selva baja caducifolia_Agricultura de temporal, SBC_VS= Selva baja caducifolia_Vegetación secundaria, SBC_VS-Ta= Selva baja caducifolia_Vegetación secundaria_Agricultura de temporal, VS_Pi-Ta= Vegetación secundaria_Pastizal inducido_Agricultura de temporal.

	SBC		SBC_Pi		SBC-Ta		SBC_VS		SBC_VS-Ta		VS_Pi-Ta
	RS	SM	RS	RS	SM	RS	SM	RS	SM	SM	
<i>D. virginiana</i>	/	/	/	X	X	X	X	/	/	/	
<i>D. marsupialis</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	/	X	
<i>T. canescens</i>	/	/	/	/	/	X	/	/	/	/	
<i>D. novemcinctus</i>	/	/	X	X	/	X	/	X	/	/	
<i>S. cunicularius</i>	/	X	/	/	X	/	X	/	/	X	
<i>S. aureogaster</i>	X	/	/	X	/	/	X	X	/	/	
<i>P. yagouaroundi</i>	/	/	/	/	/	/	/	X	/	/	
<i>L. pardalis</i>	X	/	X	/	/	/	X	/	/	/	
<i>L. wiedii</i>	/	/	/	X	/	/	/	/	/	/	
<i>L. rufus</i>	/	/	/	/	X	/	X	/	X	X	
<i>C. latrans</i>	X	/	X	X	X	/	X	/	X	X	
<i>U. cinereoargenteus</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
<i>C. leuconotus</i>	/	/	/	X	X	/	X	/	/	X	
<i>M. macroura</i>	X	/	X	X	X	X	X	X	X	X	
<i>S. angustifrons</i>	/	/	X	X	/	/	X	X	/	/	
<i>B. astutus</i>	X	/	X	X	X	/	X	X	/	X	
<i>N. narica</i>	X	X	X	X	/	X	X	X	X	X	
<i>P. lotor</i>	/	/	/	X	X	X	X	X	/	/	
<i>P. tajacu</i>	/	/	X	/	/	X	/	/	/	/	
<i>O. virginianus</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
Total de especies	9	5	11	14	11	10	15	11	6	10	

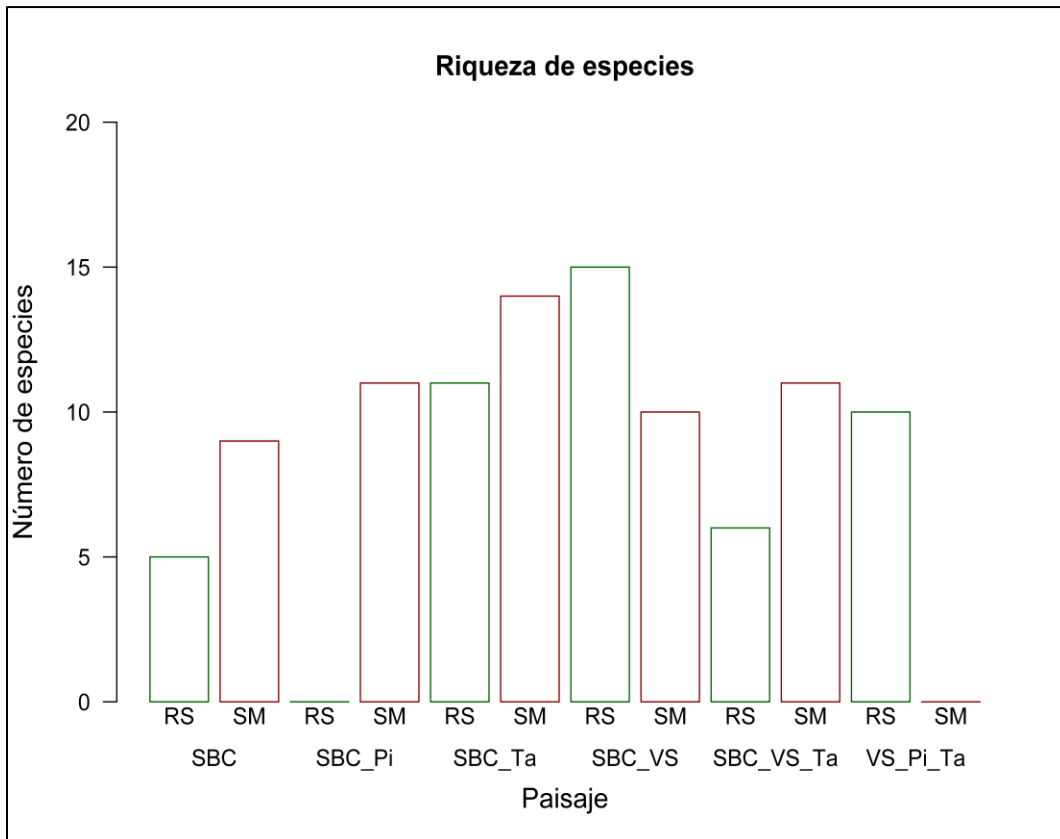


Figura 8. Riqueza de especies en cada una de las combinaciones de paisaje existentes en Rancho El Salado y en San Mateo Mimiapan.

VIII.5. ABUNDANCIA RELATIVA

Con relación a la abundancia relativa (IAR) de mamíferos medianos y grandes, se muestra un total de 904 registros independientes. Además, se obtuvo un índice de abundancia relativa en el que se observaron diferencias significativas (Figura 9).

ABUNDANCIA RELATIVA POR LOCALIDAD

De acuerdo con los valores del IAR obtenidos en la localidad de San Mateo Mimiapan, la especie más abundante fue *U. cinereoargenteus* con un IAR= 3.27 (90 registros), seguida de *O. virginianus* con un IAR=3.16 (87 registros), *N. narica* con un IAR=1.38 (38 registros) y *D. marsupialis* con un IAR=1.02 (28 registros), las especies menos abundantes fueron *S. aureogaster* con un IAR=0.04 (1 registro), *L. pardalis* y *P. litor* con un IAR=0.07 (2 registros cada una), *D. virginiana* obtuvo un IAR=0.15 (4 registros), *C. leuconotus* un IAR=0.18 (5 registros), *S. angustifrons* y *B. astutus* tuvieron un IAR=0.29 (8 registros cada una), *S. cunicularius* con un

IAR=2.36 (65 registros), *M. macroura* con un IAR=0.51 (14 registros), *L. rufus* con un IAR=0.55 (15 registros) y *C. latrans* con un IAR=0.87 (24 registros).

Para la localidad de Rancho El Salado la especie más abundante fue *O. virginianus* con un IAR= 4.99 (120 registros), seguida de *U. cineroargenteus* con un IAR=4.33 (104 registros), *N. narica* con un IAR=4.24 (102 registros), *M. macroura* con un IAR=2.08 (50 registros), *S. aureogaster* con un IAR=1.33 (32 registros) y *D. novemcinctus* con un IAR=1.21 (29 registros), las especies menos abundantes fueron *D. marsupialis* con un IAR=0.87 (21 registros), *B. astutus* con un IAR=0.58 (14 registros), *S. angustifrons* con un IAR=0.42 (10 registros), *C. latrans* con un IAR=0.25 (6 registros), *D. virginiana*, *P. lotor* y *P. tajacu* con un IAR=0.21 (5 registros cada una), *L. pardalis* con un IAR=0.17 (4 registros), *L. wiedii* con un IAR=0.08 (2 registros), *P. yagouaroundi* con un IAR=0.08 (2 registros), *C. leuconotus* y *T. canescens* con un IAR=0.04 (1 registro cada una).

La curva rango-abundancia muestra que *O. virginianus* fue la especie más abundante para Rancho El Salado y *U. cineroargenteus* para San Mateo Mimiapan, las especies menos abundantes fueron, *C. leuconotus* y *T. canescens* con un IAR=0.02 (1 registro cada una) y *P. yagouaroundi* y *L. wiedii* con un IAR=0.05 (2 registros cada una) en Rancho El Salado y en San Mateo fueron *S. aureogaster* con un IAR=0.04 (1 registro) y *L. pardalis* y *P. lotor* con un IAR=0.07 (2 registros cada una) (Figura 9).

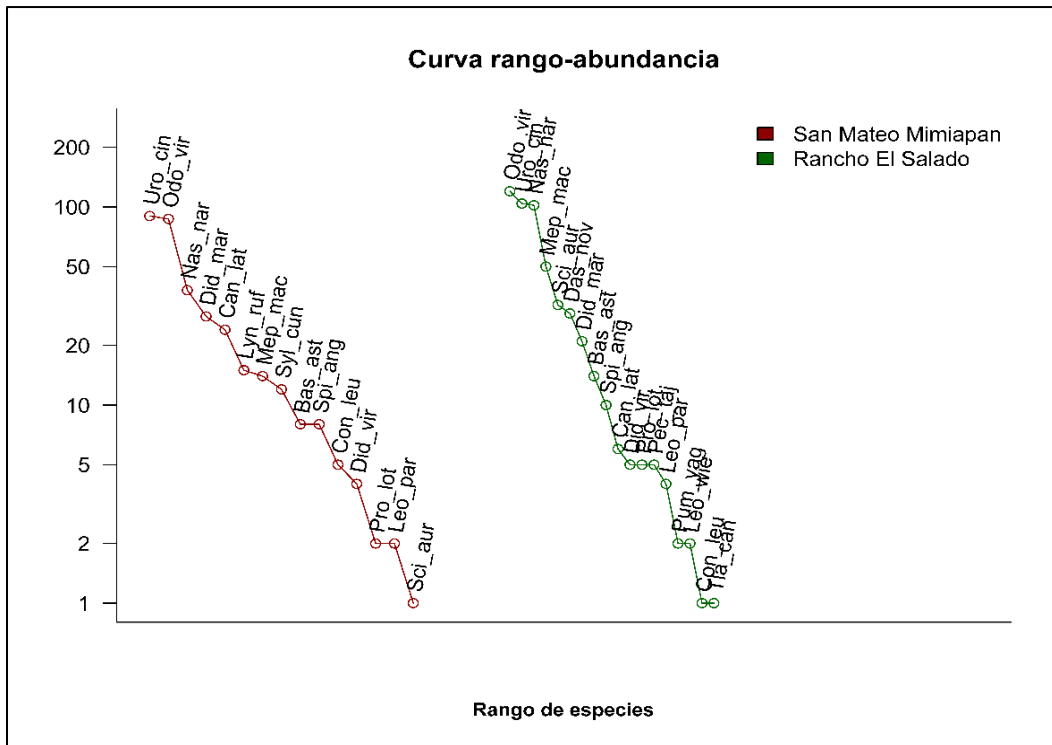


Figura 9. Curva rango-abundancia de especies de mamíferos medianos y grandes registradas en ambas localidades.

Did_vir = *D. virginiana*, Did_mar = *D. marsupialis*, Tla_can = *T. canescens*, Das_nov = *D. novemcinctus*, Syl_cun = *S. cunicularius*, Sci_aur = *S. aureogaster*, Pum_yag = *P. yagouaroundi*, Leo_par = *L. pardalis*, Leo_par = *L. wiedii*, Lin_rus = *L. rufus*, Can_lat = *C. latrans*, Uro_cin = *U. cinereoargenteus*, Con_leu = *C. leuconotus*, Mep_mac = *M. macroura*, Spi_ang = *S. angustifrons*, Bas_ast = *B. astutus*, Nas_nar = *N. narica*, Pro_lot = *P. lotor*, Pec_taj = *P. tajacu*, Odo_vir = *O. virginianus*.

ABUNDANCIA RELATIVA POR PAISAJE

Respecto a la abundancia de cada especie por paisaje, del total de los registros en la localidad de San Mateo Mimiapan, cuatro están presentes en los cinco paisajes, son *U. cinereoargenteus*, *O. virginianus*, *N. narica* y *L. rufus*, siendo *U. cinereoargenteus* la más abundante en el paisaje compuesto por SBC con un IAR= 26.76 (38 registros), seguido por *O. virginianus* con un IAR= 23.24 (33 registros) en el paisaje de SBC, *N. narica* con un IAR= 10.56 (15 registros) en el paisaje de SBC_VS_Ta, y *L. rufus* con un IAR= 4.23 (6 registros) en el paisaje de SBC_VS; *U. cinereoargenteus* y *O. virginianus* son las más abundantes en el paisaje de SBC_Ta con un IAR = 2.82 para *O. virginianus* y un IAR =6.34 para *U. cinereoargenteus* (4 y 9 registros respectivamente) y la especie menos abundante fue *L. rufus* con un IAR= 0.7 (1 registro).

Para el paisaje compuesto por SBC las especies menos abundantes fueron *C. latrans*, *C. leuconotus*, *D. marsupialis* y *P. lotor* con un IAR= 0.7 (1 registro); para el paisaje SBC_VS_Ta la especie más abundante fue *N. narica* con un IAR= 10.56 (15 registros), seguido por *U. cinereoargenteus* y *O. virginianus* con un IAR= 9.15 (13 registros) y las especies menos abundantes fueron *C. latrans* y *M. macroura* con un IAR= 0.7 (1 registro cada una); en el paisaje VS_Pi_Ta la especie más abundante fue *U. cinereoargenteus* con un IAR= 7.75 (11 registros), seguida por *O. virginianus* y un IAR =5.63 (8 registros) y las especies menos abundantes fueron *C. latrans*, *C. leuconotus*, *L. rufus* y *N. narica* con un IAR= 0.7 (1 registro cada una); para el paisaje SBC_VS_Ta las tres especies, *N. narica*, *U. cinereoargenteus* y *O. virginianus* obtuvieron un IAR =10.56 para la primera y 9.15 para las dos restantes (15 y 13 registros respectivamente), y las especies menos abundantes fueron *C. latrans* y *M. macroura* con un IAR=0.7 (1 registro cada una); seis especies se registraron únicamente en los paisajes compuesto por SBC_VS_Ta y SBC_Ta, fueron *C. latrans*, *M. macroura*, *L. rufus*, *O. virginianus*, *U. cinereoargenteus* y *N. narica* para el primero y *L. rufus*, *D. marsupialis*, *S. cunicularius*, *N. narica*, *O. virginianus* y *U. cinereoargenteus* en el segundo, y las especies que solo se registraron en un paisaje fueron *S. aureogaster*, *L. pardalis* y *S. angustifrons* en SBC_VS (Figura 10).

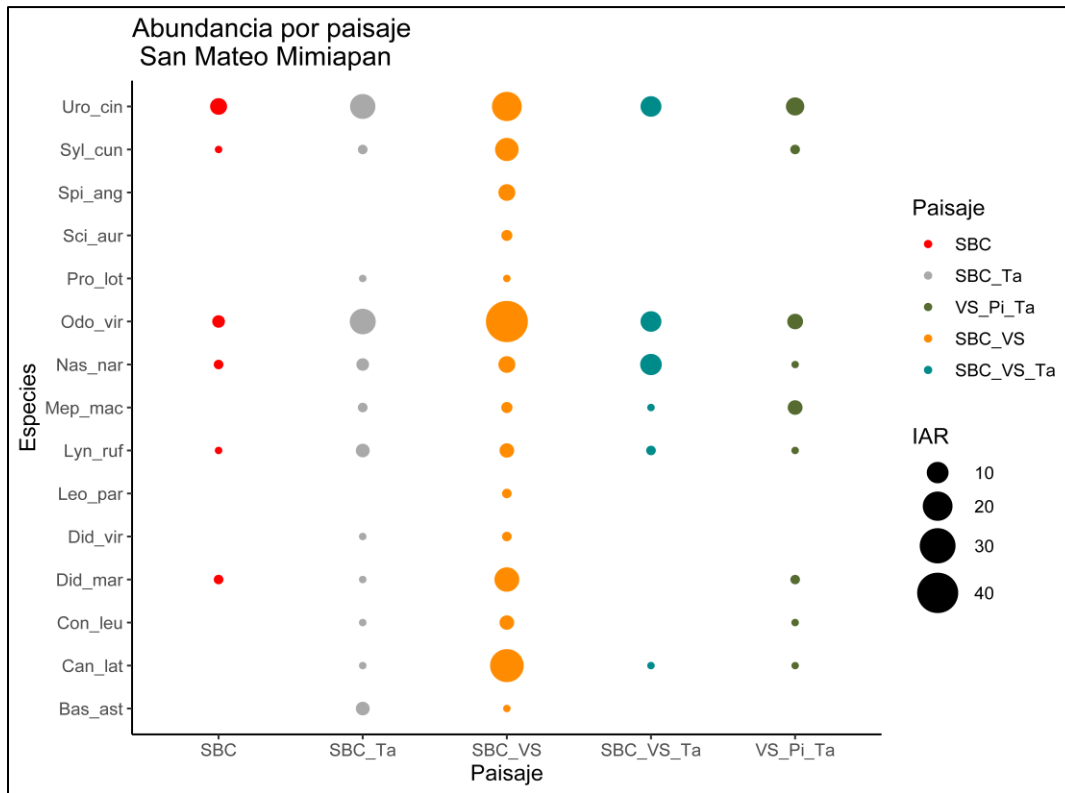


Figura 10. Frecuencia de captura de especies de mamíferos medianos y grandes registrado en cada paisaje en la comunidad de San Mateo Mimiapan.

Para la localidad de Rancho El Salado, cinco especies están presentes en los seis paisajes, *D. marsupialis*, *U. cinereoargenteus*, *M. macroura*, *N. narica*, y *O. virginianus*, siendo *O. virginianus* la más abundante en el paisaje compuesto por SBC_VS_Ta con un IAR= 48.8 (61 registros); las especies *U. cinereoargenteus*, *N. narica* y *M. macroura* fueron las más abundantes en el paisaje de SBC_Ta con IAR= 44, 29.6 y 27.2 respectivamente (55, 37 y 34 registros para cada una) y las especies menos abundante fueron *C. leuconotus* y *P. lotor* con un IAR=0.8 (1 registro cada una); las especies más abundantes que se registraron en SBC fueron *U. cinereoargenteus*, *N. narica* y *O. virginianus* con un IAR= 37.66, 20.78 y 12.99 cada una (29, 16 y 10 registros respectivamente) y las especies menos abundante fueron *C. latrans* y *D. marsupialis* con un IAR=0.8 (1 registro cada una); para el paisaje de SBC_Pi fueron *N. narica* y *U. cinereoargenteus* las más abundantes, con un IAR=15.2 y 11.2 respectivamente (19 y 14 registros cada una) y las especies menos abundante fueron *C. latrans*, *D. novemcinctus* y *B. astutus* con un IAR=0.8 (1 registro cada una); en el paisaje compuesto por SBC_VS las especies *N. narica* y

O. virginianus fueron las más abundantes, con un IAR=15.2 y 10.32 respectivamente (19 y 13 registros cada una) y las especies menos abundante fueron *D. marsupialis*, *M. macroura*, *P. lotor*, *U. cineroargenteus* y *T. canescens* con un IAR=0.8 (1 registro cada una), las especies que solo se registraron en un paisaje fueron *T. canescens* y *P. tajacu* en SBC_VS, *P. yagouaroundi* en SBC_VS_Ta y *L. wiedii* y *C. leuconotus* en SBC_Ta (Figura 11).

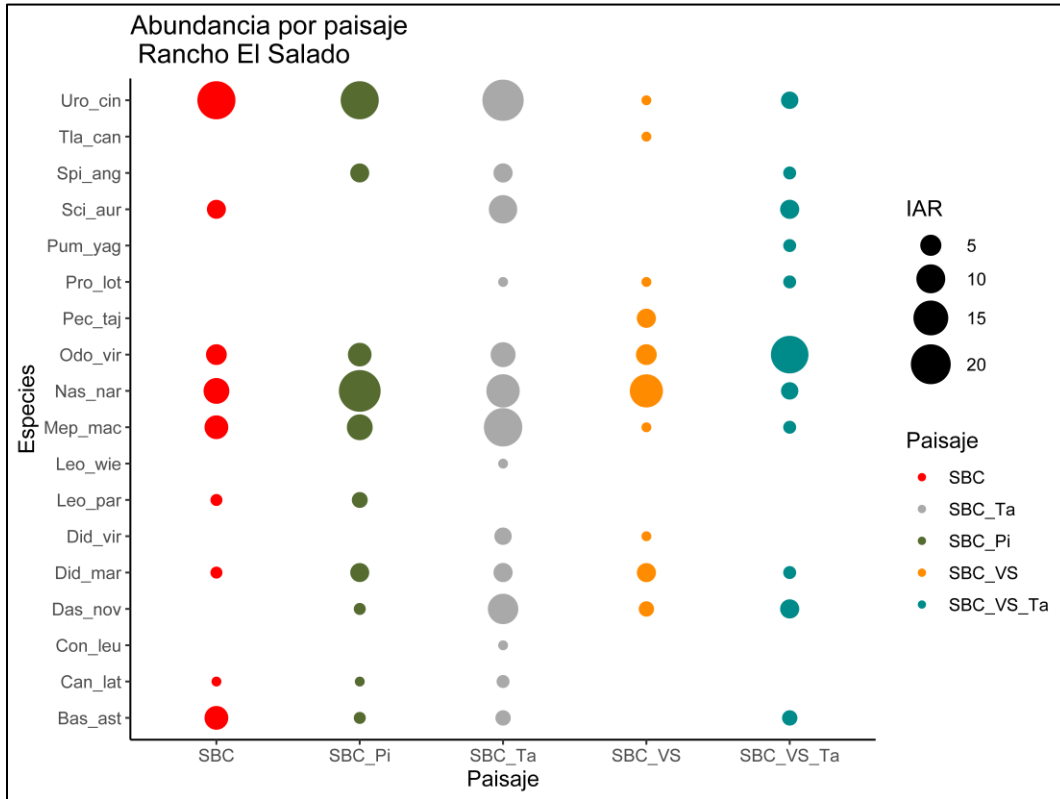


Figura 11. Frecuencia de captura de especies de mamíferos medianos y grandes registrado en cada paisaje en la comunidad de Rancho El Salado.

VIII.6. DIVERSIDAD Y DOMINANCIA

Con el índice de diversidad de Shannon-Wiener, la localidad con un índice mayor de diversidad fue Rancho El Salado con un $H' = 2.15$ y al obtener los valores de dominancia con el índice de Simpson fue igual a $D = 0.84$, para la comunidad de San Mateo Mimiapan se encontró una diversidad igual a $H' = 2.13$ y una dominancia igual a $D = 0.84$ (Cuadro 4), no se detectaron diferencias significativas estadísticamente (Figura 12).

Cuadro 4. Valores del índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') y dominancia de Simpson (D) para mamíferos medianos y grandes.

	San Mateo Mimiapan	Rancho El Salado
Shannon	2.13	2.15
Simpson	0.85	0.84

De acuerdo con los números de Hill, en la riqueza (q_0) se observan tendencias diferentes (15 especies para San Mateo Mimiapan y 18 para Rancho El Salado). Al incluir a las especies y su abundancia relativa en la medida de diversidad q_1 , no se encontró la misma tendencia, pues, la localidad de Rancho El Salado es igual de diverso que San Mateo Mimiapan, tienen 8.41 y 8.58 de especies efectivas cada una, finalmente, con la medida de diversidad de orden 2 (q_2) ambas localidades tienen una diversidad menor de especies efectivas, pues esta medida se centra solamente en las especies más abundantes, y estas tienen casi el mismo número de individuos, por lo que hay una mayor equidad en la distribución de abundancias entre las especies comunes (Figura 12)

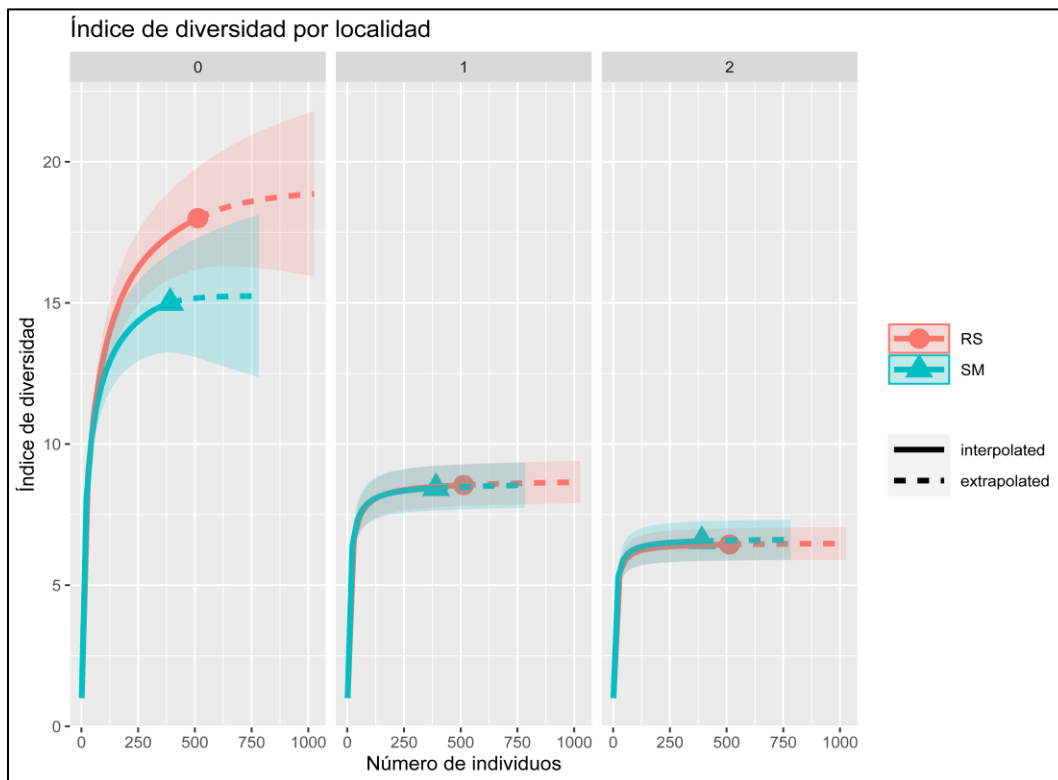


Figura 12. Curvas de rarefacción y extrapolación para los tres órdenes de diversidad (riqueza= q_0 , Shannon-Wiener= q_1 , Simpson= q_2) para las dos localidades.

DIVERSIDAD Y DOMINANCIA POR PAISAJE

Los valores del índice de diversidad de Shannon-Wiener y del índice de dominancia de Simpson dentro de los cuatro paisajes compartidos entre las dos localidades reflejan una mayor diversidad en SBC_VS_Ta y en SBC_VS para ambas localidades, con un valor igual a $H'=2.15$ y $D=0.84$ en Rancho El Salado, y para San Mateo Mimiapan fue $H'=2.13$ y $D=0.85$, en ambos paisajes, seguido por el paisaje de SBC_Ta el cual obtuvo un valor igual a $H'=1.53$ y $D=0.73$ para Rancho El Salado y para San Mateo Mimiapan fue $H'=1.71$ y $D=0.79$, el último paisaje compartido fue SBC y se obtuvo un valor igual a $H'=0.88$ y $D=0.51$ en San Mateo Mimiapan y $H'=1.32$ y $D=0.7$ para Rancho El Salado; dentro de los paisaje que solo se encuentran en San Mateo Mimiapan se obtuvo para el paisaje de VS_Pi_Ta con un valor igual a $H'=2.13$ y $D=0.85$, finalmente para el paisaje de SBC_Pi en Rancho El Salado se obtuvo un valor igual a $H'=1.04$ y $D=0.63$ (Cuadro 5, Figura 13a y 13b).

Cuadro 5. Valores del índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') y dominancia de Simpson (D) para mamíferos medianos y grandes en los paisajes identificados en las dos localidades de estudio.

	SBC		SBC_Pi		SBC_Ta		SBC_VS		SBC_VS_Ta		VS_Pi_Ta
	RS	SM	RS	SM	RS	SM	RS	SM	RS	SM	SM
Shannon	1.32	0.88	1.04	1.53	1.81	2.15	2.13	2.15	2.13	2.13	2.13
Simpson	0.7	0.51	0.63	0.73	0.79	0.84	0.85	0.84	0.85	0.85	0.85

En la localidad de San Mateo Mimiapan, de acuerdo con los números de Hill, la riqueza (q_0) es diferentes entre los paisajes (SBC= 5, SBC_Ta= 11, SBC_VS= 15, SBC_VS_Ta= 6 y VS_Pi_Ta= 10). Al incluir a las especies y su abundancia relativa en la medida de diversidad q_1 , se encontró la misma tendencia, sin embargo, los paisajes compuestos por SBC_VS, SBC_VS_Ta y VS_Pi_Ta tienen el mismo número de especies efectivas, 8.41, esta diversidad es 2.3 veces mayor que en SBC_Ta la cual tiene 6.11, y 6 veces más que en SBC, la cual presentó 2.41. Con la medida de diversidad de orden 2 (q_2) todos los pasajes tienen una diversidad menor, siguiendo la misma tendencia que en q_1 (Figura 13a).

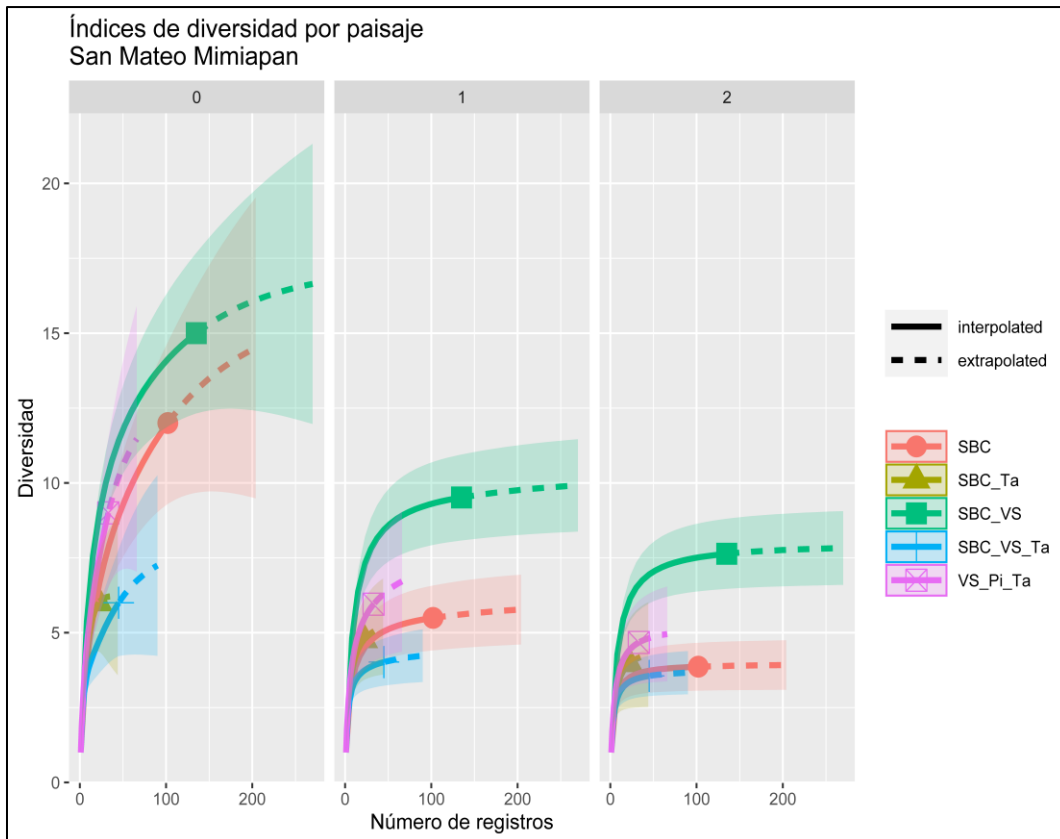


Figura 13a. Curvas de rarefacción y extrapolación para los tres órdenes de diversidad (riqueza= q_0 , Shannon-Wiener= q_1 , Simpson= q_2) en los paisajes registrados en la localidad de San Mateo Mimiapan.

De acuerdo con los números de Hill en la localidad de Rancho El Salado, la riqueza (q_0) es diferentes entre los paisajes (SBC= 9, SBC-Ta= 14, SBC-VS= 10, SBC-VS-Ta= 11 y SBC-Pi= 11). Al incluir a las especies y su abundancia relativa en la medida de diversidad q_1 , se encontró que los paisajes compuestos por SBC-VS y SBC-VS-Ta tienen el mismo número de especies efectivas, 8.58, esta diversidad es 3.96 veces mayor que en SBC-Ta la cual tiene 4.62; es 4.84 veces más que en SBC, la cual presentó 3.74 y 5.75 mayor que en SBC-Pi, la cual presentó 2.83 de especies efectivas. Finalmente, con la medida de diversidad de orden 2 (q_2) todos los paisajes tienen una diversidad menor, siguiendo la misma tendencia que en q_1 (Figura 13b).

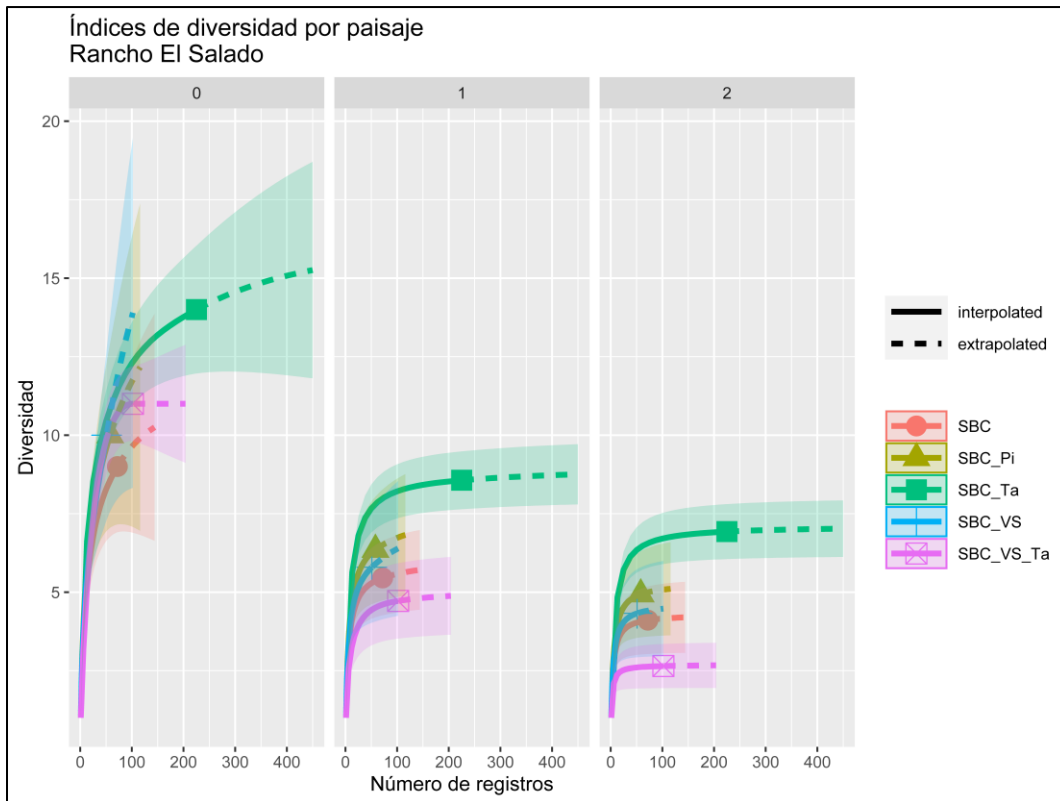


Figura 13b. Curvas de rarefacción y extrapolación para los tres órdenes de diversidad (riqueza= q_0 , Shannon-Wiener= q_1 , Simpson= q_2) en los paisajes registrados en la localidad de San Mateo Mimiapan.

VIII.7. COMPOSICIÓN DE LA COMUNIDAD

La composición de las especies de mamíferos no difiere entre localidad (Anosim $R=0.56$, $p < 0.03$, Stress: 0.21). El análisis muestra dos agrupamientos bien definidos según la composición y frecuencia relativa de registros de las especies de mamíferos que corresponden a cada localidad, además, no muestran un patrón de separación visual entre cada uno de ellos, el primer grupo y más grande corresponde a San Mateo Mimiapan y el segundo a Rancho El Salado. Las diferencias son por la presencia de especies en alguno de los sitios y en los pocos registros de algunas otras especies, como *T. canescens*, *P. yagouaroundi*, *L. wiedii* y *P. tajacu*, que solo fueron registradas en Rancho El Salado y *L. rufus* en San Mateo Mimiapan (Figura 14).

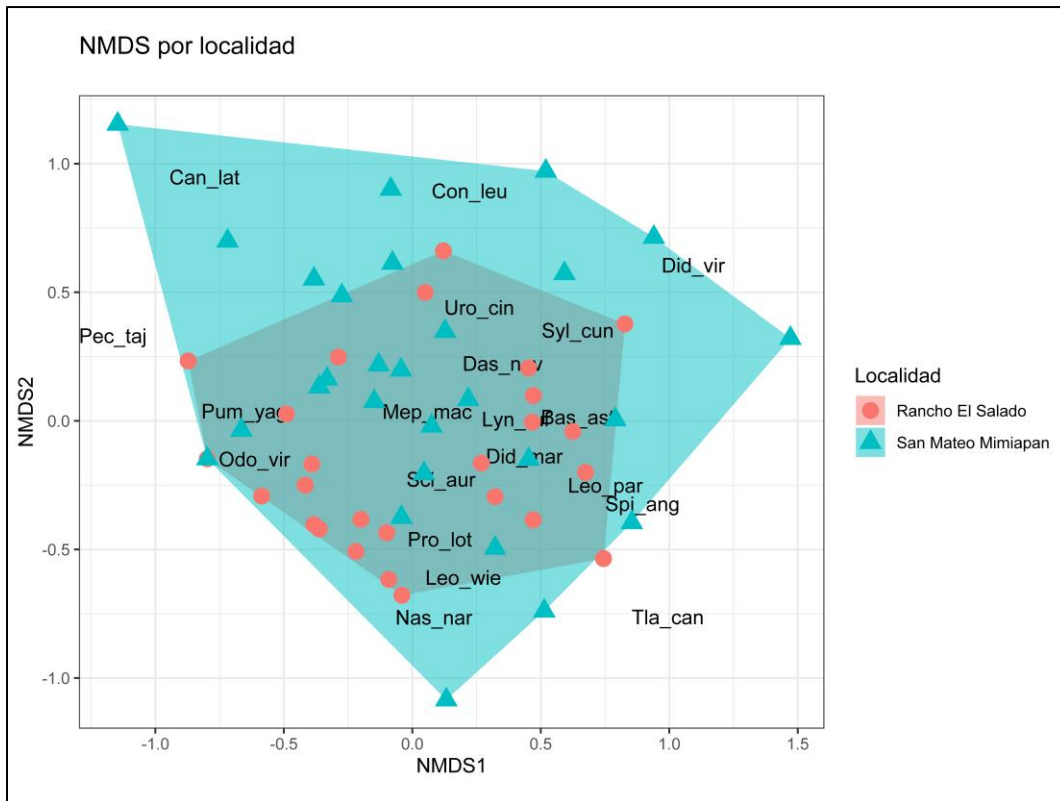


Figura 14. Representación de la escala multidimensional no métrica (NMDS) basada en disimilitudes de Bray-Curtis, con base en la frecuencia de captura de especies en cada localidad.

COMPOSICIÓN DE LA COMUNIDAD POR PAISAJE

La composición de las especies de mamíferos es diferente entre los paisajes de cada localidad, para San Mateo Mimiapan difiere (Anosim $R= 0.04$, $p < 0.49$, Stress: 0.18), El análisis muestra cinco agrupamientos bien definidos que corresponden a cada paisaje, según la composición y frecuencia relativa de registros de las especies de mamíferos, además, muestran un patrón de separación visual entre cada uno de ellos debido a la heterogeneidad de los paisajes, a la ausencia y los pocos registros de algunas de las especies como *S. aureogaster*, *L. pardalis*, *S. y angustifrons* que solo fueron registrados en el paisaje compuesto por SBC_VS (Figura 15a).

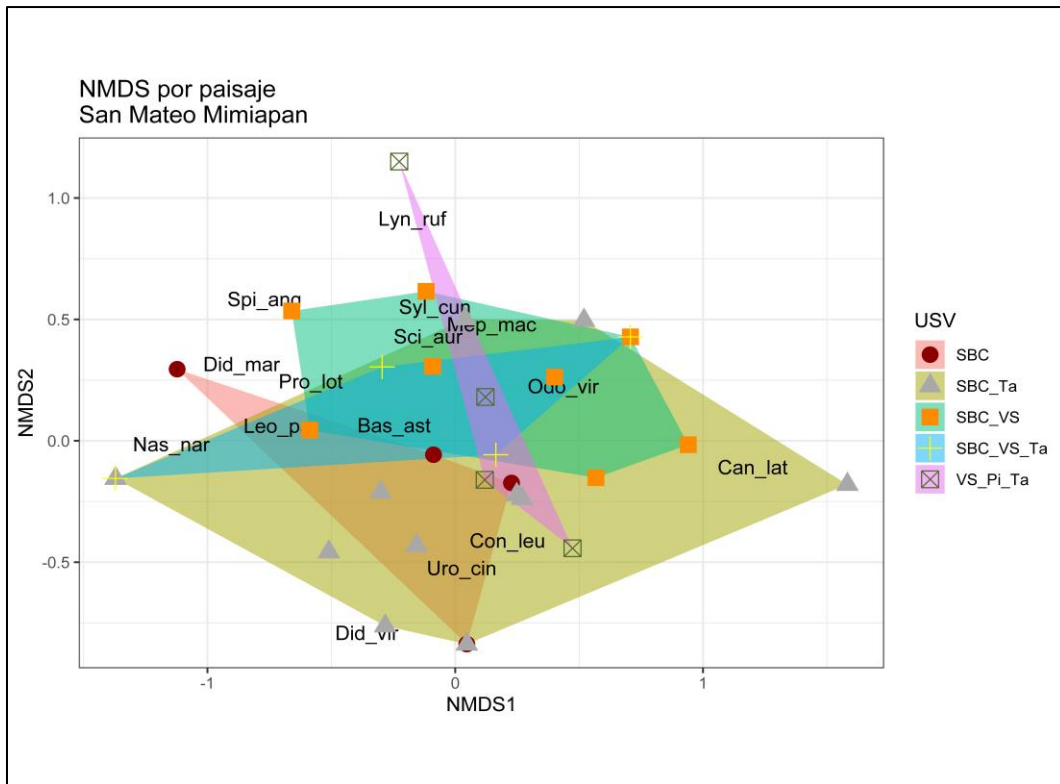


Figura 15a. Representación de la escala multidimensional no métrica (NMDS) basada en disimilitudes de Bray-Curtis, con base en la frecuencia de captura en la localidad de San Mateo Mimiapan por cada paisaje.

En la localidad de Rancho El Salado también difiere (Anosim $R= 0.37$, $p < 0.67$, Stress: 0.16). El análisis muestra cinco agrupamientos bien definidos que corresponden a cada paisaje, según la composición y frecuencia relativa de registros de las especies de mamíferos, además, muestran un patrón de separación visual entre cada uno de ellos para este caso por la presencia de especies en uno solo de los paisajes como *T. canescens* en SBC_VS, *P. yagouaroundi* en SBC_VS_Ta, *L. wiedii* y *C. leuconotus* en SBC_Ta (Figura 15b).

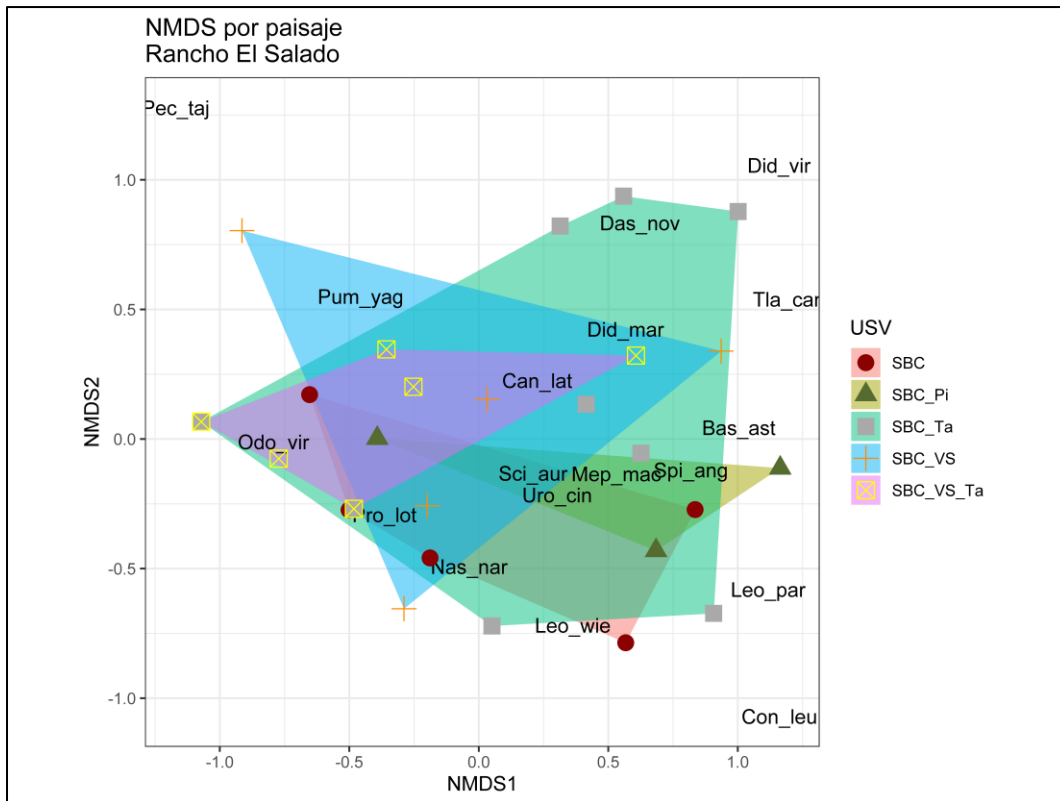


Figura 15b. Representación de la escala multidimensional no métrica (NMDS) basada en disimilitudes de Bray-Curtis, con base en la frecuencia de captura en la localidad de Rancho El Salado por cada paisaje.

VIII.8. SIMILITUD

El valor del índice de similitud de Sorensen arroja un valor de $p=0.7$, por lo que se puede observar en los resultados, es que los dos sitios comparten 13 de las 20 especies.

Se comparó la fauna de mamíferos grandes y medianos entre las dos localidades, por lo que se obtuvo que Rancho El Salado tiene una similitud de 62% ($p=0.62$.) con San Mateo Mimiapan, este valor se expresa como el porcentaje de las especies que son complementarias entre las localidades durante el muestreo (Figura 16).

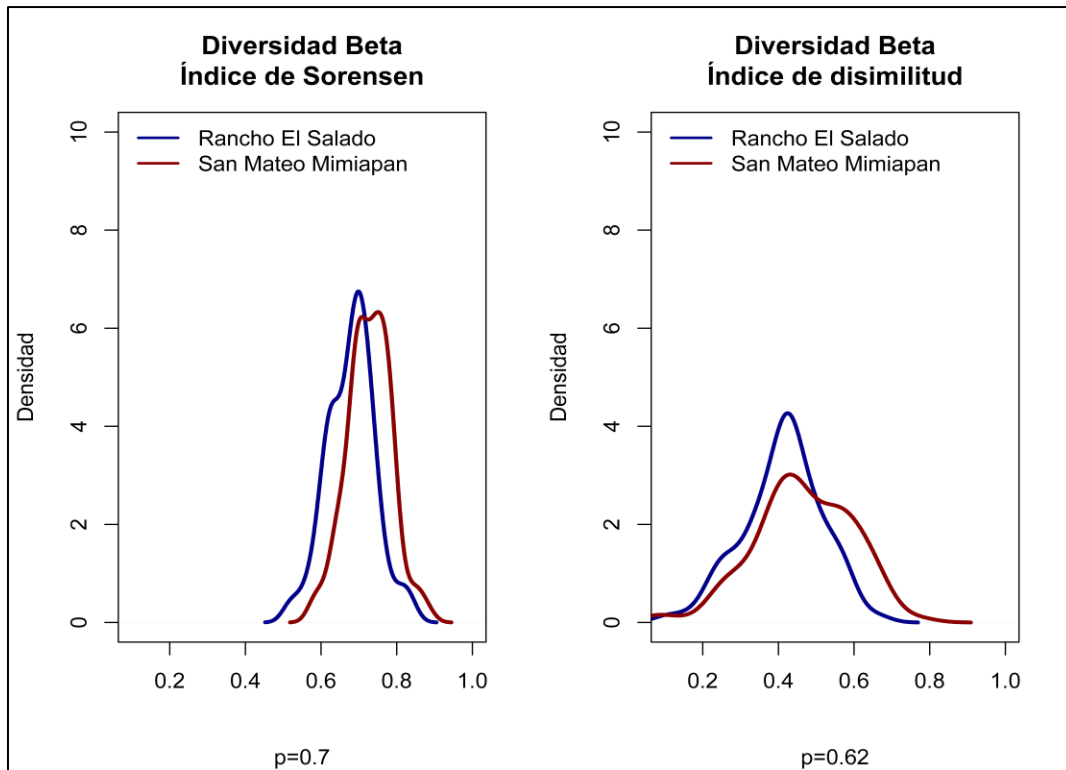


Figura 16. Índices de similitud de Sorensen y disimilitud (complementariedad) para evaluar la diversidad entre la comparación de las dos localidades.

Los dendrogramas generados por análisis jerárquico de conglomerados, determinó la similitud entre estaciones en términos de la abundancia de las especies. El dendrograma derivado del índice de similitud en las dos localidades, muestra que en la localidad de San Mateo Mimiapan se forman cinco grupos basados en la abundancia de cada especie dentro de cada paisaje (distancia euclídea, Centroide, $k=5$), hay un grupo muy a fin entre *O. virginianus*, *U. cineroargenteus*, *L. rufus* y *N. narica* debido a que son las especies que se registran más en los paisajes, a partir de ahí se generan cuatro grupos que fueron nombrados con respecto a la proporción de su abundancia en cada paisaje, *M. macroura* y *C. leuconotus* forman un grupo muy afín separado de *S. cunicularius*, *D. marsupialis* y *C. latrans* que forman otro grupo, *D. virginiana*, *P. lotor* y *B. astutus* forman otro grupo y por último *S. aureogaster*, *L. pardalis*, y *S. angustifrons* forman otro grupo (Figura 17a).

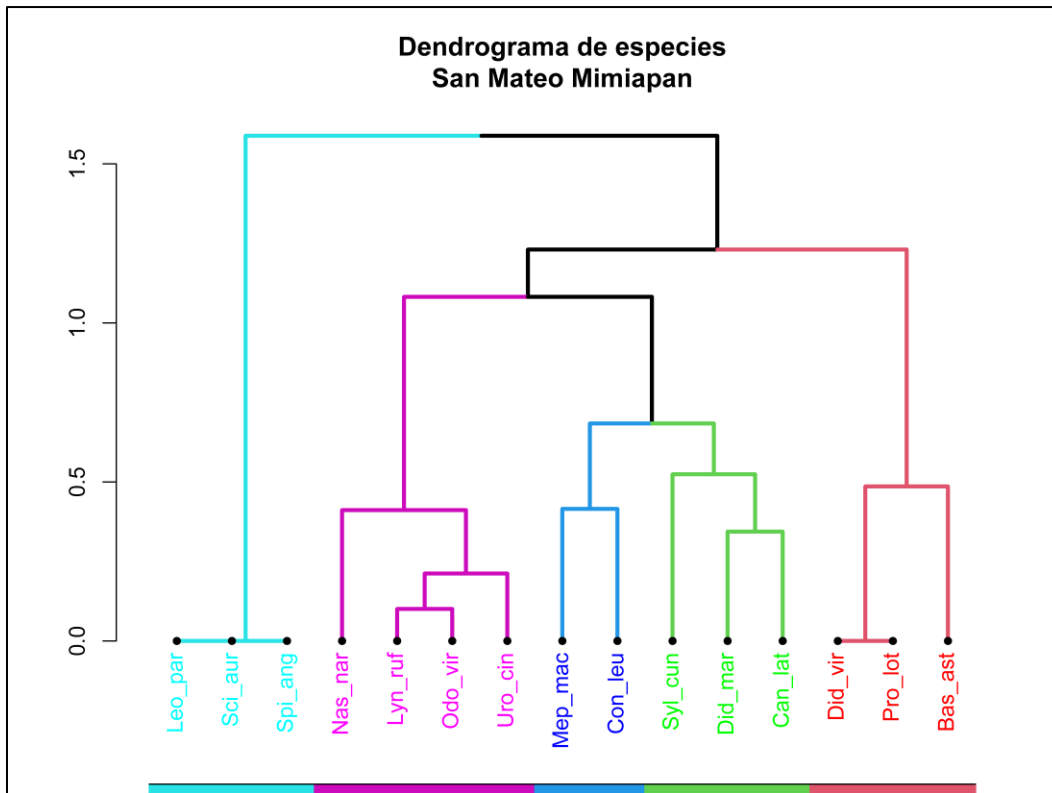


Figura 17a. Dendrograma derivado del índice de similitud de especies de mamíferos grandes y medianos registrados en San Mateo Mimiapan.

Para la localidad de Rancho El Salado se forman cinco grupos basados en la abundancia de cada especie dentro de cada paisaje (distancia euclídea, Centroides, $k=5$), hay un grupo muy a fin entre *O. virginianus*, *P. lotor* y *P. yagouaroundi*, otro grupo formado por *P. tajacu* y *T. canescens*, otro grupo con *L. wiedii*, *D. virginiana* y *D. novemcinctus*, además, se forma un ensamble con subgrupos compuesto entre *N. narica* y *D. marsupialis*, *B. astutus* y *S. aureogaster*, *M. macroura*, *C. latrans* y *U. cinereoargenteus*, *C. leuconotus* y *S. angustifrons*, y por último *L. pardalis* no forma ningún grupo, quedando fuera del ensamble (Figura 17b).

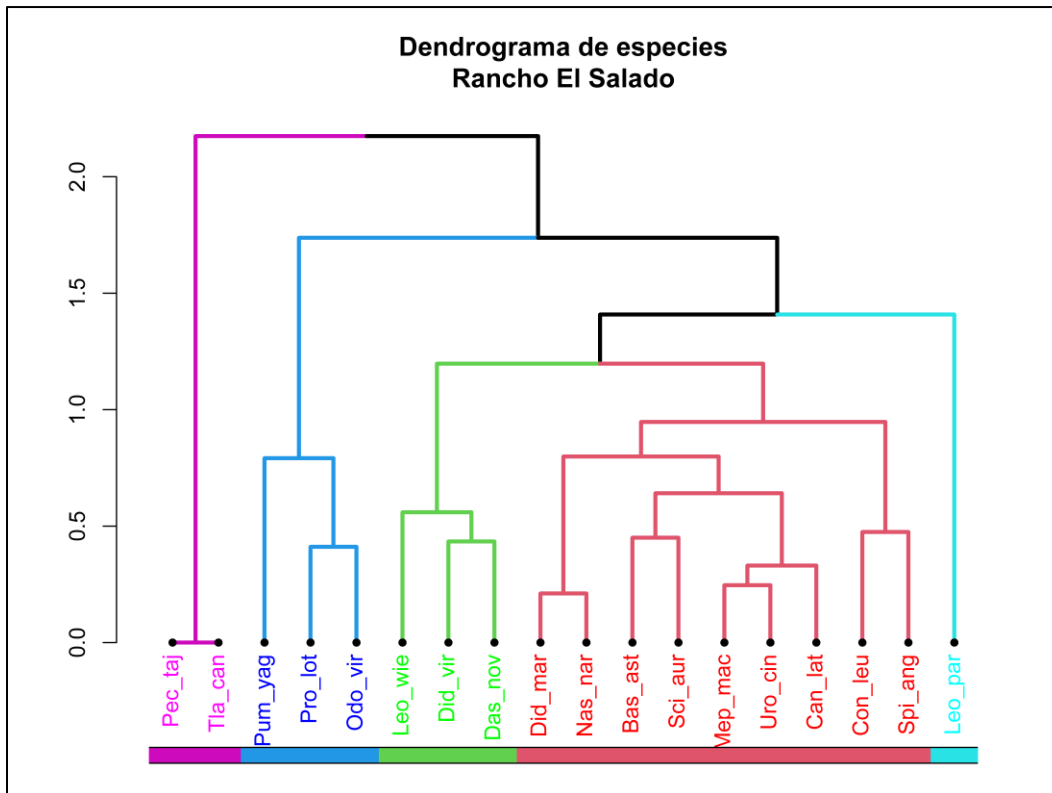


Figura 17b. Dendrograma derivado del índice de similitud de especies de mamíferos grandes y medianos registrados en Rancho El Salado.

VIII.9. ANÁLISIS DE DIVERSIDAD CON EL MLG

A partir de las características del paisaje que fueron las variables estimadas para este estudio, se evaluó la influencia de cada una en la determinación de la riqueza y la abundancia de las especies de mamíferos grandes y medianos, las variables de respuesta que fueron seleccionadas son la riqueza y la abundancia de las especies, mientras que el tamaño de los parches de cada paisaje (en hectáreas) y la abundancia del ganado fueron las variables de carácter predictor (Cuadro 6).

Cuadro 6. Variables del paisaje que influyen en la riqueza y la abundancia de los mamíferos medianos y grandes.

Variables de respuesta		Variables predictoras	
Riqueza	Abundancia	Abundancia del ganado	Paisaje (ha)
N total en cada paisaje	N total en cada paisaje	N. total en cada paisaje	Tamaño de los parches de cada paisaje

RIQUEZA SAN MATEO MIMIAPAN

En el caso de la variable riqueza, se evaluó con un diagrama de dispersión, y en el resultado puede apreciarse que no existe una relación lineal (Figura 18), para contestar se ha asumido que la variable de respuesta tiene una distribución binomial negativa por lo consiguiente el modelo que explica la riqueza de las especies es aquel cuyas variables son la composición del paisaje y la abundancia de ganado, el cual tiene un valor de Akaike igual a 102.99. Este modelo explica el 87.79% de la devianza total.

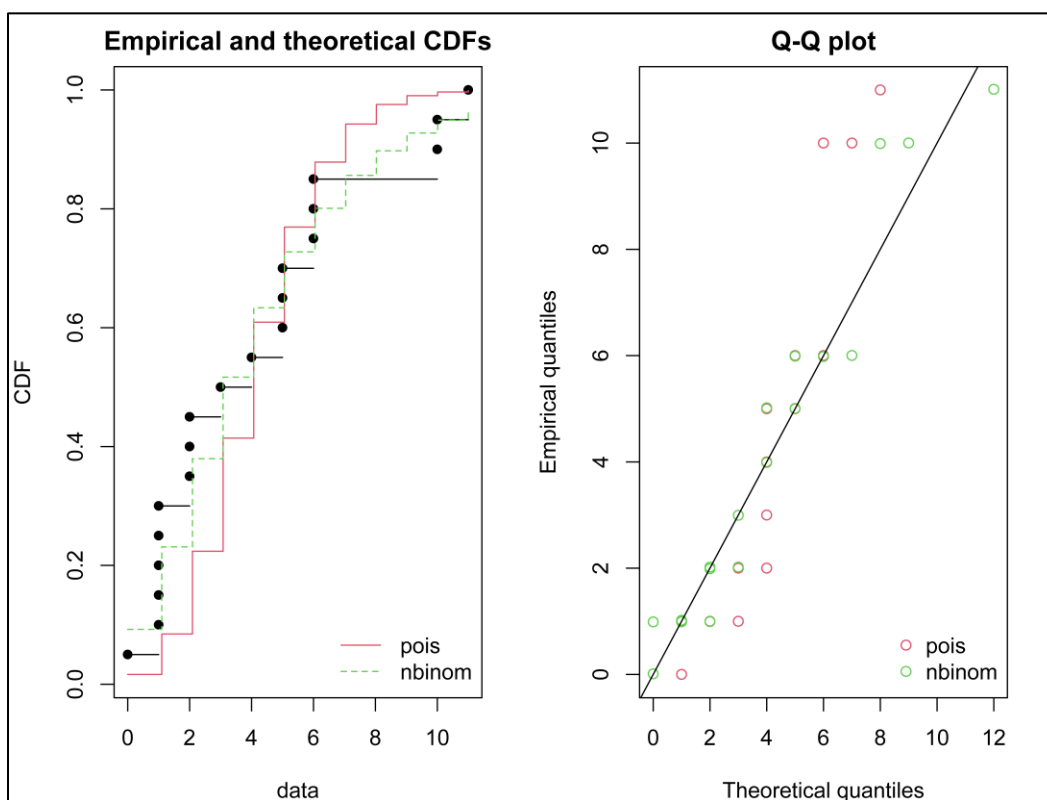


Figura 18. Diagrama de dispersión de la variable de respuesta (riqueza).

Para este modelo combinado se observa que ninguna de las variables fue significativa ya que el valor de $\Pr(>|Z|)$ de cada variable predictora fue mayor a 0.05. El Intercepto resume el efecto de la variable log (Paisaje y Abundancia de ganado) sobre la riqueza, el cual es positivo. En cuanto a los valores en la columna de Estimate se observa que la variable Paisaje es negativa y la Abundancia de ganado es positiva (Cuadro 6).

Cuadro 6. Coeficientes del modelo combinado para la determinación de la riqueza de mamíferos medianos en 20 paisajes de una selva baja. Donde: Estimate (coeficiente estandarizado de cada una de las variables predictoras), Std. Error (error estándar), Z value (coeficiente de regresión dividida por su error estándar) y Pr (> | z |) determina las variables con mayor importancia.

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
(Intercepto)	1.492	0.260	5.738	9.58E-09
Abundancia de ganado	-0.076	0.051	-1.508	0.132
Paisaje	0.003	0.008	0.386	0.700

null.deviance	df.null	logLik	AIC	BIC	devianza	df.residual	nobs	
23.856		19	-47.498	102.996	106.979	20.942	17	20

La mayor representación de las variables predictoras es para la variable Paisaje, la cual está presente en el modelo del análisis. Además, los resultados obtenidos indican que las características de la variable Paisaje es la que tiene mayor incidencia sobre la riqueza de especies con un peso de 1.508 y de acuerdo con el estimador (0.003), si el Paisaje pierde una hectárea de los parches de su superficie, las especies disminuirán en 1 (Cuadro 6, Figura 19).

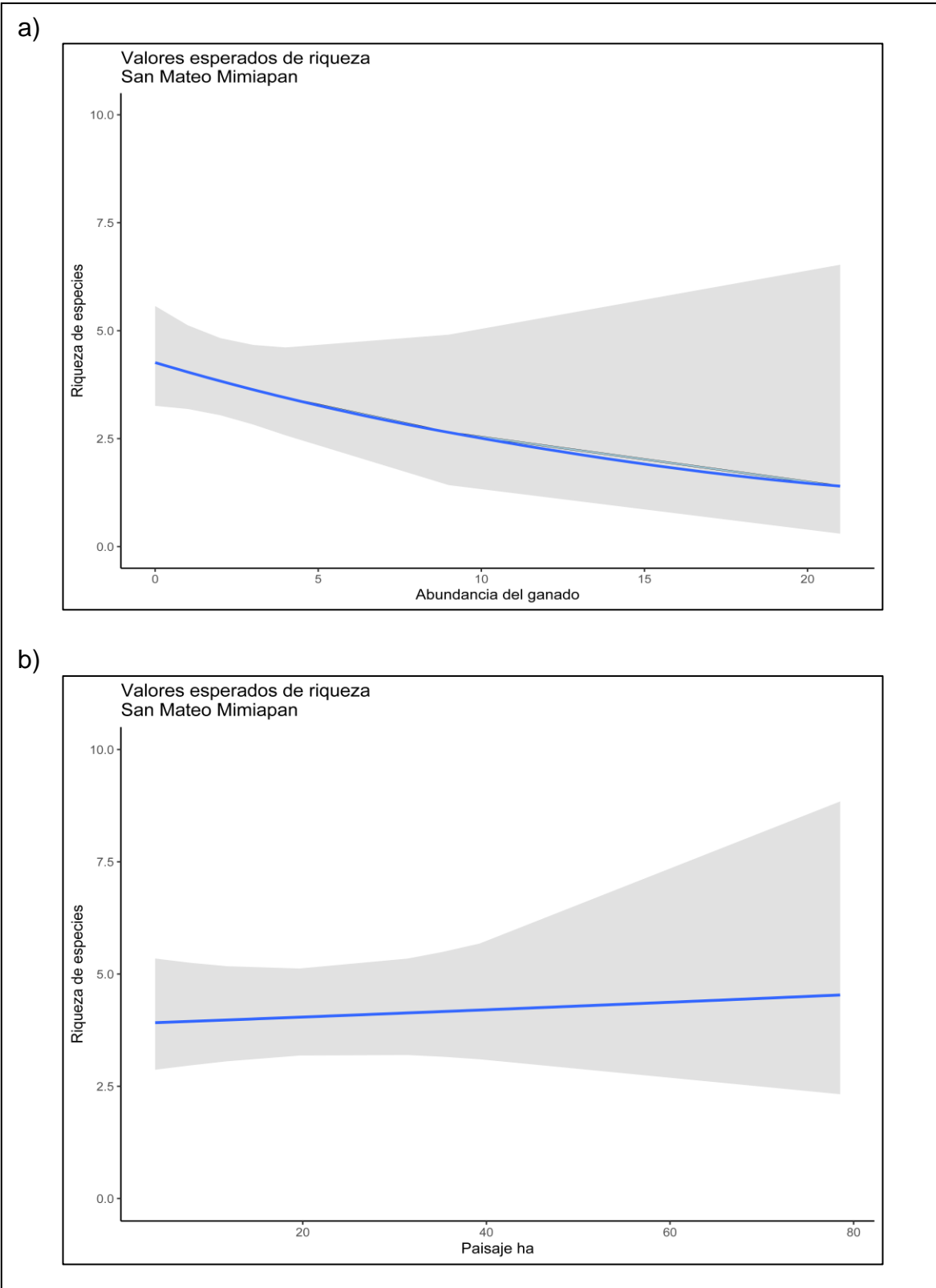


Figura 19. Relación entre la riqueza de especies y las variables predictoras. a) abundancia del ganado y b) tamaño de los parches en cada paisaje (ha).

RIQUEZA RANCHO EL SALADO

La variable riqueza se evaluó con un diagrama de dispersión, el resultado arroja que no hay una relación lineal (Figura 20), para contestar se asumió que la variable de respuesta tiene una distribución binomial negativa por lo consiguiente el mejor modelo que explica la riqueza de las especies es donde la variable es el Paisaje y la Abundancia de ganado, el modelo tiene un número de Akaike igual a 106.61. El modelo explica el 98.25% de la devianza total.

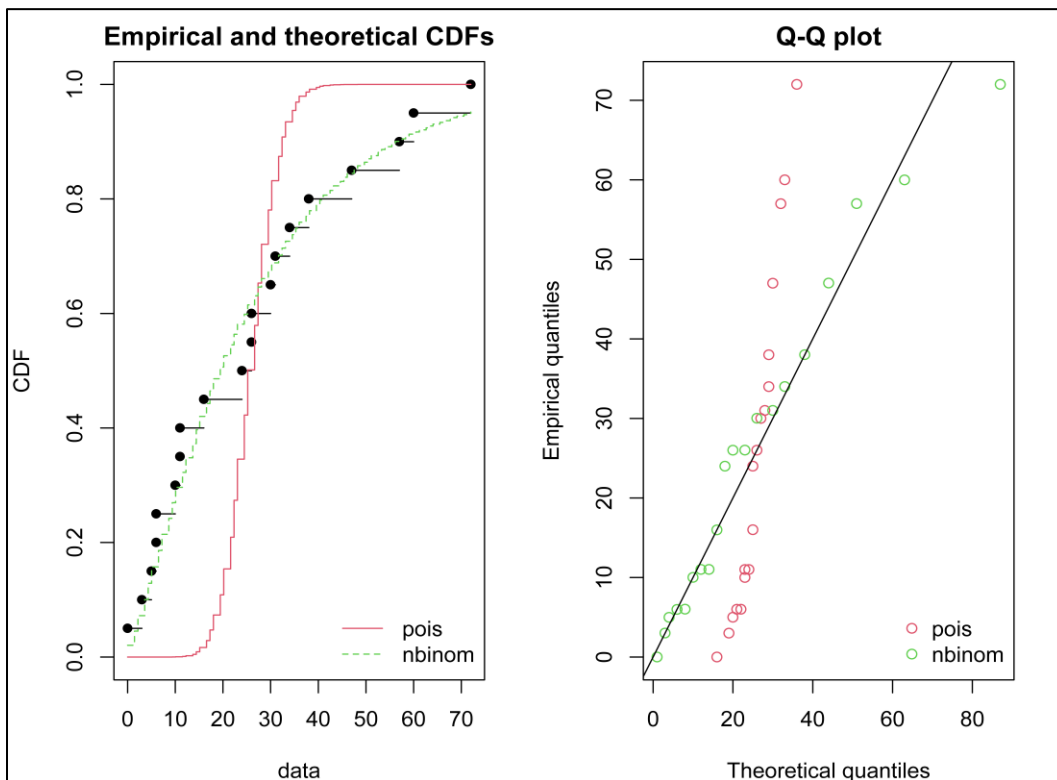


Figura 20. Diagrama de dispersión de la variable de respuesta (riqueza).

Para este modelo se observa que ninguna de las variables fue significativa ya que el valor de $Pr(> |Z|)$ de cada variable predictora fue mayor a 0.05. El Intercepto, resume el efecto de la variable log (Paisaje y Abundancia de ganado) sobre la riqueza de las especies, el cual es positivo. En cuanto a los valores en la columna de Estimate se observa que son positivos.

Cuadro 7. Coeficientes del modelo combinado para la determinación de la riqueza de mamíferos medianos en 20 paisajes de una selva baja. Donde: Estimate (coeficiente estandarizado de cada una de las variables predictoras), Std. Error (error estándar), Z value (coeficiente de regresión dividida por su error estándar) y Pr (> | z |) determina las variables con mayor importancia.

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)			
(Intercepto)	1.515	0.219	6.933	4.12E-12			
Abundancia de ganado	0.007	0.017	0.387	0.699			
Paisaje	0.003	0.005	0.641	0.522			
null.deviance	df.null	logLik	AIC	BIC	devianza	df.residual	nobs
23.48	19	-49.305	106.61	110.593	23.072	17	20

La representación de las variables predictoras es para la variable Paisaje, la cual está presente en el modelo del análisis. Además, los resultados obtenidos indican que las características de la variable Paisaje es la que tiene mayor incidencia sobre la riqueza de especies con un peso de 0.641 y de acuerdo con el estimador (0.003), si el Paisaje pierde una hectárea de los parches de su superficie, las especies disminuirán en 1 (Cuadro 7, Figura 21).

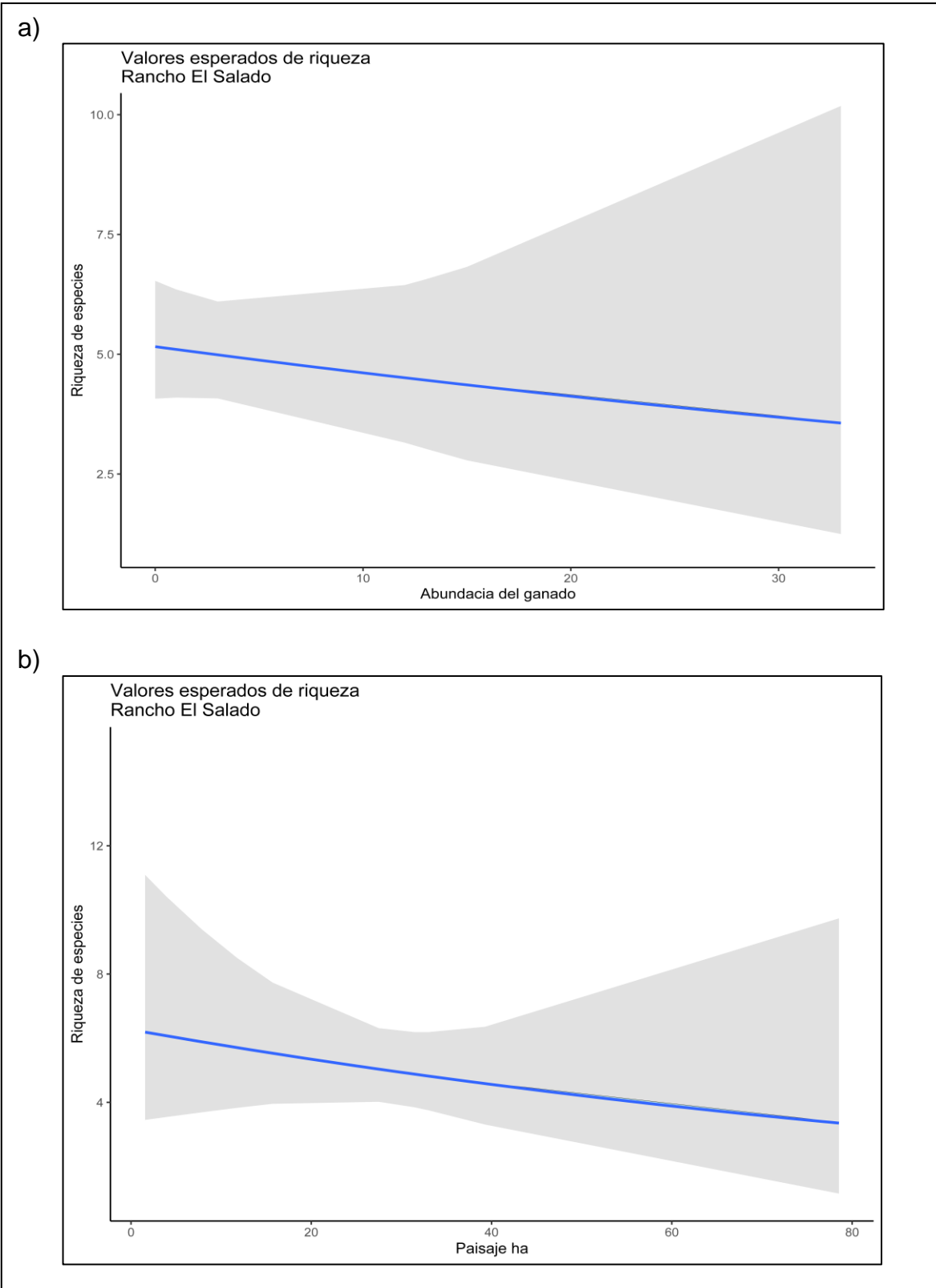


Figura 21. Relación entre la riqueza de las especies y las variables predictoras. a) abundancia ganado y b) tamaño de los parches en cada paisaje (ha).

ABUNDANCIA SAN MATEO MIMIAPAN

En el caso de la variable abundancia, se evalúa con un diagrama de dispersión, y en el resultado puede apreciarse que no existe una relación lineal (Figura 22), para contestar se asume que la variable de respuesta tiene una distribución binomial negativa por lo consiguiente el modelo que explica la riqueza es aquel cuyas variables son el Paisaje y la Abundancia del ganado con un número de Akaike igual a 102.99. El modelo explica el 85.14 % de la devianza total.

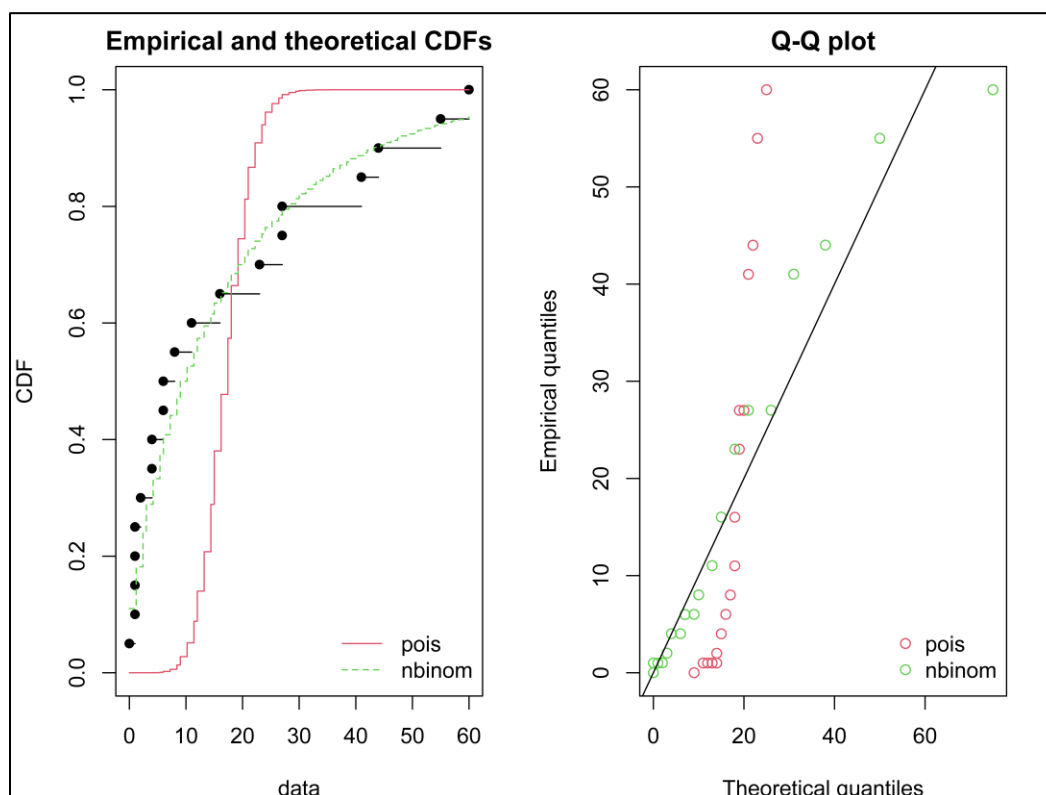


Figura 22. Diagrama de dispersión de la variable de respuesta (abundancia).

En este modelo se observa que la variable Abundancia del ganado fue significativa ya que el valor de $Pr(>|Z|)$ de cada variable predictora fue menor a 0.05. El Intercepto, resume el efecto de la variable log (Paisaje y Abundancia del ganado) sobre la abundancia de las especies, el cual es positivo. En cuanto a los valores en la columna de Estimate se observa que son negativos (Cuadro 8).

Cuadro 8. Coeficientes del modelo combinado para la determinación de la abundancia de mamíferos medianos en 20 paisajes de una selva baja. Donde: Estimate (coeficiente estandarizado de cada una de las variables predictoras), Std. Error (error estándar), Z value (coeficiente de regresión dividida por su error estándar) y Pr (> | z |) determina las variables con mayor importancia.

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
(Intercepto)	3.159	0.389	8.112	4.98E-16
Abundancia del ganado	-0.136	0.064	-2.124	0.034*
Paisaje	-0.007	0.012	-0.557	0.578

null.deviance	df.null	logLik	AIC	BIC	deviance	df.residual	nobs	
26.62		19	-74.442	156.885	160.868	22.668	17	20

La representación de las variables predictoras es para la variable Abundancia del ganado, la cual está presente en el modelo del análisis. Además, los resultados obtenidos indican que las características de la variable Abundancia del ganado es la que tiene mayor incidencia sobre la abundancia de las especies con un peso de 0.034 y de acuerdo con el estimador (-0.136), si la abundancia del ganado aumenta, la abundancia de las especies disminuirá en 1 (Cuadro 8, Figura 23).

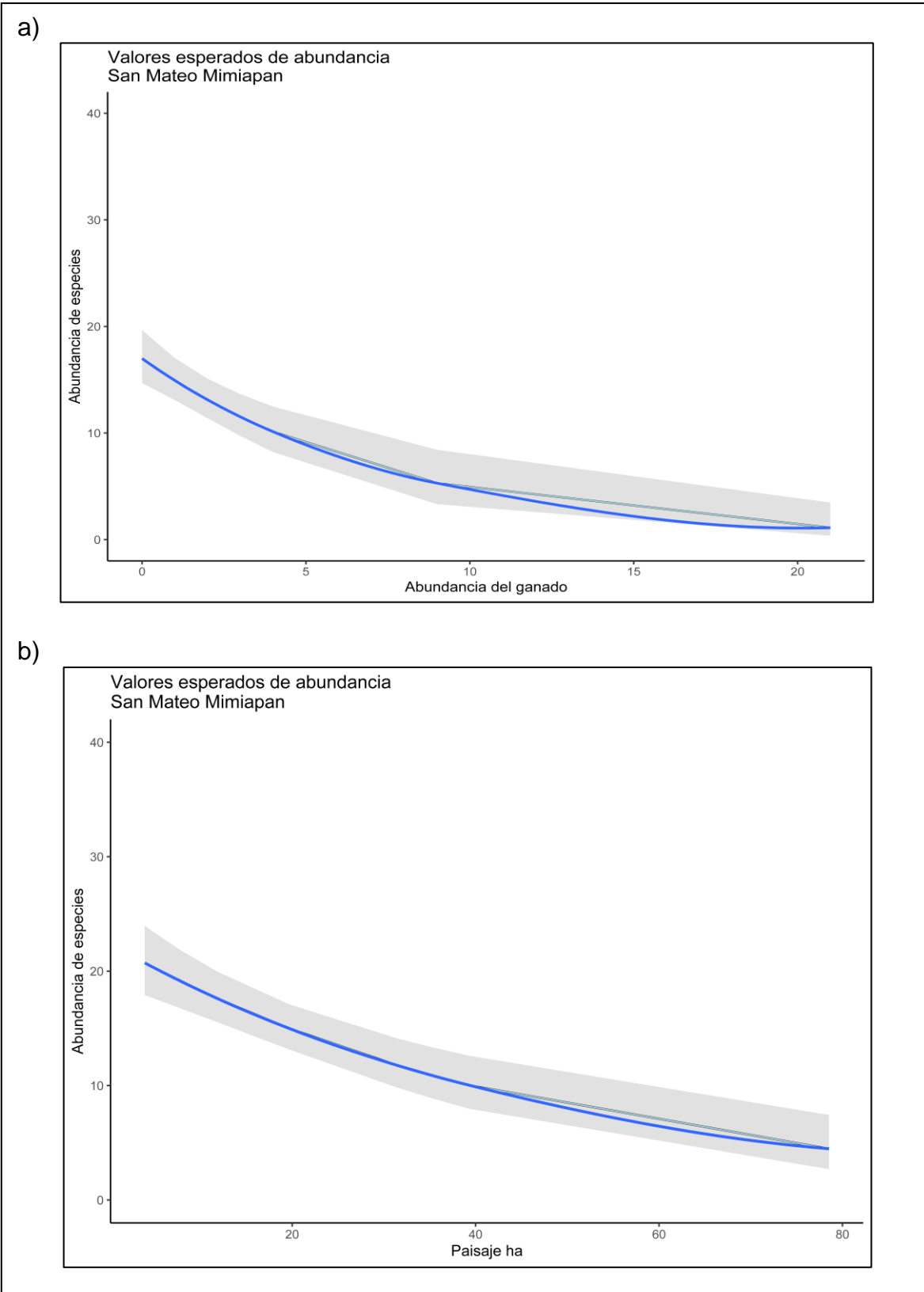


Figura 23. Relación entre la abundancia de las especies y las variables predictoras. a) abundancia del ganado y b) tamaño de los parches en cada paisaje (ha).

ABUNDANCIA RANCHO EL SALADO

En el caso de la variable abundancia, se evaluó con un diagrama de dispersión, y en el resultado puede apreciarse que no existe una relación lineal (Figura 24), para contestar se asume que la variable de respuesta tiene una distribución binomial negativa por lo consiguiente el modelo explica la abundancia de las especies y es aquel cuyas variables son el Paisaje y la Abundancia del ganado con un número de Akaike igual a 177.89. El modelo explica el 99.46 % de la devianza total.

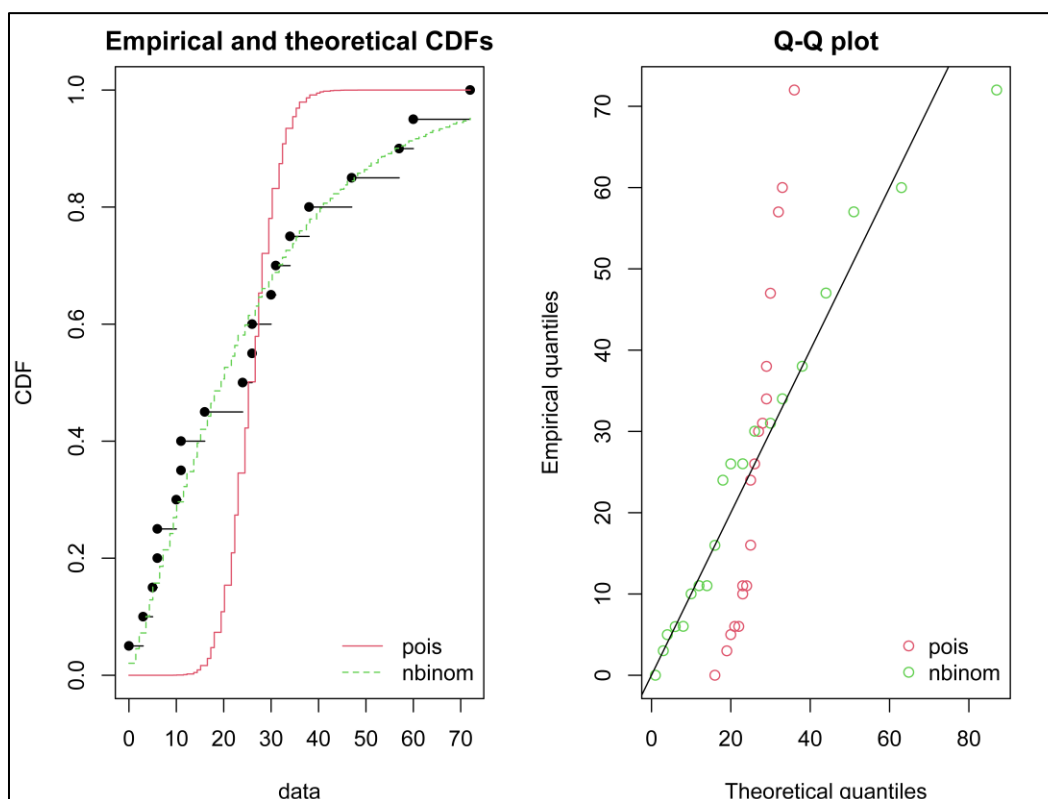


Figura 24. Diagrama de dispersión de la variable de respuesta (abundancia).

De acuerdo con el análisis del GLM se observa que ninguna de las variables fue significativa ya que el valor de $Pr(>|Z|)$ de cada variable predictora fue mayor a 0.05. El Intercepto, resume el efecto de la variable log (Paisaje y Abundancia del ganado) sobre la abundancia de las especies, el cual es positivo. En cuanto a los valores en la columna de Estimate se observa que también son positivos (Cuadro 9).

Cuadro 9. Coeficientes del modelo combinado para la determinación de la abundancia de mamíferos medianos en 20 paisajes de una selva baja. Donde: Estimate (coeficiente estandarizado de cada una de las variables predictoras), Std. Error (error estándar), Z value (coeficiente de regresión dividida por su error estándar) y Pr (> | z |) determina las variables con mayor importancia.

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)			
(Intercepto)	3.155	0.333	9.473	2.72E-21			
Abundancia del ganado	0.009	0.027	0.341	0.733			
Paisaje	0.002	0.008	0.245	0.807			
null.deviance	df.null	logLik	AIC	BIC	deviance	df.residual	nobs
23.34	19	-84.944	177.888	181.871	23.214	17	20

La representación de las variables predictoras está presente en el modelo del análisis. Además, y de acuerdo con el estimador (0.009 y 0.002), si el Paisaje pierde una hectárea de los parches de su superficie y la Abundancia del ganado aumenta, la abundancia de las especies disminuirá en 1 (Cuadro 9, Figura 25).

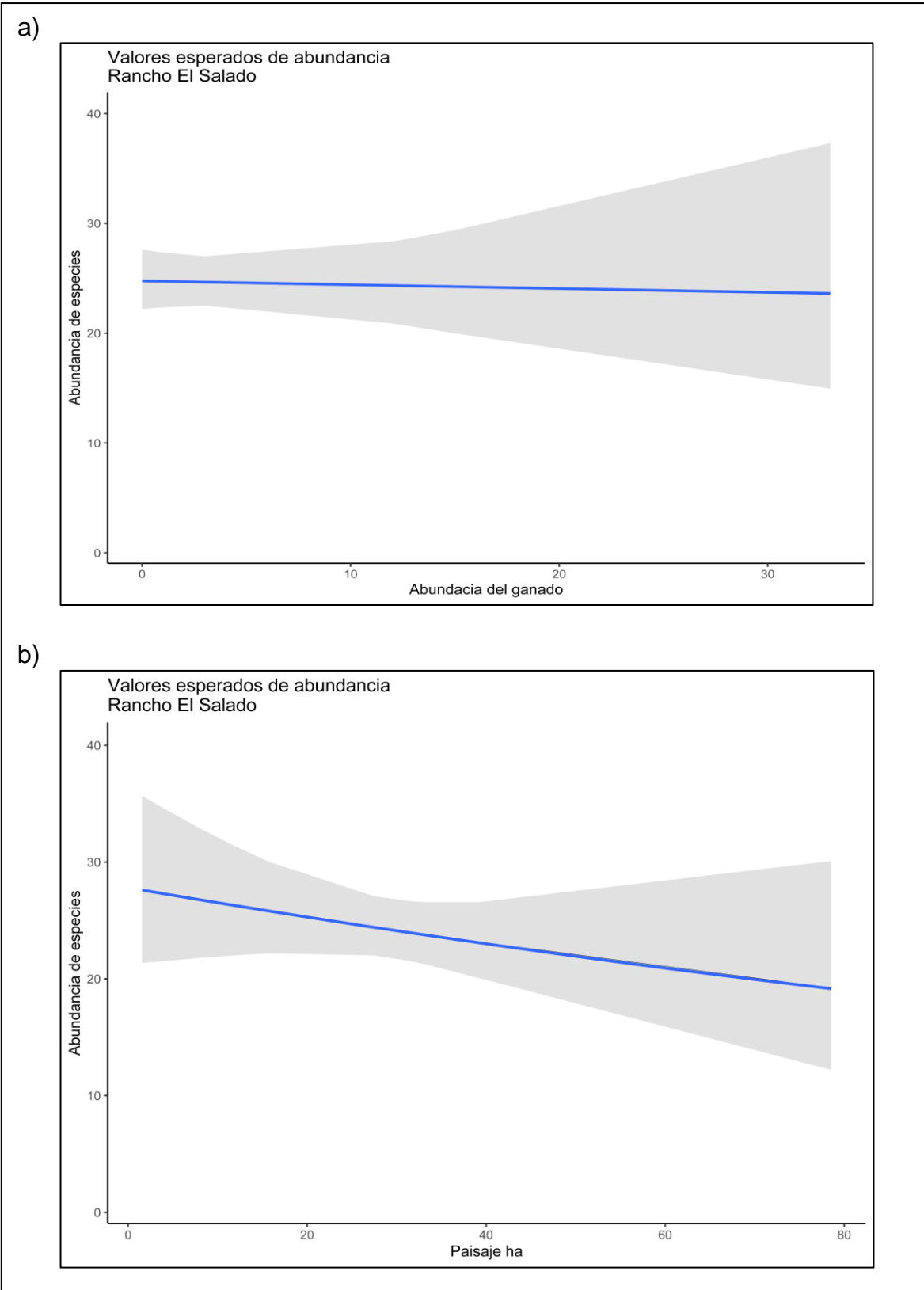


Figura 25. Relación entre la abundancia de las especies y las variables predictoras. a) abundancia del ganado y b) tamaño de los parches en cada paisaje (ha).

VIII.10. REPRESENTACIÓN SOCIAL

En total se realizaron 55 encuestas las cuales incluyen a 55 familias, 25 para San Mateo Mimiapan y 22 para Rancho El Salado. Los resultados se presentan de acuerdo con cada una de las preguntas.

En ambas localidades dijeron que desde que a temprana edad se han dedicado a las prácticas agropecuarias (Cuadro 10), en el caso de la agricultura el uso que hacen del suelo en ambas localidades es para autoconsumo, cultivan maíz (44% Rancho El Salado y 29% San Mateo Mimiapan), calabaza (8 y 20%), cacahuate (5 y 13%), sandía (3 y 6%) y jamaica (5 y 3 %), también en San Mateo Mimiapan cultivan frijol (26%), caña y aguacate (3 y 1%), y en el caso de Rancho El Salado tienen como uno de sus principales cultivos el sorgo (36%) que es para uso del ganado.

La domesticación que han hecho en las localidades para la ganadería es de libre pastoreo, en ambas localidades se encuentra ganado vacuno (44% Rancho El Salado y 14% San Mateo Mimiapan), equino (31 y 14%), aves de corral (9 y 19%), caprino (6 y 13%), además, en San Mateo Mimiapan tienen ganado ovino (2%), asimismo, cabe mencionar que, además del ganado, existen animales domésticos con alta incidencia, es el caso para perros (6% Rancho El Salado y 21% San Mateo Mimiapan) y gatos (3 y 10%).

Cuadro 10. Porcentaje de actividades agropecuarias en las localidades de San Mateo Mimiapan y Rancho El Salado

Localidad	Cultivo			Ganado	
	SM	RS		SM	RS
Maíz	29%	44%	Vacuno	15%	45%
Calabaza	20%	8%	Equino	14%	31%
Cacahuate	13%	5%	Caprino	19%	6%
Sandía	6%	3%	Ovino	2%	
Jamaica	3%	5%	Perros	21%	6%
Sorgo		35%	Gatos	10%	3%
Frijol	25%		Aves de corral	19%	9%
Caña	3%				
Aguacate	1%				

Como parte de las preguntas sobre los mamíferos medianos fue qué, si ha sufrido daños por fauna silvestre en los últimos años, en la localidad de Rancho El Salado el 94% mencionó que sí se ha visto perjudicado y en el caso de San Mateo Mimiapan fue el 55%, dicen que son animales que causan daños a sus tierras y a sus animales, por otro lado, en Rancho El Salado el 6% y el 45% en San Mateo Mimiapan mencionaron que no han tenido daños por parte de esta fauna.

Los resultados obtenidos de los índices de información muestran que existe una diversidad baja a media de respuestas (H') con valores superiores a 1.27 en Rancho El Salado y 1.47 en San Mateo Mimiapan, la cual se aleja de la diversidad máxima (H'_{max}), indicando una cantidad baja de información (I) con valores que oscilan de 0.48 en Rancho El Salado y 0.10 en San Mateo Mimiapan. Los valores del índice de Simpson se encuentran bajos indicando que hay equidad entre la mayoría de las respuestas. La pregunta ¿Por quién ha sufrido depredación?, fue la que generó el mayor número de menciones (N_0) para ambas localidades, las preguntas Importancia ecológica y Acciones para su manejo y conservación generaron un menor número de menciones en Rancho El Salado y para San Mateo Mimiapan las preguntas con menor número de menciones fueron, Importancia ecológica e Importancia cultural. Existe un menor número de respuestas para la pregunta Acciones para evitar la depredación. Además, más de la mitad de las respuestas son ideas individuales generando valores entre 0.06 y 0.25 en San Mateo Mimiapan y 0.04 y 0.15 para Rancho El Salado indicando un bajo nivel de organización (Q) en la RS de ambas localidades (Cuadro 11).

Cuadro 11. Índices de información totales de la RS sobre los mamíferos medianos y grandes.

Pregunta	Localidad	Shannon-Weaner (H')	Simpson (λ)	N_0	N_1	N_2	H_{max}	Organización (Q)	Información (I)
¿Por quién ha sufrido depredación?	SM	2.01	0.16	11	7	6	2.40	0.16	0.39
	RS	1.86	0.19	9	6	5	2.20	0.15	0.33
Importancia ecológica	SM	1.51	0.24	5	5	4	1.61	0.06	0.10
	RS	1.33	0.27	4	4	4	1.39	0.04	0.05
Importancia cultural	SM	1.49	0.25	5	4	4	1.61	0.07	0.12
	RS	1.71	0.22	7	6	5	1.95	0.12	0.24

Acciones para evitar la depredación	SM	1.80	0.21	8	6	5	2.08	0.14	0.28
	RS	1.67	0.22	7	5	4	1.95	0.14	0.27
Acciones para su manejo y conservación	SM	1.47	0.30	7	4	3	1.95	0.25	0.48
	RS	1.27	0.30	4	3	4	1.39	0.09	0.12

REDES DE LA REPRESENTACION SOCIAL

En la red de la pregunta ¿Por quién ha sufrido depredación?, se observa en el sociograma que para los pobladores las especies que más dañan son, el tejón (*N. narica*) y el venado (*O. virginianus*), dentro de las especies de mayor conexión se encuentra al venado y al tejón para ambas localidades, también en San Mateo Mimiapan mencionan a la zorra gris (*U. cinereoargenteus*) y al coyote (*C. latrans*). Además, los pobladores comentan que dañan principalmente sus cultivos y en algunos casos al ganado, ellos perciben que son estas especies principalmente porque identifican sus huellas dentro de los restos que dejan donde depredaron. Es importante resaltar que no mencionaron a otras de las especies registradas dentro de la zona (marcadas con nodo amarillo), probablemente se deba a que son especies poco vistas para ellos (Figura 26).

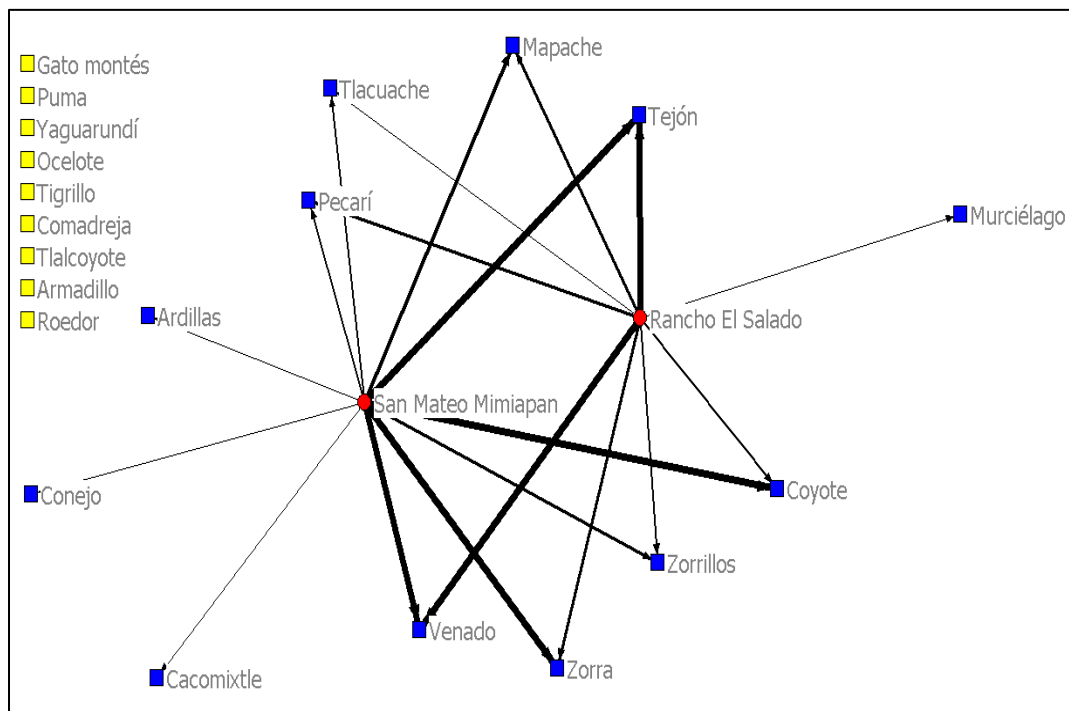


Figura 26. Red de la pregunta ¿Por quién ha sufrido depredación?

En el caso de la pregunta Importancia ecológica (Figura 27), en el sociograma se aprecia con mayor mención que son depredadores de otras especies, dispersadores de semillas de las plantas que consumen y alimento para otras especies. Las tres menciones son las de mayor conexión entre las dos localidades, también mencionan que forman parte de una cadena alimenticia dentro del ecosistema, además, en San Mateo Mimiapan comentan que, si saben que son importantes, sin embargo, no mencionan cuál es esa importancia.

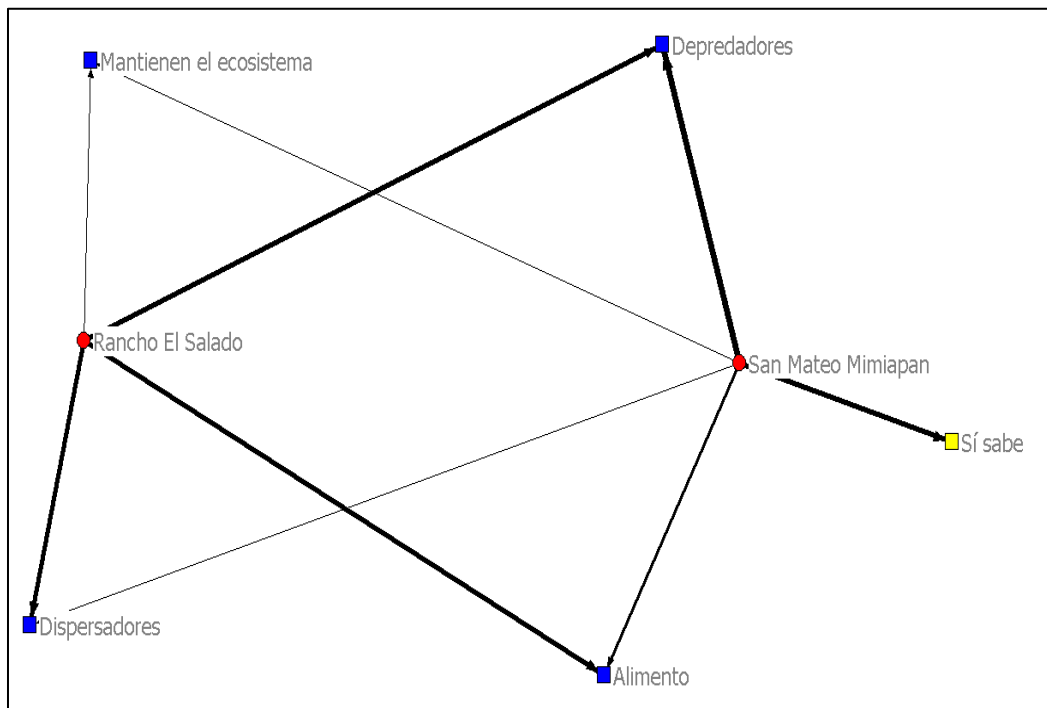


Figura 27. Red. Importancia ecológica.

En la red de la pregunta Importancia cultural, las respuestas de mayor mención son, especies que sirven como alimento y que tienen un uso artesanal, estas son las de respuestas de mayor conexión entre las localidades, también mencionan que son especies con usos medicinales ya que se benefician con alguna de las partes del organismo, en el caso de Rancho El Salado mencionaron que son especies que dan suerte al verlas y que son usadas para la cacería cinegética, en ambos casos es el venado; además mencionan que algunas de ellas tienen leyendas como es el caso del tlacuache (*Didelphis spp.*) y el coyote (*C. latrans*), en San Mateo Mimiapan comentan que algunas de ellas son usadas en las fiestas patronales, finalmente en

ambas localidades también mencionan que, si saben que tiene una importancia cultural, pero no saben cuál es (Figura 28).

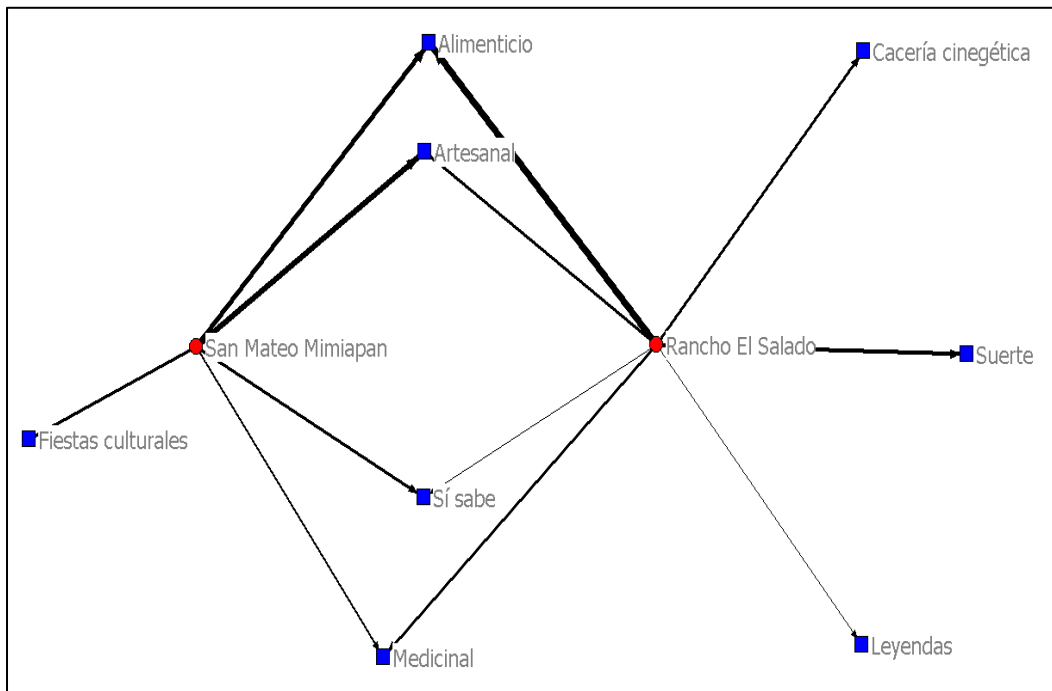


Figura 28. Red. Importancia cultural.

En la red de las menciones de cuáles son sus Acciones para evitar la depredación, en el sociograma se aprecian las acciones con mayor mención, las cuales son espantarlos con espantapájaros, cazarlos y usarlos como alimento, dejar perros dentro de las áreas de uso común para que sirvan como ahuyentador, vigilar a través de rondines y cercar las áreas de uso, estas son las respuestas de mayor conexión entre las localidades, además, en Rancho El Salado mencionan que usan olores para ahuyentar y como último recurso los envenenan para que no depreden sus áreas de cultivo, en el caso de San Mateo Mimiapan dijeron que usan sonidos, ponen cintas de plástico que se mueven con el viento y como consecuencia ahuyenta a los animales que se acerquen, también alimentarlos, es decir, que las especies silvestres hagan uso del recurso agropecuario, por eso mismo mencionan que no hay acciones para evitar su depredación (Figura 29).

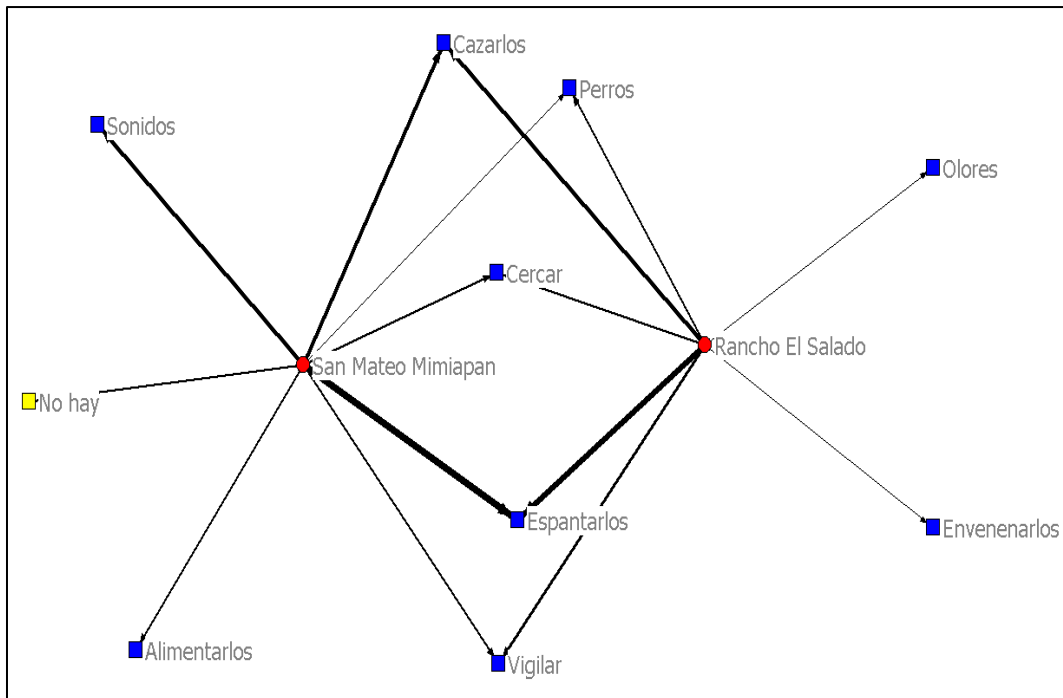


Figura 29. Red. Acciones para evitar la depredación.

En la red de cuáles son las Acciones para su manejo y conservación las respuestas de mayor mención en el sociograma son, no cazar, vigilar el monte para que no se cometa la cacería de forma ilícita y alimentar a las especies con las siembras, estas tres son las de mayor conexión entre las localidades, en Rancho El Salado mencionan que se deben de crear áreas naturales protegidas (ANP) dentro de la región, en el caso de San Mateo Mimiapan comentan que no deben molestarlos y se dejen coexistir, aunque, también mencionaron que estas especies no deberían de existir porque perjudican y que no hay acciones para su manejo y conservación (Figura 30).

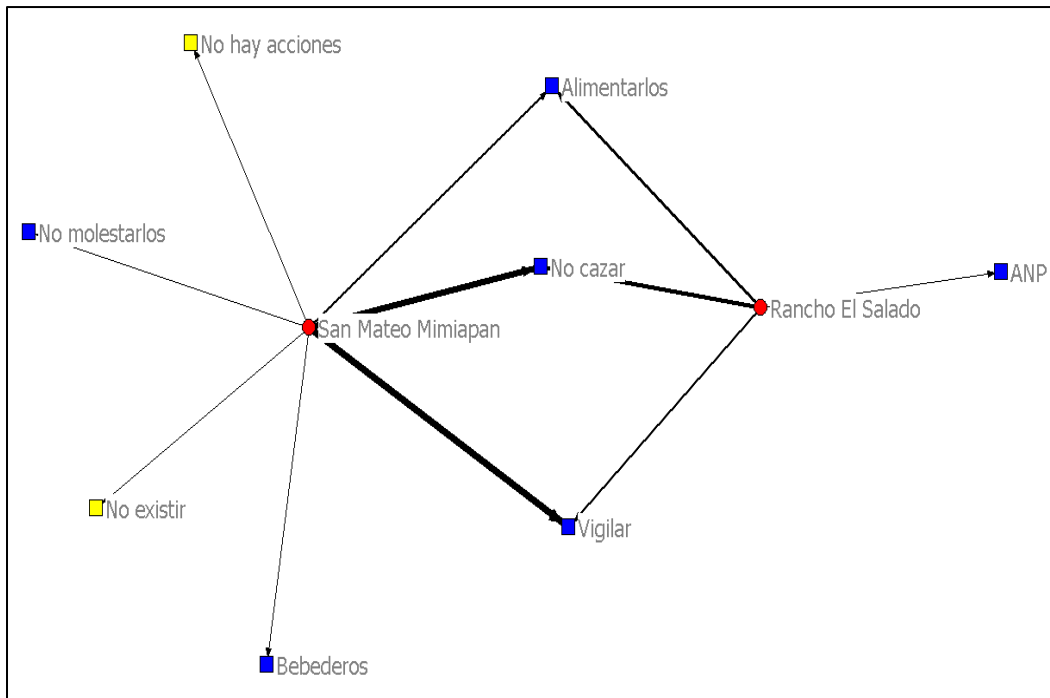


Figura 30. Red. Acciones para su manejo y conservación.

IX. DISCUSIÓN

CARACTERIZACIÓN DE LA COMPOSICIÓN DEL PAISAJE

La metodología propuesta en este trabajo permitió identificar cómo las comunidades de mamíferos se asocian con la composición del paisaje. Estos resultados explican que las especies como *O. virginianus*, *N. narica* y *U. cineroargenteus* con mayor presencia y abundancia en los paisajes son las que presentan amplias distribuciones, densidades mayores, requerimientos de hábitat heterogéneo, además, *N. narica* y *U. cineroargenteus* tienen hábitos alimenticios principalmente omnívoros, por lo cual son especies capaces de explotar los recursos presentes en la matriz y como consecuencia mantienen sus poblaciones viables e incluso aumentan en los paisajes fragmentados; por otro lado, existen especies que son vulnerables a la degradación del hábitat, no toleran cambios en la estructura de su hábitat y rara vez usan la matriz (Gascon *et al.* 1999, Fahrig *et al.*, 2011) como en este caso *L. pardalis*, *L. wiedii*, *P. yagouaroundi*. MacArthur y Wilson (1967) lo plantean concretamente, en cómo las especies son capaces de establecerse en territorios nuevos, y cómo desaparecen de ellos, es decir, que hay procesos de

colonización y extinción local, pero podrían volver a aparecer por una recolonización, de manera que el conjunto de especies que hay va variando, y algunas pueden aparecer y desaparecer varias veces.

La heterogeneidad del paisaje determinó la diversidad de los mamíferos, esto puede deberse a que los paisajes clasificados presentan diferentes tipos de cobertura vegetal y los paisajes más heterogéneos tienen áreas de cultivo por lo que mantienen una mayor diversidad de especies (Dotta y Verdade, 2011, Begotti *et al.*, 2018). Además, en ambas localidades la riqueza de especies aumentó conforme al paisaje se le agregan más elementos de vegetación, es decir, los paisajes donde la matriz tiene más de dos componentes le dan más calidad y las especies aumentan (Garmedia *et al.*, 2013). En el caso de la abundancia, en ambas localidades se ve afectada por la composición del paisaje donde parches con selva baja más pequeños mostraron un número mayor de individuos, pero con densidades más bajas, también tendió a asociarse positivamente con paisajes con mayor proporción de vegetación secundaria y zonas de cultivo siendo más permeables para las especies, esto sea probable como lo menciona Arroyo-Rodríguez *et al.* (2013) porque estas matrices pueden ofrecer más recursos como el alimento.

Con respecto a la riqueza y abundancia con la presencia de ganadería, no se registraron las mismas especies, en los paisajes que no están influenciados por el ganado las especies registradas varían, como lo registrado con Lira-Torres y Briones-Salas (2011), en algunos casos aumentando y en otros decreciendo, es decir, entre mayor presencia de ganado, la riqueza y la abundancia de las especies es menor, dando como resultado que la presencia del ganado si influye en la dinámica natural para los mamíferos silvestres. Garmedia *et al.* (2013) encontraron que la riqueza de las especies incrementará con la permeabilidad de la matriz del paisaje, porque influye en varios procesos ecológicos, incluidos el flujo de genes y modulado por el movimiento y así se pueden diluir los efectos negativos de la pérdida del hábitat original porque los organismos son capaces de explotar los recursos (Kupfer *et al.*, 2006). Por lo cual, un diseño con más sitios y réplicas obtendría más observaciones y a su vez más datos, que permitirá probar si la

práctica ganadera genera efectos positivos o negativos sobre la diversidad de especies de mamíferos presentes en la zona.

RIQUEZA ESPECÍFICA, ABUNDANCIA RELATIVA, DIVERSIDAD, DOMINANCIA Y SIMILITUD

En este trabajo se obtuvo un total de 20 especies de mamíferos medianos y grandes, de las cuales 18 se registraron en Rancho El Salado y 15 en San Mateo Mimiapan. Estos resultados son similares a los trabajos realizados en la zona de la Mixteca Poblana como el de Ramirez- Carmona (2019) quien registró 11 especies de mamíferos carnívoros entre las dos localidades, a excepción de *L. pardalis* que no había sido registrado en San Mateo Mimiapan y *P. yagouaroundi* en Rancho El Salado que no había sido registrado con el método de fototrampeo, además, después del monitoreo del 2015 no se han registrado con este método a *Mustela frenata* y *Taxidea taxus*, las cuales ya han sido documentadas en el sitio por Roldan (2005).

Las especies registradas sugieren una residencia permanente en la zona sur del estado, en cuanto a la riqueza por familias, la más representativa fue la familia Felidae con cuatro especies, los resultados difieren en lo referente al número de especies con el trabajo de Ramirez-Carmona (2015), ya que, también se reportaron cuatro especies de esta familia, sin embargo, no estuvo presente en este estudio *P. concolor*, pero, si está registrada *P. yagouaroundi*, en el caso de las familias Mephitidae y Procyonidae se registraron tres especies para cada una, para la familia Canidae se registraron dos especies, en estas especies los resultados coinciden con los ya reportados para la zona, asimismo, se representan a todas las especies de estas familias que se distribuyen en la región (Roldan, 2005; Gómez-Cuadros (2012), Ramirez-Carmona), para la familia Didelphidae se registraron tres especies, los resultados coinciden con Gómez-Cuadros (2012) ya que se registró a *D. virginiana*, y, además para estudio se registró a *D. marsupialis* y *T. canescens* que no habían sido registradas con este método, las familias Dasypodidae, Leporidae, Sciuridae, Tayassuidae y Cervidae también coinciden, excepto en la familia Leporidae ya que en la zona no se ha registrado a *Lepus callotis* pero si ha sido documentada a través de otros métodos y avistamientos (Gómez-Cuadros, 2012).

Las curvas de acumulación sugieren que el esfuerzo de captura fue insuficiente, y que se requiere de un esfuerzo mucho mayor para obtener alcanzar la asíntota. También, se observa que, aunque no se llega a una asíntota; utilizando el estimador de riqueza de Sobs (Mao Tao), se obtiene un valor muy próximo al valor neto registrado durante ese periodo de tiempo (15 especies para San Mateo Mimiapan y 18 para Rancho El Salado).

Las especies *U. cinereoargenteus*, *O. virginianus* y *N. narica* permanecen casi homogéneas en el espacio, fueron las que presentaron el mayor número de registros en ambas localidades y paisajes, esto debido a que su actividad se detectó durante el día y la noche, por lo cual se les confiere ventajas sobre las demás especies al tener mayor oportunidad de caza y de aumentar su tasa poblacional (Hass, 2000). La abundancia en el caso de *U. cinereoargenteus* y *N. narica* puede estar relacionada con sus hábitos alimentarios, ya que son omnívoros y pueden obtener alimentos con mayor facilidad (Villalobos-Escalante *et al.*, 2014). Por otro lado, la baja abundancia de especies de la familia Felidae como *P. yagouaroundi*, *L. rufus*, *L. pardalis* y *L. wiedii* es debido a que son particularmente vulnerables a factores biológicos intrínsecos como requisitos para áreas de distribución más grandes, densidades bajas y lentas tasas de crecimiento de sus poblaciones (Crooks *et al.*, 2011), además de la fragmentación del sitio. En este caso, si hay una disminución de la cobertura vegetal original, disminuye su registro y las afecta específicamente de ciertas características (especialistas) como el tipo de alimento, cobertura, refugio, entre otros (Ewers y Didham, 2006).

Estos resultados de abundancia son consistentes con lo mencionado anteriormente para la zona (Roldan, 2005; Gómez-Cuadros, 2012; Ramirez-Carmona, 2019) y en los registrados en estudios con tipos de vegetación similar (Monroy-Vilchis *et al.*, 2011; Cruz-Jácome *et al.*, 2015; Santizo-López, 2019).

Las dos especies con un IAR mayor son *O. virginianus* y *U. cinereoargenteus*, estos resultados coinciden con los reportados por Roldán (2005) y Ramirez-Carmona (2019) en los que se reportan a las mismas especies con mayor abundancia, en este estudio *O. virginianus* es la especie más abundante por localidad, siendo

importante porque se considera un recurso alimenticio para otras especies de mamíferos (Hernández, 2008) y probablemente sea porque las especies aprovechan los recursos disponibles en la matriz del paisaje como el alimento y porque la zona se encuentra dentro de áreas que siguen un esquema de conservación como UMA (Unidades de Manejo y Aprovechamiento de la Vida Silvestre) (Gómez-Cuadros, 2012; Ramirez-Carmona, 2019).

Los resultados obtenidos del análisis de diversidad y dominancia reflejan un promedio de diversidad media para mamíferos medianos y grandes, se muestra que no hay una diferencia estadísticamente significativa entre la diversidad de Shannon-Wiener y la dominancia de Simpson en las localidades de San Mateo Mimiapan y Rancho El Salado ($H' = 2.13$ y 2.15 , $D = 0.85$ y 0.84 respectivamente).

En relación con los valores de diversidad por paisaje, los resultados demuestran que se obtiene una diversidad y una dominancia mayor en los paisajes compuestos por SBC_VS y SBC_VS-Ta ($H' = 2.13$ y 2.15 , $D = 0.85$ y 0.84 respectivamente para cada paisaje), encontrándose diferencias significativas entre los demás paisajes. La diversidad expresada por el índice de Shannon-Wiener y el índice de dominancia de Simpson indican que la comunidad de mamíferos medianos y grandes presenta un grado de diversidad y de dominancia de moderado a bajo ($H' = 2.13$ y 2.15 hasta $H' = 1.32$ y 0.88 ; $D = 0.85$ y 0.84 hasta 0.51 y 0.63).

El uso de los números de Hill permite una mejor interpretación de la diversidad de las comunidades y las comparaciones entre sitios (Moreno *et al.*, 2011), utilizando el índice de Shannon, no se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre las localidades, la diversidad similar en ambas localidades se debe a las especies altamente dominantes como *O. virginianus* y *U. cineroargenteus*. Por otro lado, la alta diversidad en los paisajes de SBC_VS, SBC_VS-Ta y VS_Pi-Ta se debe a que q_2 no considera a las especies con baja abundancia y se enfoca en las especies más comunes, por su parte, q_1 incluyó tanto especies comunes como dominantes y raras por lo que su valor siempre es mayor o por lo menos igual al valor de q_2 .

A pesar de la riqueza y la abundancia de algunas especies en la zona, no se sabe la viabilidad demográfica de sus poblaciones, y cómo los cambios en el mosaico influyen en la disponibilidad y preferencias de las especies por el hábitat (Escamilla *et al.*, 2000; Urquiza-Haas *et al.*, 2009; Campos *et al.*, 2019).

COMPOSICIÓN

Los grupos de especies de mamíferos medianos y grandes de las seis unidades de paisaje entre cada localidad son diferentes en riqueza y composición. Los paisajes compuestos por SBC_Ta y SBC_VS presenta una mayor heterogeneidad con respecto a los demás grupos de paisajes, en el caso de la localidad de San Mateo Mimiapan el paisaje compuesto por SBC_VS fue más heterogéneo que el paisaje conformado por SBC_Ta, esto es contrastante con la localidad de Rancho El Salado donde el paisaje conformado por SBC_Ta fue el que presentó mayor heterogeneidad contrastando con el paisaje de SBC_Pi; esto puede ser en el caso de San Mateo Mimiapan que el paisaje compuesto por SBC_VS puede proporcionar una mayor vegetación y cobertura arbustiva. Sin embargo, el paisaje de SBC_Ta en Rancho El Salado incluye los cultivos que proporcionan diferentes recursos para las especies. En general, se encontraron a las especies de mamíferos en los diferentes paisajes, sin embargo, se muestra una distribución diferente de la frecuencia de captura entre los paisajes de las localidades como en el caso de *U. cinereoargenteus* que se mantuvo casi homogénea en los paisajes, aunque, en el paisaje compuesto por SBC_VS en la localidad de Rancho El Salado hubo únicamente un registro. Esto puede ser por la composición del paisaje que se encuentra en una zona de transición a cobertura vegetal original.

Los resultados sugieren que algunas de las especies generalistas como *D. novemcinctus*, *P. yagouaroundi*, *P. lotor*, *N. narica*, *M. macroura* y *U. cinereoargenteus*, tienen una mayor presencia en paisajes modificados, este podría estar relacionado con los recursos alimentarios, ya que se ha encontrado que los paisajes agrícolas tienen una gran abundancia de mamíferos pequeños (Gheler-Costa *et al.*, 2012), en el caso de los carnívoros como *L. rufus*, *L. pardalis*, *L. wiedii*, *C. latrans*, *C. leuconotus* y *B. astutus*, y especies de talla menor como *D. virginiana*,

D. marsupialis, *S. cunicularius* y *S. aureogaster* también fueron registrados en paisajes modificados, pero con bajas presencias; mientras que los registros de los herbívoros como *P. tajacu*, se mantienen alejados de estas áreas, quizá porque son propensos a ser cazados y prefieren paisajes sin alterar (Chiarello, 1999), aunque, en este estudio, el herbívoro *O. virginianus* en la localidad de Rancho El Salado tuvo presencia más alta en paisajes modificados y donde hay cultivos, finalmente, el único registro de *T. canescens* fue en el paisaje de SBC_VS el cual, este tipo le pudiera brindar mayor protección.

Al aplicar el coeficiente de Similitud, se observó que las dos localidades comparten 13 de las 20 especies, tienen un coeficiente de similitud del 62%, debido a que Rancho El Salado y San Mateo Mimiapan forman parte de la región biogeográfica de la Cuenca del Balsas y estas áreas se encuentran próximas geográficamente, la similitud puede deberse también, ya que ocupan una posición latitudinal semejante compartiendo tipos de vegetación y clima (INEGI, 2017).

ANÁLISIS DE DIVERSIDAD CON EL MLG

El efecto significativo del modelo sobre la riqueza y la abundancia de las especies las cuales se ven afectadas, sin embargo, parece no tener un efecto negativo en su probabilidad de ocurrencia, lo anterior puede deberse a que gran parte de las especies son más generalistas y oportunistas como *U. cineroargenteus* y *N. narica*, lo cual hace que las variables explicativas como la abundancia del ganado y la composición de los paisajes no influyan en su presencia puesto que estas especies pueden abarcar diferentes ambientes y ser más flexibles en su alimentación, este comportamiento generalista y oportunista se ve reflejado en su densidad (Guerrero *et al.*, 2002; Pérez-Solano *et al.*, 2018), en este trabajo las variables explicativas fueron generales y no específicos para cada especie y es posible que el modelo no fuera adecuado para algunas especies sobre todo en la que los registros son muy bajos como en los felinos donde sus bajas densidades dificulta el ajuste del modelo y su interpretación.

REPRESENTACIÓN SOCIAL

El conocimiento mastofaunístico que poseen actualmente los pobladores pertenecientes a las localidades es alto y, en general, forma parte de un sistema cognitivo colectivo producto de una interacción con su entorno natural (Toledo *et al.*, 2008). Sin embargo, hay algunas carencias específicas para fomentar un mejor manejo y aprovechamiento participativo ya que son de muy poca utilidad y con la consecuente dificultad para ensamblar un plan de manejo que contemple a varias de las especies.

En esta investigación la causa principal de amenaza identificada es la cacería ilícita, la cual es una causa importante para este grupo de mamíferos, según Baillie *et al.*, y Zedan (2004 y 2004). Sin embargo, el saber de los encuestados subestima la amenaza de la cacería y de las especies exóticas, principalmente la del ganado (Lira-Torres y Briones-Salas, 2011; Isenrath y Llano, 2020) por lo que prevalece una postura antropocéntrica, por eso es importante trabajar dentro de las localidades de manera conjunta y participativa para llevarles los saberes sobre la convivencia con el ecosistema.

Además, las acciones de conservación que se realizan son insuficientes (Isenrath y Llano, 2020), a pesar de eso se reportan conductas de manejo y conservación coherentes con la conservación de la fauna y su importancia. De acuerdo con sus respuestas, los encuestados apoyarían acciones de conservación de la fauna como implementar ANP, por lo que es necesario profundizar sobre las representaciones sociales de más pobladores locales que muestren otras perspectivas y más participación.

Por otro parte, la descripción biológica y física de las localidades permite hacer un manejo y aprovechamiento extractivo del venado cola blanca, a pesar de esto hace falta dentro de las localidades talleres en los que se abarquen temas que complementan el manejo sustentable de las especies, como la conservación a través de estrategias que equilibren el uso de los recursos y el manejo del hábitat, los cuales permitan llegar a incentivar otros tipos de aprovechamiento.

Es importante mencionar que con las cámaras-trampa se registraron perros ferales en San Mateo Mimiapan, además de gatos y puerco alzado en Rancho El Salado por lo que su presencia es nociva, por lo tanto, se debe tratar de evitar que proliferen y controlarla a través de la educación ambiental para crear conciencia y mejorar los métodos de prevención, y a la vez promover y mejorar las técnicas de control ya que estas están involucradas en enfermedades zoonóticas afectando a las especies silvestres y por lo tanto contribuyen a la pérdida de la biodiversidad (Cruz-Reyes, 2009; Sala *et al.*, 2009).

X. CONCLUSIONES

Se obtuvieron 20 especies de mamíferos medianos y grandes mediante el uso del método de fototrampeo, 18 para Rancho El Salado y 15 para San Mateo Mimiapan. Según los datos de la curva de acumulación de especies, indican que faltan entre una y cuatro especies por registrar.

Los paisajes heterogéneos aportan la mayor riqueza y abundancia, esto podría estar determinado por el número de paisajes, además, esta heterogeneidad podría utilizarse en manera conjunta con las actividades agropecuarias para mejorar las perspectivas de conservación de la biodiversidad.

El paisaje compuesto por SBC_VS en la localidad de San Mateo Mimiapan y el paisaje de SBC-Ta en la localidad de Rancho El Salado fueron los que presentaron una mayor riqueza y abundancia.

Los mamíferos medianos y grandes estuvieron bien representados, puede ser por la heterogeneidad del hábitat, en el caso de las cuatro especies de felinos el paisaje promueve la presencia de sus presas potenciales como roedores, aves y mamíferos medianos, lo que podría significar que el área está relativamente conservada, sin embargo, en el caso de *L. pardalis*, *L. wiedii* y *P. yagouaroundi* se podría afectar su conservación a largo plazo por esa misma fragmentación.

Existe la tolerancia al cambio en la composición vegetal del paisaje, desde especies sensibles como los félidos con pocos registros por su amplia área de actividad, a aquellas especies que toleran y se benefician del cambio como *N. narica*, *U.*

cineroargenteus y *O. virginianus*. Por lo tanto, de manera local la prevención de la pérdida y el aislamiento del hábitat y el aumento de la permeabilidad de la matriz del paisaje son necesarios para la conservación de este grupo de mamíferos.

Algunas especies están amenazadas por la pérdida y fragmentación del hábitat y los conflictos con el ganado, sin embargo, los mamíferos silvestres de la zona lograron compartir el ecosistema, adaptándose a la composición del paisaje y a la presencia del ganado.

Las especies más abundantes fueron *O. virginianus* y *U. cineroargenteus* en ambas localidades y paisajes.

La diversidad y dominancia presente es mayor en los paisajes compuestos por SBC_VS y SBC_VS-Ta.

Los números efectivos de Hill dan un sentido biológico que puede ser más útil en los procesos ecológicos y su conservación a partir de las medidas adecuadas que permiten entender la diversidad, asimismo, sirven para proponer estrategias de manejo y conservación efectivas.

Se determina que la mastofauna es rica y diversa, la mayoría de las especies son consideradas como generalistas, su distribución no es uniforme en los sitios, los cuales presentan diferente composición vegetal; encontramos mayor diversidad de especies en aquellos sitios cuya vegetación está asociada a cultivos y pastizales, lo cual indica que es un elemento importante para la presencia de especies y, por lo tanto, los individuos tienen una alta posibilidad de encontrar alimento en estos sitios.

A pesar de las actividades agropecuarias, se mantiene la fauna silvestre de la región, por eso, es importante conservar estos tipos de paisajes heterogéneos junto a los fragmentos de selva que persisten, porque son un complemento que se conectan en el mismo paisaje.

Las variables predictoras del paisaje y la abundancia del ganado tienen un efecto que condiciona la riqueza y la abundancia de las especies, sin embargo, debe ser específico para cada especie, además, se debe de integrar otros aspectos

ambientales como los cuerpos de agua, los caminos, incluso la estacionalidad, y de esta manera tener una mejor interpretación del modelo.

El análisis con el MLG permite observar el comportamiento de las especies y cómo se distribuyen, por lo que es importante su uso como predicción para su la conservación.

Los trabajos que adoptan un enfoque social son pocos, por lo que es necesario seguir construyendo este tipo de conocimiento, el estudio de las percepciones ambientales a través de la representación social ayuda a comprender la relación entre el ser humano y el ambiente, las cuales reflejan decisiones de manejo y conservación de los recursos naturales y conocer estas decisiones ha contribuido a desarrollar una visión integradora que contempla el proceso de toma de decisiones en torno al ambiente y su manejo para incluirse en políticas públicas encaminadas a redirigir los procesos de manejo y conservación ambiental.

RECOMENDACIONES

Con la información obtenida se recomienda un monitoreo continuo de la diversidad de este grupo ya que un manejo adecuado y participativo podría traer beneficios económicos a las localidades, además, se debe implementar la capacitación y educación ambiental a través de talleres con los pobladores, ya que es un mecanismo de incorporación progresiva de la problemática ambiental actual, que genera una sensibilización y concientización sobre su biodiversidad local y los servicios que ofrecen.

Es necesario, considerar aspectos ecológicos como los requerimientos de hábitat, la composición del paisaje y aspectos sociales como la percepción, a través de la representación social para posteriores planes de manejo que involucren una participación proactiva, sobre todo para el manejo de especies consideradas raras y que además se encuentran dentro de alguna categoría de riesgo.

Las estrategias de acción recomendables para continuar con la conservación de los mamíferos son el diseño e implementación de programas de educación ambiental participativa enfocada en este caso en la conservación de los mamíferos medianos

y grandes, implementar sistemas agrosilvopastoriles con la producción de especies forrajeras y frutales nativas para la conservación del suelo y el pastoreo de animales que tengan un menor impacto a la fauna; además de los planes de aprovechamiento, manejo y monitoreo de las especies más utilizadas para establecer un mayor número de esquemas de conservación en la zona como UMAs y ANP por parte del gobierno federal y estatal.

Se recomienda el monitoreo y el control de las poblaciones de la fauna feral nociva, mediante su captura y su posterior sacrificio, considerando las leyes y normas en protección de los animales.

XI. REFERENCIAS

Aguilar Gallegos, N., Martínez González, E. G., & Aguilar Ávila, J. (2017). Análisis de redes sociales: Conceptos clave y cálculo de indicadores.

Ahumada, J., Silva, C. E., Gajapersad, K., Hallam, C., Hurtado, J., Martin, E., McWilliam, A., Mugerwa, B., O'Brien, T., Rovero, F., Sheil, D., Spironello, W. R., Winarni, N., & Andelman, S. J. (2011). Community structure and diversity of tropical forest mammals: data from a global camera trap network. *Philosophical Transactions Royal Society B*, 366, 2703-271.

Alcalá, A., & Abraham, S. (2011). Evaluación de la depredación de animales domésticos por carnívoros silvestres en comunidades aledañas a dos áreas naturales protegidas del sureste de México (No. TE/599.7097275 A4). EL COLEGIO DE LA FRONTERA SUR.

Álvarez, N. S., Gerritsen, P. R., & Llamas, J. C. G. (2015). Percepciones campesinas del Jaguar en diez localidades de la Reserva de la Biósfera Sierra de Manantlán en el Occidente de México: implicaciones para su conservación. *Sociedad y Ambiente*, 1(7), 35-54.

Alves, T. S., Alvarado, F., Arroyo-Rodríguez, V., & Santos, B. A. (2020). Landscape-scale patterns and drivers of novel mammal communities in a human-modified protected area. *Landscape Ecology*, 35, 1619-1633.

Anaya-Zamora, V., López-González, C. A., & Pineda-López, R. F. (2017). Factores asociados en el conflicto humano-carnívoro en un área natural protegida del centro de México. *Ecosistemas y recursos agropecuarios*, 4(11), 381-393.

Arias, B. B., & Astrid, M. (2011). Estructura de las comunidades de mamíferos carnívoros en un gradiente altitudinal en el estado de Oaxaca, México (Doctoral dissertation).

Arias-Del Razo, I., Hernández, L., Landré, J. W., & Velasco-Vázquez, L. (2012). The landscape of fear: habitat use by a predator (*Canis latrans*) and its main prey (*Lepus californicus* and *Sylvilagus audubonii*). *Canadian Journal of Zoology*, 90(6), 683-693.

Arroyo-Rodríguez, V., & Fahrig, L. (2014). Why is a landscape perspective important in studies of primates? *American Journal of Primatology*, 76(10), 901-909.

Arroyo-Rodríguez, V., González-Perez, I. M., Garmendia, A., Solà, M., & Estrada, A. (2013). The relative impact of forest patch and landscape attributes on black howler monkey populations in the fragmented Lacandona rainforest, Mexico. *Landscape Ecology*, 28(9), 1717-1727.

Ávila-Nájera, D. M., Chávez, C., Lazcano-Barreto, M. A., Mendoza, G. D., & Pérez-Elizalde, S. (2016). Overlap in activity patterns between big cats and their main prey in northern Quintana Roo, Mexico. *Therya*, 7(3), 439-448.

Baev, P. V. y L. D. Penev. (1995). BIODIV: program for calculating biological diversity parameters, similarity, niche overlap, and cluster analysis. Versión 5.1. Pensoft, Sofia- Moscow, 57 pp.

Baillie JEM, Hilton-Taylor C, Stuart SN (2004) IUCN Red List of Threatened Species: A Global Species Assessment. *International Union for Conservation of Nature*. Gland, Suiza.

Baillie, J. E., Griffiths, J., Turvey, S. T., Loh, J., & Collen, B. (2010). Evolution lost: status and trends of the world's vertebrates.

Begotti, R. A., dos Santos Pacífico, E., de Barros Ferraz, S. F., & Galetti, M. (2018). Landscape context of plantation forests in the conservation of tropical mammals. *Journal for nature conservation*, 41, 97-105.

Bennie, J. J., Duffy, J. P., Inger, R., & Gaston, K. J. (2014). Biogeography of time partitioning in mammals. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(38), 13727-13732.

Bezaury, J. (2010). Las selvas secas del Pacífico mexicano en el contexto mundial. *Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del Pacífico de México*, G. Ceballos, L. Martínez, A. García, E. Espinoza, JC Bezaury y R. Dirzo (eds.). Fondo de cultura económica. Comisión nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad, 21-31.

Bogoni, J. A., Cherem, J. J., Hettwer Giehl, E. L., Oliveira-Santos, L. G., de Castilho, P. V., Picinatto Filho, V., ... & Graipel, M. E. (2016). Landscape features lead to shifts in communities of medium-to large-bodied mammals in subtropical Atlantic Forest. *Journal of Mammalogy*, 97(3), 713-725.

Borgatti, S. P., Everett, M. G., & Freeman, L. C. (2002). Ucinet for Windows: Software for social network analysis. *Harvard, MA: analytic technologies*, 6, 12-15.

Botello-López, F. J. (2004). Comparación de cuatro metodologías para determinar la diversidad de carnívoros en Santa Catarina Ixtepeji, Oaxaca. Tesis Biología, Facultad de Ciencias, UNAM. México 58 pp.

Buenrostro-Silva, A., Sigüenza-Pérez, D., & García Grajales, J. (2015). Mamíferos carnívoros del parque Nacional Lagunas de Chacahua, Oaxaca, México: Riqueza, abundancia y patrones de actividad. *Revista Mexicana de Mastozoología nueva época*, 5(2), 39.

Campos, C. B. D., Esteves, C. F., Dias, D. D. M., & Rodrigues, F. H. G. (2019). Medium and large sized mammals of the Boqueirão da Onça, North of Bahia State, Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia*, 59.

Carrera-Treviño, R., Astudillo-Sánchez, C. C., Garza-Torres, H. A., Martínez-García, L., & Soria-Díaz, L. (2018). Interacciones temporales y espaciales de mesocarnívoros simpátricos en una Reserva de la Biosfera: ¿coexistencia o competencia? *Revista de Biología Tropical*, 66(3), 996-1008.

Casas, A., Torres, I., Delgado-Lemus, A., Rangel-Landa, S., Ilesley, C., Torres-Guevara, J., ... & Castillo, A. (2017). Ciencia para la sustentabilidad: investigación, educación y procesos participativos. *Revista mexicana de biodiversidad*, 88, 113-128.

Castellanos-Amador J. A. 2009. Dieta de carnívoros del municipio de San Salvador, Atoyatempan, Puebla. Tesis de Licenciatura, Escuela de Biología, BUAP. 56 pp.

Ceballos, G. (Ed.). (2014). *Mammals of Mexico*. JHU Press.

Chao, A., Gotelli, N. J., Hsieh, T. C., Sander, E. L., Ma, K. H., Colwell, R. K., & Ellison, A. M. (2014). Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological monographs*, 84(1), 45-67.

Chiarello, A. G. (1999). Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. *Biological Conservation*, 89(1), 71-82.

Clarke, K. R. (1993). Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian journal of ecology*, 18(1), 117-143.

Clarke, K. R., & Warwick, R. M. (1998). A taxonomic distinctness index and its statistical properties. *Journal of applied ecology*, 35(4), 523-531.

CONANP. 2015. La presencia de jaguar en la Reserva de la Biosfera Tehuacán-Cuicatlán. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP), Ciudad de México, México.

Colwell, R. K., Mao, C. X., & Chang, J. (2004). Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. *Ecology*, 85(10), 2717-2727.

Colwell, R. K., & Coddington, J. A. (1994). Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 345(1311), 101-118.

Cornejo, A., & Jiménez, P. (2001). Dieta del zorro andino *Pseudalopex culpaeus* (Canidae) en el matorral desértico del sur del Perú. *Revista de Ecología Latinoamericana*, 8, 01-09.

Crooks, K. R., Burdett, C. L., Theobald, D. M., Rondinini, C., & Boitani, L. (2011). Global patterns of fragmentation and connectivity of mammalian carnivore habitat. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 366(1578), 2642-2651.

Cruz-Jácome, O., López-Tello, E., Delfín-Alfonso, C. A., & 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.

Cruz-Reyes, A. (2009). Fauna feral, fauna nociva y zoonosis. *Biodiversidad del ecosistema del Pedregal de San Ángel. Sección: restauración, conservación y manejo*, 453-461.

Dalerum, F., Kunkel, K., Angerbjörn, A., & Shults, B. S. (2009). Diet of wolverines (*Gulo gulo*) in the western Brooks Range, Alaska. *Polar Research*, 28(2), 246-253.

De Angelo, C., Paviolo, A., & Di Bitetti, M. (2011). Differential impact of landscape transformation on pumas (*Puma concolor*) and jaguars (*Panthera onca*) in the Upper Paraná Atlantic Forest. *Diversity and Distributions*, 17(3), 422-436.

DigiKam. 2002. Versión 7.1.0. The DigiKam Handbook. Disponible en: <https://www.digikam.org/>

Dinerstein, E., Powell, G., Olson, D., Wikramanayake, E., Abell, R., Loucks, C., & Strand, H. (2000). A workbook for conducting biological assessments and

developing biodiversity visions for ecoregion-based conservation. *World Wildlife Fund, Washington, DC*. <http://www.worldwildlife.Org/science/pubs2.cfml>.

Dirzo, R., y Miranda, A. (1991). Altered patterns of herbivory and diversity in the forest understory: a case study of the possible consequences of contemporary defaunation. *Plant-animal interactions: evolutionary ecology in tropical and temperate regions*. Wiley, New York, 273-287.

Dotta, G. R. A. Z. I. E. L. A., & Verdade, L. M. (2009). Felids in an agricultural landscape in São Paulo, Brazil. *CATnews*, 51, 22-25.

Eguibar-Zenteno J. A. 2013. Mamíferos silvestres de la cordillera del Tentzo, Puebla. Tesis de Licenciatura. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. Escuela de Biología. 38 pp.

Elizalde-Arellano, C., López-Vidal, J. C., Hernández, L., Landré, 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 Chihuahuan Desert, Mexico. *The American Midland Naturalist*, 168(2), 247-265.

Emmons, F. H., y Fh. Fleer. (1990). Neotropical rainforest mammals: a field guide. The University of Chicago Press, 281 pp.

Escamilla, A., Sanvicente, M., Sosa, M., & Galindo-Leal, C. (2000). Habitat mosaic, wildlife availability, and hunting in the tropical forest of Calakmul, Mexico. *Conservation Biology*, 14(6), 1592-1601.

Estrada Portillo, D. S., Rosas Rosas, O. C., Parra Inzunza, F., Rodríguez, G., De Dios, J., & Tarango Arámbula, L. A. (2018). Valor de uso, importancia cultural y percepciones sobre mamíferos silvestres medianos y grandes en la Mixteca Poblana. *Acta zoológica mexicana*, 34.

Ewers, R. M., & Didham, R. K. (2006). Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological reviews*, 81(1), 117-142.

Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 34(1), 487-515.

Fahrig, L. (2017). Ecological responses to habitat fragmentation per se. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 48, 1-23.

Fahrig, L., Baudry, J., Brotons, L., Burel, F. G., Crist, T. O., Fuller, R. J., ... & Martin, J. L. (2011). Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology letters*, 14(2), 101-112.

Farías, V., Téllez, O., Botello, F., Hernández, O., Berruecos, J., Olivares, S. J., & Hernández, J. C. (2015). Primeros registros de 4 especies de felinos en el sur de Puebla, México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 86(4), 1065-1071.

Fernández, C. A. (2007). Los índices de diversidad como una herramienta para analizar la cantidad de información en una representación social. Escuela de Biología UAP. Memorias del Coloquio Latinoamericano "Historia y Estudios Sociales sobre Ciencia y Tecnología". 23 al 27 de octubre de 2007 Ciudad de Puebla.

Forman, R. T., & Godron, M. (1986). *Landscape ecology* John Wiley & Sons. New York, 4, 22-28.

Galán-Acedo, C., Arroyo-Rodríguez, V., Estrada, A., & Ramos-Fernández, G. (2018). Drivers of the spatial scale that best predict primate responses to landscape structure. *Ecography*, 41(12), 2027-2037.

Galetti, M., Giacomini, H. C., Bueno, R. S., Bernardo, C. S., Marques, R. M., Bovendorp, R. S., ... & Begotti, R. A. (2009). Priority areas for the conservation of Atlantic Forest large mammals. *Biological Conservation*, 142(6), 1229-1241.

Galindo-González, J. (2007). Efectos de la fragmentación del paisaje sobre las poblaciones de mamíferos, el caso de los murciélagos de Los Tuxtlas Veracruz. *Tópicos en sistemática, biogeografía, ecología y conservación de mamíferos*, 97-114.

Gallina Tessaro, S., & López González, C. (2011). Manual de técnicas para el estudio de la fauna. Universidad Autónoma de Querétaro e Instituto de Ecología, AC México. 390p.

Gallina, S., & Bello Gutierrez, J. (2014). Patrones de actividad del venado cola blanca en el noreste de México. *Therya*, 5(2), 423-436.

Gallo, J.P. 1997. Situación y distribución de las nutrias en México, con énfasis en *Lontra longicaudis annectens* Major, 1987. *Revista Mexicana de Mastozoología* 2:10–32.

García-Burgos, J., Gallina, S., & González-Romero, A. (2014). Relación entre la riqueza de mamíferos medianos en cafetales y la heterogeneidad espacial en el centro de Veracruz. *Acta zoológica mexicana*, 30(2), 337-356.

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

Gascon, C., Lovejoy, T. E., Bierregaard Jr, R. O., Malcolm, J. R., Stouffer, P. C., Vasconcelos, H. L., ... & Borges, S. (1999). Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological conservation*, 91(2-3), 223-229.

Gittleman, J. L., Funk, S. M., MacDonald, D. W., & Wayne, R. K. (Eds.). (2001). *Carnivore conservation* (pp. 345-400). Cambridge: Cambridge University Press.

Gómez-Cuadros B. 2012. Riqueza, abundancia y diversidad de los mamíferos terrestres de la UMA Tlalhuayan San Juan de los Ríos, Chiautla de Tapia, Puebla. Tesis de Licenciatura. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. Escuela de Biología. 71 pp.

Gómez-Ortiz, Y., Monroy-Vilchis, O., & Mendoza-Martínez, G. D. (2015). Feeding interactions in an assemblage of terrestrial carnivores in central Mexico. *Zoological Studies*, 54(1), 16.

González-Varo, J. P., Laffitte, J. M. F., Guitián, J., López-Bao, J. V., & Suárez-Esteban, A. (2015). Frugivoría y dispersión de semillas por mamíferos carnívoros: rasgos funcionales. *Ecosistemas*, 24(3), 43-50

GOOGLE. Google Earth. [En línea]. Mountain View, CA (Silicon Valley): Google Inc., 2020. <<http://earth.google.com/>>. [febrero de 2020].

Grané, A. (2015). Distancias estadísticas y escalado multidimensional (Análisis de Coordenadas Principales). *Apuntes, Departamento de Estadística. Universidad Carlos III de Madrid.*

Guerrero, S., Badii, M. H., Zalapa, S. S., & Flores, A. E. (2002). Dieta y nicho de alimentación del coyote, zorra gris, mapache y jaguarundi en un bosque tropical caducifolio de la costa sur del estado de Jalisco, México. *Acta zoológica mexicana*, (86), 119-137.

Guevara, S., Purata, S. E., & Van der Maarel, E. (1986). The role of remnant forest trees in tropical secondary succession. *Vegetatio*, 66(2), 77-84.

Guido-Lemus, D. (2012). Riqueza, abundancia y patrones de actividad de los mamíferos medianos y grandes, en diferentes condiciones de manejo en la región del Bajo Balsas, Michoacán (Doctoral dissertation, Tesis de M. en C., Facultad de Biología, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Morelia, Michoacán, México).

Haas, C. D. (2000). *Distribution, relative abundance, and roadway underpass responses of carnivores throughout the Puente-Chino Hills* (Doctoral dissertation, California State Polytechnic University, Pomona).

Hanneman, Robert A. (2005). *Introduction to Social Network Methods*. USA: University of California.

Hansen, M. C., Potapov, P. V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S. A., Tyukavina, A. & Kommareddy, A. (2013). High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science*, 342(6160), 850-853.

Hernández, C. G. E. (2008). Dieta, uso de hábitat y patrones de actividad del puma (*Puma concolor*) y el jaguar (*Panthera onca*) en la selva maya. *Revista Mexicana de Mastozoología* (Nueva Época), 12(1), 113-130.

Hernández, J. C. H., Chávez, C., & List, R. (2018). Diversidad y patrones de actividad de mamíferos medianos y grandes en la Reserva de la Biosfera La Encrucijada, Chiapas, México. *Revista de Biología Tropical*, 66(2), 634-646.

Hernández, N. J. (2004). Listado de mamíferos silvestres de Chila de las flores, Puebla (Doctoral dissertation, Tesis de Licenciatura (BUAP). México Puebla.

Hernández-SaintMartín, A. D., Rosas-Rosas, O. C., Palacio-Núñez, J., Tarango-Arámbula, L. A., Clemente-Sánchez, F., & Hoogesteijn, A. L. (2013). Activity patterns of jaguar, puma and their potential prey in San Luis Potosi, Mexico. *Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)*, 29(3), 520-533.

Hill, M. O. (1973). Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology*, 54(2), 427-432.

Iglesias Merchán, C., & Herrera Calvo, P. M. (2008). Ecología de Infraestructuras: La Experiencia de un Reto Multidisciplinar como Base para una Planificación Sostenible. *In IX Congreso Nacional del Medio Ambiente (CONAMA 9). Madrid.*

INAFED (Instituto Nacional para el Federalismo y el Desarrollo Municipal). 2019. Enciclopedia de Los Municipios y Delegaciones de México. Estado de Puebla. <http://www.inafed.gob.mx/work/enciclopedia/EMM21puebla/index.html>

INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía) 2017. Catálogos de codificación, XII Censo General de Población y Vivienda 2000. <http://www.inegi.gob.mx/difusion/espanol/fiecons.html>

INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). (2014). Guía para la interpretación de cartografía: uso del suelo y vegetación: escala 1: 250, 000: Serie V.

Isenrath, G. D., & Llano, C. (2020). Representaciones sociales de la conservación de la fauna argentina. *Interciencia*, 45(7), 309-315.

Jaramillo, V., García-Oliva, F. E. L. I. P. E., & Martínez-Yrizar, A. (2010). La selva seca y las perturbaciones antrópicas en un contexto funcional. *Diversidad*,

amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del Pacífico de México, 235-250.

Jiménez-Valverde, A., & Hortal, J. (2003). Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Revista Ibérica de Aracnología*, 8, 151-161.

Johnson, W. E., Eizirik, E., Pecon-Slattery, J., Murphy, W. J., Antunes, A., Teeling, E., & O'Brien, S. J. (2006). The late Miocene radiation of modern Felidae: a genetic assessment. *Science*, 311(5757), 73-77.

Kanagaraj, R., Wiegand, T., Kramer-Schadt, S., & Goyal, S. P. (2013). Using individual-based movement models to assess inter-patch connectivity for large carnivores in fragmented landscapes. *Biological conservation*, 167, 298-309.

Karanth, K. U., Chundawat, R. S., Nichols, J. D. y Kumar, N. S. (2004). Estimation of tiger densities in the tropical dry forests of Panna, Central India, using photographic capture–recapture sampling. In *Animal Conservation forum* (Vol. 7, No. 3, pp. 285-290). *Cambridge University Press*.

Kindt, R., & Coe, R. (2005). *Tree diversity analysis: a manual and software for common statistical methods for ecological and biodiversity studies*. World Agroforestry Centre.

Kupfer, J. A., Malanson, G. P., & Franklin, S. B. (2006). Not seeing the ocean for the islands: the mediating influence of matrix-based processes on forest fragmentation effects. *Global ecology and biogeography*, 15(1), 8-20.

Lavariega, M. C., Masés-García, C. A., López, A., Santiago, R., Morales, E., Martínez-Ramírez, E., & Cruz-Arenas, E. (2017). Registros notables de *Panthera onca* y *Taxidea taxus* (Carnivora: Mammalia) en Oaxaca, México. *Mammalogy Notes*, 4(1), 18-21.

Lira-Torres, I., & Briones-Salas, M. (2011). Impacto de la ganadería extensiva y cacería de subsistencia sobre la abundancia relativa de mamíferos en la Selva Zoque, Oaxaca, México. *Therya*, 2(3), 217-244.

López-Téllez M. C., M. E. Hernández Moreno, D. Jiménez Ramos, A. Fernández Crispín y G. Yanes Gómez. (2007). Diagnostico socioeconómico de las unidades de manejo y aprovechamiento de la vida silvestre en el Estado de Puebla, México. III Congreso Iberoamericano sobre Desarrollo y Ambiente (CISDA), Universidad Nacional de Costa Rica.

Maffei L., A.J. Noss, E. Cuellar y D. I. Rumiz. (2005). Ocelot (*Felis pardalis*) population densities, activity and ranging behaviour in the dry forest of eastern Bolivia: data from camera trapping. *Journal of Tropical Ecology* 21:349–353.

Magurran, A. E. (1988). *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press.

Magurran, A. E. (2004). *Measuring Biological Diversity.*, (Blackwell: Malden, MA.).

Mandujano, S. y L.A. Pérez-Solano. (Eds.). 2019. Fototrampeo en R: organización y análisis de datos. Volumen I. Instituto de Ecología A.C., Xalapa, Ver., México. 248 pp.

Mesa-Zavala, E., Álvarez-Cárdenas, S., Gallina-Tessaro, P., Troyo-Diéguez, E., & Guerrero-Cárdenas, I. (2012). Vertebrados terrestres registrados mediante foto-trampeo en arroyos estacionales y cañadas con agua superficial en un hábitat semiárido de Baja California Sur, México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 83(1), 235-245.

Monroy-Vilchis, O., Zarco-González, M. M., Rodríguez-Soto, C., Soria-Díaz, L., & Urios, V. (2011). Fototrampeo de mamíferos en la Sierra Nanchititla, México: abundancia relativa y patrón de actividad. *Revista de Biología Tropical*, 59(1), 373-383.

Moreno, C. E. (2001). Manual de métodos para medir la biodiversidad. *Textos universitarios*, (Sirsi) i9789688345436).

Moreno, C. E., Barragán, F., Pineda, E., & Pavón, N. P. (2011). Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista mexicana de biodiversidad*, 82(4), 1249-1261.

Moreno, C. E., & Halffter, G. (2000). Assessing the completeness of bat biodiversity inventories using species accumulation curves. *Journal of Applied ecology*, 37(1), 149-158.

Moreno-Calles, A. I., Toledo, V. M., & Casas, A. (2013). Los sistemas agroforestales tradicionales de México: una aproximación biocultural. *Botanical Sciences*, 91(4), 375-398.

Morrone, J. J. (2005). Hacia una síntesis biogeográfica de México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 76(2), 207-252.

Mosquera-Muñoz, D. M., Corredor, G., Cardona, P., & Armbrecht, I. (2014). Fototrampeo de aves caminadoras y mamíferos asociados en el piedemonte de Farallones de Cali. *Boletín Científico Centro de Museos Museo de Historia Natural Universidad de Caldas*, 18(2), 144-156.

Oksanen, J., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'hara, R. B., ... & Oksanen, M. J. (2013). Package 'vegan'. *Community ecology package, version*, 2(9), 1-295.

Peña-Mondragón, J. L., & Castillo, A. (2013). Depredación de ganado por jaguar y otros carnívoros en el noreste de México. *Therya*, 4(3), 431-446.

Pérez-Irineo, G., & Santos-Moreno, A. (2010). Diversidad de una comunidad de mamíferos carnívoros en una selva mediana del noreste de Oaxaca, México. *Acta zoológica mexicana*, 26(3), 721-736.

Pérez-Irineo, G., & Santos-Moreno, A. (2013). Riqueza de especies y gremios tróficos de mamíferos carnívoros en una selva alta del sureste de México. *Therya*, 4(3), 551-564.

Pérez-Solano, L. A., González, M., López-Tello, E., & Mandujano, S. (2018). Medium and large mammals associated with the tropical dry forest of central Mexico. *Revista de Biología Tropical*, 66(3), 1232-1243.

Prevosti, F., Soibelzon, L. H., Patterson, B. D., & Costa, L. P. (2012). Evolution of the South American carnivores (Mammalia, Carnivora): a paleontological perspective. *Bones, clones, and biomes: an*, 102-122.

QGIS Development Team, 2017. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial. Version 2.18. Foundation Project. <https://qgis.org>.

R Core Team. 2019. R: A Language and Environment for Statistical Computing. Version 3.6.1. R Foundation for Statistical Computing, Austria.

Ramirez-Carmona, G. (2019). Comparación de métodos para determinar la diversidad y uso de mamíferos carnívoros en tres UMAs de la Mixteca Poblana. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Biológicas. BUAP, Puebla. 115 pp.

Ramírez-Pulido, J., González-Ruiz, N., Gardner, A. L., & Arroyo-Cabrales, J. (2014). List of recent land mammals of Mexico, 2014.

Restrepo, C., Gómez, N. y Heredia, S. (1999). Anthropogenic Edges, Treefall Gaps, and Fruit-Frugivore Interactions in a Neotropical Montane Forest. *Ecology*, 80: 668-685.

Rodríguez-Calderón, Y. G., Contreras-Moreno, F. M., Segura-Bertolini, E. C., Bautista-Ramírez, P., & Jesús-Espinosa, D. (2018). ANÁLISIS DEL CONFLICTO ENTRE LA FAUNA SILVESTRE Y PRODUCTORES RURALES EN DOS COMUNIDADES DE BALANCÁN, TABASCO, MÉXICO. *Agroproductividad*, 11(6).

Roldán-Velasco M. S. 2005. Riqueza, abundancia relativa y distribución de mamíferos carnívoros del Municipio de Jolalpan, Puebla. Tesis de Licenciatura. Escuela de Biología. BUAP, Puebla. 66 pp.

Romero-Ramírez L. 2008. Determinación de la dieta del zorro gris (*Urocyon cinereoargenteus*) y el cacomixtle (*Bassariscus astutus*) de Huehuetlán El Grande

Puebla. Tesis de Licenciatura. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. Escuela de Biología. 51 pp.

Rumiz, D. I. (2010). Roles ecológicos de los mamíferos medianos y grandes. *Distribución, ecología y conservación de los mamíferos medianos y grandes de Bolivia*, 2, 53-73.

Rosete Vergés, F. A., Pérez Damián, J. L., & Bocco, G. (2008). Cambio de uso del suelo y vegetación en la Península de Baja California, México. *Investigaciones geográficas*, (67), 39-58.

Sala, O. E., Meyerson, L. A., & Parmesan, C. (2009). Changes in biodiversity and their consequences for human health. *Biodiversity Change and Human Health: From Ecosystem Services to Spread of Disease*. Island Press, Washington, DC, 1-7.

San-José, M., Arroyo-Rodríguez, V., & Sánchez-Cordero, V. (2014). Association between small rodents and forest patch and landscape structure in the fragmented Lacandona rainforest, Mexico. *Tropical Conservation Science*, 7(3), 403-422.

Santizo López, L. (2019). Efecto de la composición y configuración espacial del paisaje sobre la diversidad de mamíferos de la selva el Ocote, Chiapas, México (Master's thesis, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas).

Saunders, D. A., Hobbs, R. J., & Margules, C. R. (1991). Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation biology*, 5(1), 18-32.

SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental especies nativas de México de flora y fauna silvestres, categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio. Lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación. Diciembre de 2010.

Serrano, R. S. (2004). La observación participante como escenario y configuración de la diversidad de significados de observar, escuchar y comprender sobre la tradición cualitativa en la investigación social, México, FLACSO, El Colegio de México, Miguel Ángel Porrúa, 97-131.

Shannon, C. E. (1948). A mathematical theory of communication. *The Bell system technical journal*, 27(3), 379-423.

Silver S.C., E.T.L. Ostro, L.K. Marsh, L. Maffei, A.J. Noss, M. J. Kelly, R.B. Wallace, H. Gómez y G. Ayala. (2004). The use of camera traps for estimating jaguar *Panthera onca* abundance and density using capture/ recapture analysis. *Onyx* 38:148–154.

Simpson, E. H. (1949). Measurement of diversity. *nature*, 163(4148), 688-688.

Smith, A. C., Fahrig, L., & Francis, C. M. (2011). Landscape size affects the relative importance of habitat amount, habitat fragmentation, and matrix quality on forest birds. *Ecography*, 34(1), 103-113.

Soberón M, J., & Llorente B, J. (1993). The use of species accumulation functions for the prediction of species richness. *Conservation biology*, 7(3), 480-488.

Tapella, E. (2007). El mapeo de actores claves. Documento de trabajo del proyecto “*Efectos de la biodiversidad funcional sobre procesos ecosistémicos, servicios ecosistémicos y sustentabilidad en las Américas: un abordaje interdisciplinario*”. Universidad Nacional de Córdoba, Inter-American Institute for Global Change Research (IAI).

Terborgh, J. (1974). Preservation of natural diversity: the problem of extinction prone species. *BioScience*, 24(12), 715-722.

Toledo, V. M. (2002). Ethnoecology: A conceptual framework for the study of indigenous knowledge of nature. In *Ethnobiology and biocultural diversity: Proceedings of the 7th International Congress of Ethnobiology, Athens, Georgia*,

USA, October 2000 (pp. 511-522). International Society of Ethnobiology, c/o University of Georgia Press.

Trucíos-Caciano, R., Estrada-Ávalos, J., Cerano-Paredes, J., & Rivera-González, M. (2011). Interpretación del cambio en vegetación y uso de suelo. *Terra Latinoamericana*, 29(4), 359-367.

Turner, M. G. (1989). Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annual review of ecology and systematics*, 20(1), 171-197.

Urquiza-Haas, T., Peres, C. A., & Dolman, P. M. (2009). Regional scale effects of human density and forest disturbance on large-bodied vertebrates throughout the Yucatán Peninsula, Mexico. *Biological Conservation*, 142(1), 134-148.

Van Valkenburgh, B. (1989). Carnivore dental adaptations and diet: a study of trophic diversity within guilds. In *Carnivore behavior, ecology, and evolution* (pp. 410-436). Springer, Boston, MA.

Verdade, L. M., Gheler-Costa, C., & Lyra-Jorge, M. C. (2016). 1. The Multiple Facets of Agricultural Landscapes. In *Biodiversity in Agricultural Landscapes of Southeastern Brazil* (pp. 2-13). De Gruyter Open Poland.

Villalobos Escalante, A., Buenrostro-Silva, A., & Sánchez-de la Vega, G. (2014). Gray fox (*Urocyon cinereoargenteus*) diet and their contribution to seed dispersal on the coast of Oaxaca, Mexico. *Therya*, 5(1), 355-363.

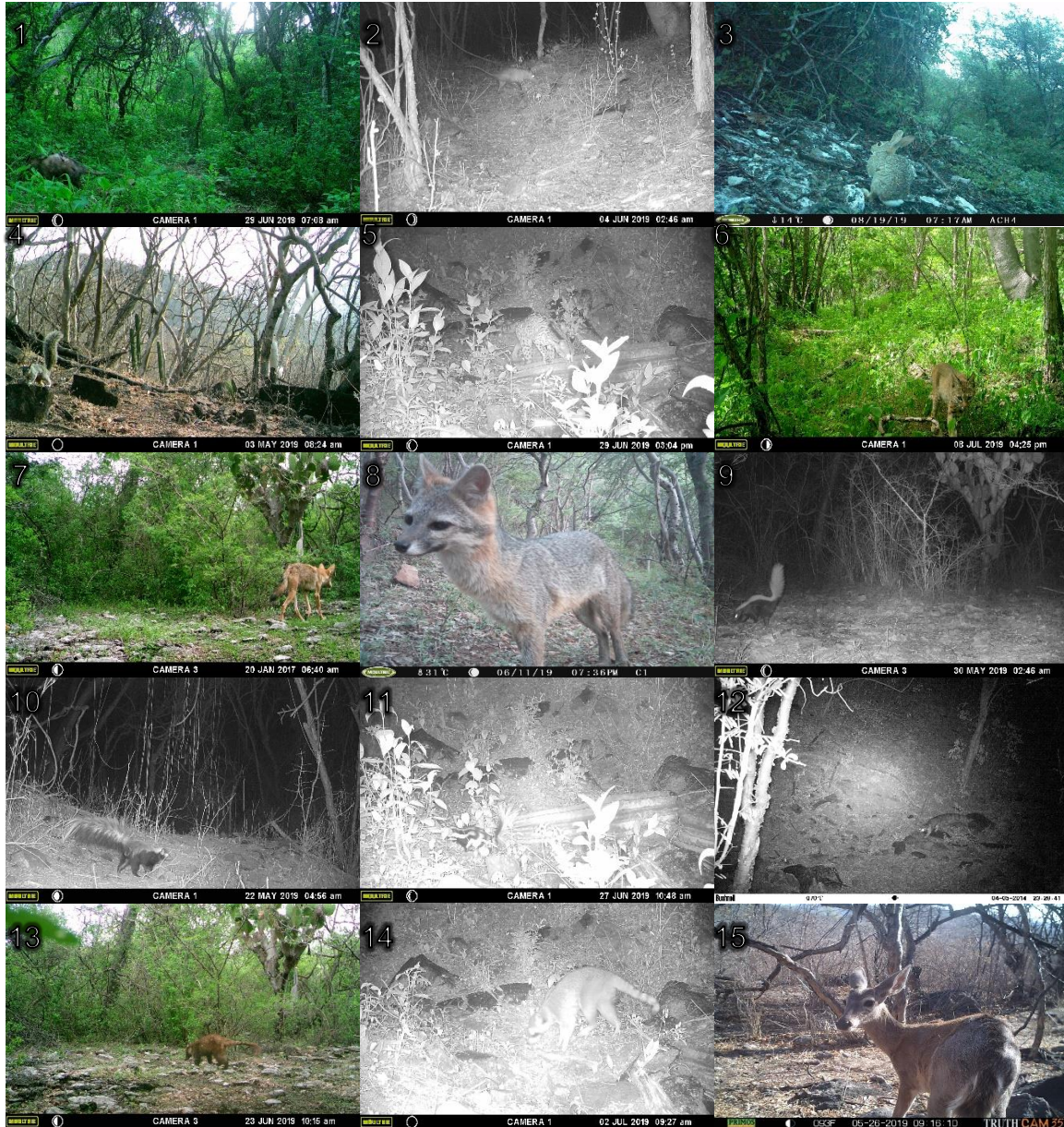
Wilson, D. E., & Mittermeier, R. A. (2009). *Handbook of the Mammals of the World* (No. C/599.012 H3).

Wilson, E. O., & MacArthur, R. H. (1967). *The theory of island biogeography*. Princeton University Press.

Zedan, H. (2004). 2004 IUCN red list of threatened species: a global species assessment. IUCN.

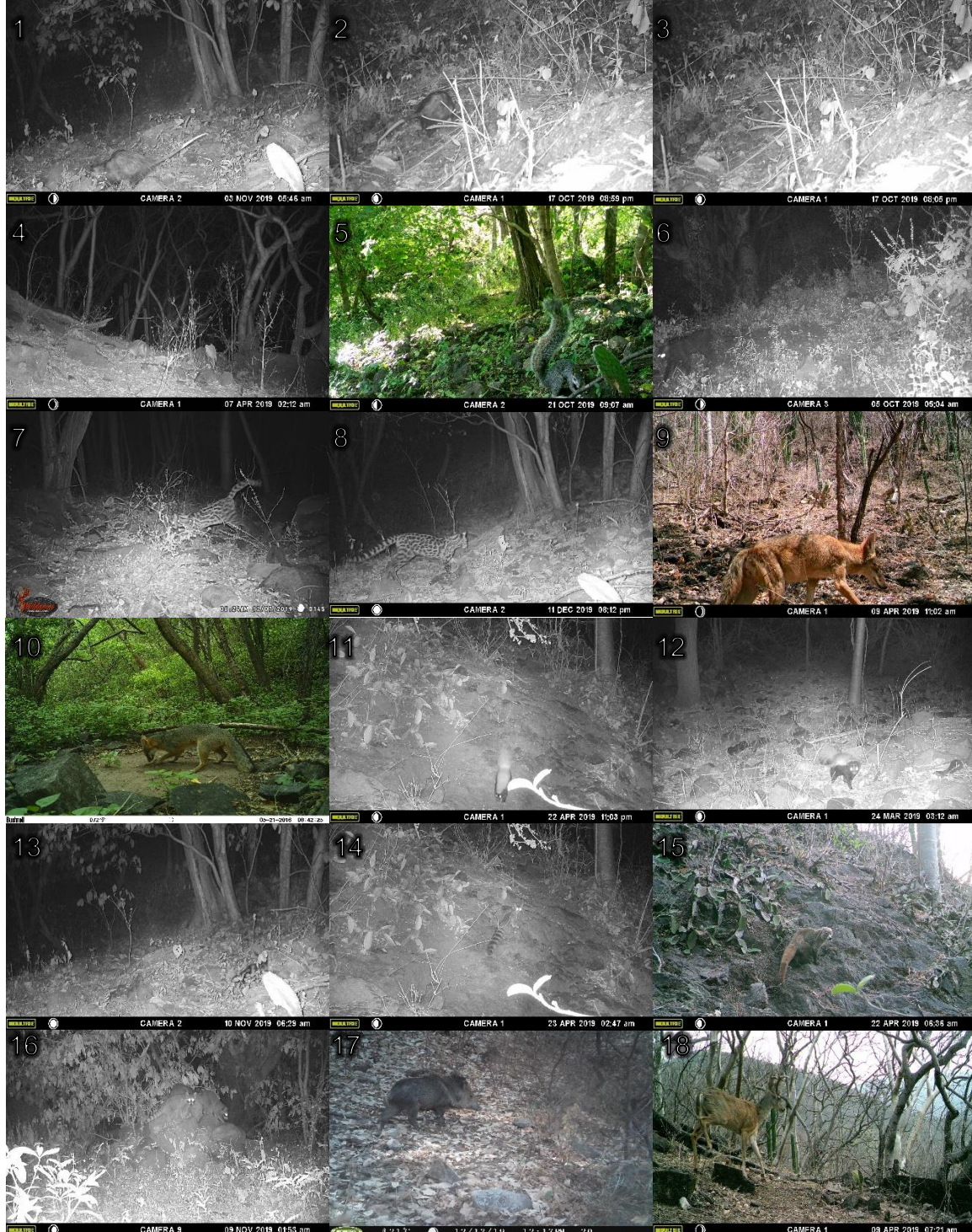
XII. ANEXOS

ANEXO 1. REGISTRO FOTOGRÁFICO DE LAS ESPECIES EN LA LOCALIDAD DE SAN MATEO MIMIAPAN



1) *Didelphis virginiana*, 2) *Didelphis marsupialis*, 3) *Sylvilagus cunicularius*, 4) *Sciurus aureogaster*, 5) *Leopardus pardalis*, 6) *Lynx rufus*, 7) *Canis latrans*, 8) *Urocyon cinereoargenteus*, 9) *Conepatus leuconotus*, 10) *Mephitis macroura*, 11) *Spilogale angustifrons*, 12) *Bassariscus astutus*, 13) *Nasua narica*, 14) *Procyon lotor*, 15) *Odocoileus virginianus*

ANEXO 2. REGISTRO FOTOGRÁFICO DE LAS ESPECIES EN LA LOCALIDAD DE RANCHO EL SALADO



1) *Didelphis virginiana*, 2) *Didelphis marsupialis*, 3) *Tlacuatzin canescens*, 4) *Dasyopus novemcinctus*, 5) *Sciurus aureogaster*, 6) *Puma yagouaroundi*, 7) *Leopardus pardalis*, 8) *Leopardus wiedii*, 9) *Canis latrans*, 10) *Urocyon cinereoargenteus*, 11) *Conepatus leuconotus*, 12) *Mephitis macroura*, 13) *Spilogale angustifrons*, 14) *Bassariscus astutus*, 15) *Nasua narica*, 17) *Procyon lotor*, 17) *Pecari tajacu*, 18) *Odocoileus virginianus*

ANEXO 3. REGISTRO FOTOGRÁFICO DE LAS ESPECIES DOMESTICADAS REGISTRADAS



ANEXO 4. ENCUESTA SOBRE LAS ACTIVIDADES AGROPASTORILES Y LA PROBLEMÁTICA CON LOS MAMÍFEROS MEDIANOS Y GRANDES

**Benemérita Universidad Autónoma de Puebla
Facultad de Ciencias Biológicas**

Encuesta sobre actividades agropecuarias y fauna silvestre

La siguiente encuesta tiene la finalidad describir las actividades agropecuarias y evaluar la problemática que se encuentra entre estas actividades con los mamíferos carnívoros, la cual servirá para reconocer, analizar el conocimiento, los daños y la problemática presentes con los pobladores, sobre su percepción de la depredación a su ganado y cultivos, sobre la interacción del grupo dentro de las actividades agropastoriles, y que pueda aportar información referente al tema.

1. Datos personales

Nombre: _____ Localidad: _____
Género H () M () Edad: _____ Fecha: _____ Es originario _____ ¿Desde cuándo cultiva?: _____

2. Características del sitio

¿Cuántas hectáreas tienen su terreno? _____ Del total de hectáreas ¿cuántas son cultivos? _____ ¿cuántas utiliza para ganadería? _____ ¿cuántas son de monte? _____

Las tierras, ¿han tenido cambios en el tiempo y a qué le atribuye ese cambio?

3. Características de las actividades

¿Qué animales domésticos y cultivos tiene?

	N. de animales		Tipos de cultivo		

4. Percepción y acciones hacia los depredadores

¿Usted ha sufrido daños por fauna silvestre en los últimos años? Si () No ()

ANEXO 5. CONSTANCIA DE PARTICIPACIÓN EN EL IV CONGRESO COLOMBIANO DE MASTOZOLOGÍA

