



Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo

INSTITUTO DE CIENCIAS BÁSICAS E INGENIERÍA

**MAESTRÍA EN CIENCIAS EN BIODIVERSIDAD Y
CONSERVACIÓN**

Tesis

**"Diversidad de roedores y su carga ectoparásitaria en bosques templados con
dos niveles de perturbación en la Sierra Madre del Sur"**

Para obtener el grado en

Maestro en Ciencias en Biodiversidad y Conservación

PRESENTA

Biólogo Eduardo Yesua Barrera Nava

Director

Dr. Gerardo Sánchez Rojas

Comité

Dra. Claudia E. Moreno Ortega

Dr. Ricardo Paredes León

Dr. Uri Omar García Vázquez

Mineral de la Reforma, Hidalgo, México, octubre 2024

Mineral de la Reforma, Hgo., a 16 de octubre de 2024

Número de control: ICBI-AAB/654/2024

Asunto: Autorización de impresión.

**MTRA.OJUKY DEL ROCIO ISLAS MALDONADO
DIRECTORA DE ADMINISTRACIÓN ESCOLAR DE LA UAEH**

El Comité Tutorial del nombre del producto que indique el documento curricular del programa educativo de posgrado titulado **“Diversidad de roedores y su carga ectoparásitaria en bosques templados con dos niveles de perturbación en la Sierra Madre del Sur”**, realizado por el sustentante **Eduardo Yesua Barrera Nava** con número de cuenta **472539** perteneciente al programa de **MAESTRÍA EN CIENCIAS EN BIODIVERSIDAD Y CONSERVACIÓN**, una vez que ha revisado, analizado y evaluado el documento recepcional de acuerdo a lo estipulado en el Artículo 110 del Reglamento de Estudios de Posgrado, tiene a bien extender la presente:

AUTORIZACIÓN DE IMPRESIÓN

Por lo que el sustentante deberá cumplir los requisitos del Reglamento de Estudios de Posgrado y con lo establecido en el proceso de grado vigente.

Atentamente
“Amor, Orden y Progreso”

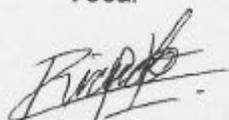
El Comité Tutorial



Dr. Gerardo Sánchez Rojas
Vocal




Dra. Claudia Elizabeth Moreno Ortega
Presidente



Dr. Ricardo Paredes León
Secretario



Dr. Uri Omar García Vázquez
Suplente

LFRP/CIAF

Ciudad del Conocimiento, Carretera Pachuca-Tulancingo Km. 4.5 Colonia Carboneras, Mineral de la Reforma, Hidalgo, México. C.P. 42184
Teléfono: 52 (771) 71 720 00 Ext. 40063, 40064 y 40065
aab_icbi@uaeh.edu.mx, maritzal@uaeh.edu.mx

Dedicatoria

Este trabajo es completamente tuyo catita, espero que las estrellas no tengan envidia de la luz que llevo a vivir junto a ellas, esta es mi forma de agradecerte por toda mi vida.

Agradecimientos

Al Posgrado en Ciencias en Biodiversidad y Conservación por brindarme la oportunidad de desarrollar la investigación en su programa de estudio.

Al Consejo Nacional de Humanidades Ciencias y Tecnologías por la beca número **815194** otorgada para la realización de este proyecto.

Al Dr. Gerardo Sánchez Rojas, gracias por guiarme y recibirme en el laboratorio, su apoyo y asesoría fueron piezas fundamentales para que este proyecto llegara a buen fin, usted ha sido consejero académico y de vida y le estaré agradecido siempre.

A la Dra. Claudia E. Moreno Ortega, sus clases, sus consejos y todo el apoyo que recibí de usted fueron claves para que el trabajo llegara a donde no lo hubiera imaginado al empezar esta travesía, siempre estuvo dispuesta a resolver cualquier duda por más mínima que fuera, por todo eso y más, infinitas gracias.

Al Dr. Ricardo Paredes León, Rick; me has contagiado esa pasión de vida que tienes por los ectoparásitos, gracias por orientarme y tener esa disponibilidad de transmitir todo lo posible de este mundo maravilloso, todas las pláticas tanto en campo, como en laboratorio me enseñaron demasiado.

Al Dr. Uri Omar García Vázquez, gracias por aceptar ser parte de este proyecto y recibirme en el laboratorio, la paciencia que tuviste para orientarme en la escritura de este trabajo y en las técnicas de laboratorio me han ayudado muchísimo.

A *Wild Felids Conservation A.C.*, en especial al Dr. Fernando Ruiz Gutiérrez por recibirme y apoyar este proyecto, sin tu colaboración esta tesis no hubiera sido posible.

A la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), por el financiamiento de este trabajo mediante el proyecto “Sitios Permanentes de Calibración y Monitoreo de la Biodiversidad” (SiPeCaM).

A la Colección Nacional de Ácaros (CNAC), por los reactivos, insumos y el material para la identificación de los ectoparásitos, en especial a la M. en C. Griselda Montiel Parra, por toda la paciencia y ayuda para el montaje e identificación de las pulgas.

A la M. en C. Berenit Mendoza Garfias por apoyarme en la toma de las fotografías de los ectoparásitos.

A mi compañera de vida Beida Odalis, mi Xanoc, has sido un ancla en toda esta locura y un faro en este camino, sin tu apoyo, cariño y guía aún estaría perdido. Las salidas a campo fueron especiales y divertidas gracias a que tu estabas ahí, Te amo.

A mi familia, mamá, papá, ustedes fueron los primeros en formarme, he llegado hasta aquí gracias a ustedes, si pudiera elegir a mis padres, los elegiría sin dudarlo todas las veces. A mis hermanos, cada uno de los momentos que tengo con ustedes los tengo bien guardaditos en el corazón y me acompañan, aunque estemos lejos, gracias por darme a esos 3 sobrinos que son la alegría que me acompaña a todos lados. Shejo tío, no me alcanzan las palabras para agradecerte todo lo que me has apoyado, no estaría aquí sin ti, has sido un segundo padre para mí, cada día de mi vida te estaré agradecido por todo. Jr, aunque estes lejos siempre estás presente en todo. Abuelita cata, cuídanos desde allá arriba. A todos ustedes los amo.

A toda mi familia Ruiz Gutiérrez, la palabra gracias no alcanza a expresar todo lo que siento por ustedes, me han recibido como uno más de la familia desde el primer día y aunque las pruebas de bienvenida son algo duras, espero poder regresarles un poquito de todo lo que han hecho por mí, siento a la costa como mi segunda casa y eso es por el amor que me han expresado.

A mis amigos, familia y compañeros de generación de este viaje, Cynthia, Marisol, Jesús, todos los momentos que compartimos son especiales, fueron mi salvavida tantas veces que ahora les debo la vida.

A mis amigos de laboratorio, Luis, Dr. Dante, Dr. Fer, Paty, Rafita, Oli, Alan, fueron la compañía perfecta, con ustedes estos dos años pasaron en un parpadeo, gracias por todos los consejos y regalarme su amistad.

A mis amigos Damaris, Osmar, Luis, Aris, Diego, Gaby, gracias por el apoyo en todo momento y a los ejidatarios y guías que se convirtieron en científicos comunitarios, gracias siempre, sin todos ustedes nada de esto sería posible.

Contenido

I.	Introducción	1
II.	Antecedentes	4
III.	Justificación	6
IV.	Hipótesis	6
V.	Objetivos	7
VI.	Métodos	7
	Área de estudio	7
	Caracterización de la zona de estudio.....	7
	Diseño general del muestreo	9
	Evaluación rápida de la integridad del ecosistema	10
	Monitoreo e identificación de ratones	11
	Muestra e identificación de ectoparásitos	12
	Análisis de datos	13
VII.	Resultados	15
	Ubicación e identidad de los sitios	15
	Complejidad del muestreo	15
	Monitoreo de roedores	16
	Especies infestadas	19
	Riqueza de ectoparásitos y carga parasitaria	21
	Diferencia entre condiciones de manejo	24
	Diversidad de roedores	26
	Diversidad de ectoparásitos	27
	Comparación de la composición de especies entre sitios	28
VIII.	Discusión	30
	Diversidad de roedores	30
	Diversidad de ectoparásitos	32
IX.	Conclusiones	37
X.	Literatura citada	38
XI.	Anexos	52

Resumen

La dinámica de las comunidades de roedores y sus ectoparásitos asociados es modificada por cambios en la estructura de la vegetación, lo que conlleva una pérdida de los elementos de la biodiversidad que altera los procesos ecosistémicos como el efecto de dilución. En ambientes degradados se espera encontrar una mayor abundancia de roedores y por lo tanto de sus ectoparásitos asociados con respecto a sitios íntegros; Se analiza y compara la diversidad y composición de las comunidades de ratones y su carga ectoparasitaria en dos localidades con dos grados de perturbación (íntegro y degradado). El estudio se realizó en bosques templados en la Sierra Madre del Sur, Guerrero, se utilizó la metodología del proyecto SiPeCam de la CONABIO. Se analizaron 20 sitios de muestreos, que corresponden a diez sitios íntegros y diez degradados, se identificaron 12 especies de roedores agrupados en nueve géneros. Se recolectaron 327 ejemplares con una prevalencia de ectoparásitos del 41%, los sitios íntegros presentaron una mayor prevalencia con respecto a los sitios degradados (48% y 32% respectivamente), así como una mayor abundancia (176 íntegro, 151 degradado). Mientras que para los ectoparásitos se registraron 17 especies, clasificadas en siete órdenes, las abundancias fueron mayores en los sitios íntegros (450) comparados con los degradados (393). No se obtuvieron diferencias significativas en la composición de especies entre los sitios íntegros y degradados, ni para la diversidad, abundancia y las especies de ratones infestadas, sin embargo, para los ectoparasitos si se registró una mayor diversidad en los sitios íntegros. Existe la probabilidad de que la perturbación en la zona de estudio aún no sea suficiente para observar los efectos del impacto antropogénico sobre las comunidades de ratones y sus ectoparásitos, ya que la matriz general tiene características que permiten un amortiguamiento de los efectos de la perturbación, como la conectividad entre sitios y la presencia de depredadores.

Abstract

The dynamics of rodent communities and their associated ectoparasites are modified by alterations in the structure of vegetation, which leads to a loss of biodiversity elements, altering ecosystem processes such as the dilution effect. In degraded environments, a greater abundance of rodents and, therefore, of their associated ectoparasites is expected to be found concerning intact sites; the diversity and composition of mouse communities and their ectoparasite load are analyzed and compared in two locations with two degrees of disturbance (intact and degraded). The study was carried out in temperate forests in the Sierra Madre del Sur, Guerrero, using the methodology of the CONABIO SiPeCam project. Twenty sampling sites were analyzed, corresponding to ten intact sites and ten degraded sites, and 12 rodent species grouped into nine genera were identified. A total of 327 specimens were collected, and the prevalence of ectoparasites was 41%. The intact sites showed a higher prevalence than the degraded sites (48% and 32%, respectively) and a higher abundance (176 intact, 151 degraded). While 17 species were recorded for ectoparasites, classified in seven orders, the abundances were higher in the intact sites (450) than in the degraded ones (393). No significant differences were found in the species composition between the intact and degraded sites, nor were any differences in the diversity, abundance, and mice-infested species. However, for ectoparasites, a higher diversity was recorded in the intact sites. There is a likelihood that disturbance in the study area is not yet sufficient to observe the effects of anthropogenic impact on mouse communities and their ectoparasites since the overall matrix has characteristics that allow buffering of the effects of disturbance, such as connectivity between sites and the presence of predators.

I. Introducción

A nivel global la transformación de nuestro ambiente se encuentra relacionada directa o indirectamente con la expansión de las poblaciones humanas y sus actividades (Bradshaw et al., 2021). El crecimiento de las poblaciones y la necesidad de un alto consumo de los recursos naturales trae consigo afectaciones directas en la estructura de la vegetación, el clima, lo que lleva a una pérdida de elementos de la biodiversidad como las especies que la conforman, su estructura, su diversidad funcional o incluso la diversidad de sus relaciones filogenéticas (Dirzo et al., 2019; Lavery et al., 2020; Ripple et al., 2021; Martin-Regalado et al., 2022).

Las causas de la pérdida de biodiversidad producen cambios abruptos o graduales, y esto tiene implicaciones importantes en las respuestas ecológicas de las especies, esto es muy evidente en la fragmentación de hábitats, el cambio climático, la contaminación, el cambio de uso de suelo, etc., que son cambios que tienen un origen antropogénico (Newbold et al., 2015). Cualquier alteración tienen implicaciones en la composición estructura y el funcionamiento de los ecosistemas y los servicios que provee directa o indirectamente la biodiversidad, un caso que viene estudiándose recientemente es *el efecto de dilución*, el cual postula “*que a mayor biodiversidad (tanto en número de especies como cantidad de individuos) es posible una reducción en el riesgo de infecciones de diferentes enfermedades conocidas*” (Halliday et al., 2020).

Norman et al. (1999) utilizan el término efecto de dilución, para referirse a la posibilidad de que los aumentos en la diversidad de hospederos sea una medida de control de especies patógenas. Por ejemplo, usaron el virus de la enfermedad de *Louping* cuyo vector son las garrapatas, para modelar el sistema de infección con un huésped competente como reservorio (el urogallo rojo, *Lagopus lagopus scoticus*) y un huésped incompetente como reservorio (liebre de montaña, *Lepus timidus*). El modelo muestra que a medida que la proporción de reservorios incompetentes a competentes aumentó desde un nivel bajo, el huésped incompetente recibió más picaduras de garrapatas, lo que redujo la transmisión del virus hasta que este se eliminó del sistema.

Un cambio importante en la estructura y el estado de conservación de los bosques, se presenta en las diferencias en la abundancia y composición de las comunidades de animales, donde tienen múltiples efectos (Wilson et al., 2020). Un caso extremo se presenta en el fenómeno de la defaunación de los animales de mayor tamaño que desaparecen localmente y que tiene como consecuencia el incremento poblacional de especies de menor tamaño, como artrópodos y roedores (Dirzo et al., 2014; Uhm et al., 2017; Pires y Galletti, 2023).

Esta modificación en la abundancia de los hospederos presenta cambios ya que, en las comunidades donde existe una mayor riqueza taxonómica y funcional de hospederos, los ectoparásitos se diluyen entre los diferentes hospederos, lo cual, regula el crecimiento de las poblaciones de estos artrópodos. Pero, al existir un empobrecimiento de los hospederos, los ectoparásitos se concentran en las especies presentes que, en muchos casos son roedores, debido a que estos resultan beneficiados por los cambios en las estructuras de las comunidades, lo que provoca un cambio en la prevalencia de las poblaciones de ectoparásitos (Schmidt y Ostfeld, 2001).

Estas alteraciones en la abundancia de las especies cambian la dinámica ecosistémica, que no es tomada en cuenta en las acciones de conservación y salud pública, ya que la premisa nos dice que mientras se mantiene una dinámica con comunidades diversas, se logra un efecto que controla algunas enfermedades parasitarias (Young et al., 2013; Bogoni et al., 2020; Gibb et al., 2020). Por el contrario, en algunos casos, donde se combina la fragmentación con la pérdida de biodiversidad, ocurre un incremento en las enfermedades zoonóticas y se aumenta la probabilidad de contagiar a las poblaciones humanas. Esto debido a que, las especies de menor tamaño como los roedores tienen una mayor posibilidad de interactuar con los seres humanos, lo cual provoca un menor efecto de dilución de las enfermedades (Civitello et al., 2015; Uhm et al., 2017).

Los roedores son el grupo de mamíferos que tiene la mayor cantidad y diversidad de ectoparásitos, y en los ambientes antropizados existe una mayor posibilidad de que interactúen con los humanos (Gibb et al., 2022; Lareschhi, 1997; Schmidt y Ostfeld, 2001; Friggens y Beier, 2010; Moree, 2012; Young et al., 2013, 2015; Milholland, 2018; Veitch et al., 2020; Veitch, 2020). A continuación, se detalla de manera general los diferentes grupos de ectoparásitos que pueden ser encontrados sobre los roedores; Escarabajos, el orden coleóptera se divide en cuatro subórdenes, Archostemata, Adephaga, Myxophaga y

Polyphaga, en el cual, se agrupan seis familias (Meloidae, Oedemeridae, Tenebrionidae, Dermestidae, Scarabaeidae y Staphylinidae) que tienen algún tipo de interacción simbiótica o de ectoparasitismo con algunas especies de mamíferos (Krynsky, 2019; Crowson, 1981; Arnett y Thomas, 2001). Dentro de la familia Staphylinidae se encuentra el género *Amblyopinus*, este el más ampliamente distribuido, contiene 34 especies y por lo general, los adultos se encuentran en el pelaje de roedores cricétidos y peromiscinos (Ashe y Timm, 1995).

Los piojos (Phthiraptera), son ectoparásitos asociados a mamíferos euterios y tienen una amplia distribución (Contreras-Ochoa et al., 2023). Desde su diversificación como ectoparásitos hace más de 60 millones de años (Dalglish et al., 2006), han desarrollado una serie de adaptaciones morfológicas en respuesta a los atributos específicos de sus diferentes hospederos (Durden, 2019). Cuentan con aproximadamente 5,000 especies descritas y se dividen en dos grandes grupos, piojos masticadores o mordedores (*Amblycera*, *Ischnocera* y *Rhynchophthirina*) y piojos chupadores (*Anoplura*) (Durden, 2019).

Otro de los grupos que se encuentran mayormente como ectoparásitos en los roedores son las pulgas (*Siphonaptera*), las cuales son un grupo monofilético que divergió hace aproximadamente 120 millones de años en paralelo con sus hospederos (Durden y Hinkle, 2019). Las pulgas evolucionaron principalmente como ectoparásitos de mamíferos, en la actualidad, más del 90% de las 2500 especies descritas están asociadas a este grupo taxonómico (Lewis, 1993, 1998; Whiting et al., 2008; Zhu et al., 2015). En general, los adultos pasan gran parte de su vida sobre el pelaje del hospedero (excepto las especies asociadas a nidos), mientras que las etapas inmaduras suelen ocurrir fuera del hospedero (Durden y Hinkle, 2019).

Finalmente, los ácaros (Subclase Acari), son el grupo con mayor riqueza dentro de los arácnidos con más de 54,000 especies; se distribuyen tanto en ambientes terrestres y acuáticos (Pérez et al., 2014). Son considerados un grupo monofilético y se clasifican en dos grandes superórdenes; Parasitiformes (*Anactinotrichida*), el cual incluye cuatro órdenes, Opiloacarida (*Notostigmata*), Holothryda (*Tetrastigmata*), Ixodida (*Metastigmata*) y Mesostigmata (*Gamasida*), y Acariformes (*Actinotrichida*) que incluye dos órdenes, Trombidiformes, en el cual se agrupan los subórdenes Prostigmata, Actinedida, y

Tarsonemida. Y Sarcopiformes con tres subórdenes Oribatida, Astigamata y Endeostigmata (Krantz y Walter, 2009; Zhang, 2011).

A pesar de que la dinámica de ectoparásitos y patógenos forma parte de los ambientes tanto modificados como naturales (Kuris et al., 2008), esta puede verse modificada por variaciones en las identidades de las especies hospederas (Randolph y Dobson, 2012). Donde causan aumentos en la abundancia de los hospederos vectores y sus ectoparásitos y los agentes patógenos de los que son vectores (Young et al., 2014; Gibb et al., 2020). Ya que hay una alteración en el efecto de dilución, que provoca cambios en las poblaciones de huéspedes e interfiere con la regulación de la transmisión de ectoparásitos, que causa diversas alteraciones en las comunidades ecológicas (Civitello et al., 2015). Por lo que el objetivo de esta tesis es evaluar si el grado de perturbación en el bosque tiene una relación con los cambios en la estructura de las comunidades de roedores y su carga ectoparasitaria.

II. Antecedentes

Por lo general, se han utilizado a los pequeños mamíferos, en especial a los roedores, como modelos para analizar los diferentes procesos ecológicos relacionados con el parasitismo, debido a su gran diversidad, por tener un corto tiempo gestacional, y el número elevado de crías por camada (Morand et al., 2006); así como también por las interacciones que tienen con las especies tanto de endoparásitos y ectoparásitos y su función como vectores de enfermedades zoonóticas, aunado a la adaptabilidad de algunas especies a la perturbación que aumenta la probabilidad de interacción con las comunidades humanas y el riesgo de transmisión de enfermedades (Young et al., 2013; Newbold et al., 2015).

Sin embargo, los estudios que se han realizado con respecto a la respuesta de los roedores y sus ectoparásitos sobre la transformación del hábitat han sido contrastantes. En una compararon de las infestaciones de ectoparásitos en zonas boscosas y sitios urbanos; los resultados mostraron una mayor prevalencia en las zonas boscosas con respecto a los sitios urbanizados (Obiegala et al., 2021). De igual manera, se ha observado una tendencia al aumento de la riqueza y abundancia de los roedores y sus ectoparásitos en zonas donde la vegetación leñosa aumenta y el uso de la tierra es menor con respecto a sitios de uso agrícola y un manejo de la tierra mayor (Benedek et al., 2024).

En contraste, se han planteado escenarios en donde las alteraciones a las dinámicas de las comunidades en los ecosistemas, así como la transformación del uso del suelo, son factores clave no solo para el aumento en las abundancias de los roedores, sino también para una mayor infestación y prevalencias de los ectoparásitos que los acompañan (Krasnov, et al., 2007; Wood et al., 2020), consecuentemente también para las enfermedades de las que pueden ser vectores (Young et al., 2016; Young et al., 2014). Esta tendencia del aumento de la densidad de ambos taxones se ha visto reflejada cuando se realiza la comparación entre zonas altamente conservadas y sitios donde se ha realizado una completa transformación al uso del suelo (Froeschke et al., 2013; Shilereyo et al., 2022).

En México, son pocos los estudios realizados sobre la perturbación y los efectos en las dinámicas de los roedores y sus ectoparásitos, no obstante, se ha registrado un contexto similar en donde la pérdida de los bosques y por consiguiente de la cobertura forestal, trae consigo un aumento en la abundancia de los roedores, así como del dominio en sitios perturbados de especies ectoparásitos vectores (Barriga-Carbajal et al., 2023). Si bien, la información sobre esta materia en México es limitada, el conocimiento sobre la diversidad y riqueza de ectoparásitos está en aumento, actualmente se conocen más de 2,625 especies que representan alrededor del 4.8% de la riqueza total registrada (Tila et al., 2014).

Se tiene registro de 681 especies de ectoparásitos asociados a más del 50% de los mamíferos registrados para el país, pese a esto, aún existen grandes huecos de información para más del 47% de las especies de mamíferos mexicanas; para ratones, se conocen los ectoparásitos de 23 géneros y 109 especies (Whitaker y Morales-Malacara, 2005). De las 29 especies de ratones para el estado de Guerrero (Espinoza-Martínez et al., 2017), se han registrado las asociaciones con ectoparásitos de 19 especies; para la zona de estudio se tiene conocimiento de solo un estudio realizado en la Sierra de Atoyac, Gro, enfocado a la distribución y relación de pulgas con sus hospederos (Ponce-Ulloa y Llorente, 1993), por lo que el conocimiento sobre ectoparásitos y sus relaciones con los roedores está lejos de ser completado.

III. Justificación

Las alteraciones antropogénicas en el uso del suelo modifican la estructura de las comunidades biológicas, lo cual afecta la dinámica de las interacciones bióticas en los ecosistemas (Keesing et al., 2006; Young et al., 2013). Un ejemplo de estos cambios se ve reflejado en las comunidades de roedores y sus ectoparásitos, estos últimos pueden resultar beneficiados (en términos de abundancia y riqueza) de los cambios que simplifican la estructura del hábitat (Johnson et al., 2012; Gibbs et al., 2020), lo que puede provocar una variación en el riesgo de transmisión e infección de ciertas especies de ectoparásitos sobre sus diferentes hospederos.

IV. Hipótesis

Entre dos hábitats con diferentes grados de perturbación antrópica, se espera que la carga parasitaria de los roedores sea mayor en el hábitat más perturbado debido a que es mayor la probabilidad de pérdida de los mamíferos grandes y consecuentemente el aumento de la abundancia de los pequeños mamíferos, los que se vuelven las especies focales más probables para los ectoparásitos. Por lo tanto, se espera que haya una mayor cantidad de ectoparásitos en los individuos de los sitios más perturbados con respecto a sitios menos perturbados.

V. Objetivos

Objetivo general:

Evaluar la riqueza, diversidad, y composición de las comunidades de los roedores y su carga de ectoparásitos en dos bosques templados con diferentes grados de perturbación, uno considerado como íntegro y otro degradado en la Sierra Madre del Sur, Guerrero.

Objetivos específicos:

- Comparar la carga ectoparásitaria, abundancia, diversidad y composición de especies de roedores en las comunidades de mamíferos en sitios íntegros y degradados.
- Comparar la abundancia, diversidad y composición de ectoparásitos de roedores en sitios íntegros y degradados.

VI. Métodos

Área de estudio

Caracterización de la zona de estudio

Técpán

La elevación varía entre los 600 m s.n.m. por arriba de los 2600 m s.n.m. (CONABIO, 1998). Existen cuatro diferentes tipos de suelo: feozem háplico, cambrisol crómico, acrisol húmico y andosoles húmicos, estos últimos se encuentran mayormente presente en la zona de estudio (INIFAP, 1995). El afluente de agua principal es el río Lecpun (Maderey y Torres-Ruata, 1990). Los tipos de climas en la región son cálidos subhúmedos con temperaturas medias anuales mayores a 22° C (Aw1 y Aw2), semicálidos subhúmedos del grupo C, con temperaturas medias anuales mayores a 18° C ((A)C(w1) y (A)C(w2)) y templado

subhúmedos con temperaturas medias anuales que varían entre los 12 y 18° C (C(w2)) (García, 1998).

Los tipos de vegetación son bosques de encino, bosques de encino-pino, pino-encino, bosques mesófilos de montaña y vegetaciones secundarias arbustivas de estos, así como agricultura de temporal anual y pastizales cultivados, el aprovechamiento forestal, la ganadería y la agricultura son las principales actividades económicas en esta zona de estudio (INEGI, 2021).

Atoyac

La altitud varía entre los 400 m.s.n.m. hasta arriba de los 3200 m.s.n.m. (CONABIO, 1998). Existen cuatro diferentes tipos de suelo: andosol húmico, acrisol húmico, cambisol crómico y cambisol districo, estos últimos son los que están más representados (INIFAP, 1995). El afluente de agua principal es el rio Atoyac (Maderey y Torres-Ruata, 1990). Los tipos de climas en la región son cálidos subhúmedos con temperaturas medias anuales mayores a 22° C (Aw1 y Aw2), semicálidos subhúmedos del grupo C, con temperaturas medias anuales mayores a 18° C ((A)C(w2)), templado subhúmedos con temperaturas medias anuales que varían entre los 12 y 18° C (C(w2)) y Semifrío, subhúmedo con verano fresco largo con temperaturas anuales que varían entre 5 y 12° C (Cb'(w2)) (García, 1998). Los tipos de vegetación son selvas medianas subperennifolias, bosques de pino, pino-encino, bosques mesófilos de montaña y vegetaciones secundarias arbustivas de estos, así como vegetación secundaria de selva baja caducifolia, agricultura de temporal anual y permanente y pastizales cultivados e inducidos, la actividad principal primaria de la zona es la cafecultora y en algunos sitios el aprovechamiento de mango, además de los cultivos de maíz y frijol para autoconsumo (INEGI, 2021).

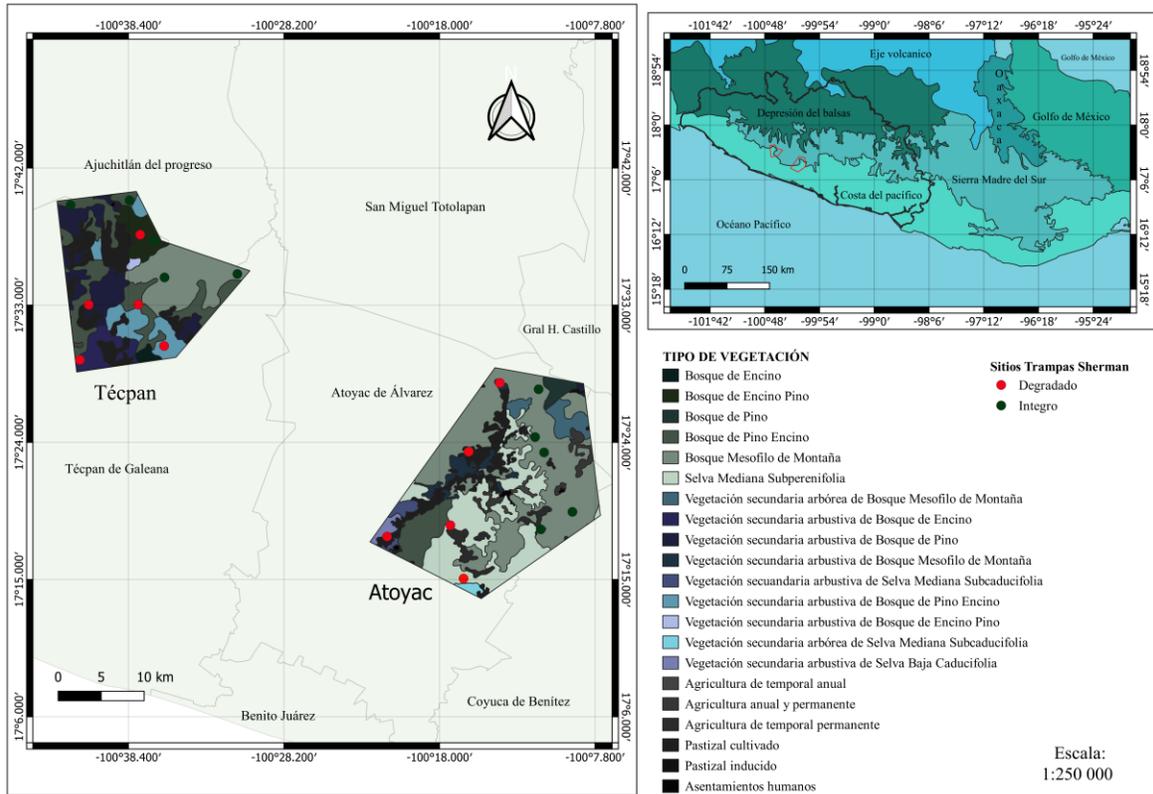


Figura 1. Localidades estudiadas, cada punto rojo representa una zona de muestreo de los hábitats degradados, los puntos verdes representan zonas de muestreo de hábitats íntegros en la Sierra, los polígonos muestran los tipos de vegetación presentes en la zona a una escala de 1: 250 000 (INEGI, 2021). En el recuadro de la derecha se observa el estado de Guerrero y las cuatro provincias biogeográficas presentes (elaboración propia).

Diseño general del muestreo

Esta investigación se realizó en dos localidades del proyecto a nivel nacional “*Sitios Permanentes de Calibración y Monitoreo de la Biodiversidad*” (SiPeCam) de la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). Se seleccionaron dos localidades, una en el municipio Técpan y otra en el municipio de Atoyac en el estado de Guerrero. Los lugares seleccionados por el SiPeCam evalúan el estado de las comunidades de animales silvestres y la degradación ecológica para analizar los efectos del impacto antropogénico (Díaz et al., 2021). El muestreo en las localidades de Técpan y Atoyac estuvo

a cargo de la asociación civil *Wild Felids Conservation A. C.* quien es la responsable de estos sitios dentro del proyecto apoyada por la CONABIO.

En cada localidad se ubicaron 10 sitios de muestreo, que abarcaron un tamaño de 1 km x 1 km cada uno de ellos, en función de sus características de hábitat (ver más adelante) cinco de estos se seleccionaron por considerarlos como “íntegros” y otros cinco como “degradados” (Ver Fig. 1) (Díaz et al., 2021). La duración del muestreo abarcó desde octubre de 2021 a febrero de 2023 donde se visitaron cuatro sitios (2 íntegros, 2 degradados) por mes con dos equipos de trabajo laborando a la par, para un total de 20 sitios a visitar. Cada sitio tuvo un tiempo asignado de alrededor de 36 días de visita (Díaz et al., 2021).

Evaluación rápida de la integridad del ecosistema

La evaluación rápida de la integridad del ecosistema (ERIE) es el método estandarizado desarrollado por la CONABIO que se utilizó para evaluar los diferentes grados de perturbación y así darles una identidad a los sitios de estudio (íntegro o degradado). Consiste en el llenado electrónico de una serie de preguntas de respuesta cerrada (sí/no) con base en la metodología propuesta y usada por PROFOREST y la Red de Recursos de AVC (Altos Valores de Conservación), con el apoyo de la WWF (2016) (Díaz et al., 2021).

En cada unidad de muestreo se ubicaron transectos de 200 m de largo, con un aproximado de 40 m de ancho, cada sitio contó con cinco transectos con una separación mínima de 100 m. En cada uno se realizó el llenado del cuestionario con el cual se evaluó el grado de perturbación y se obtuvo un valor promedio para otorgarle una identidad. Este constó de tres apartados a evaluar, 1) **Estructura de la vegetación**, 2) **Especies indicadoras** y 3) **Impactos**, de cada apartado se obtuvo un puntaje, que va de 0 a 100 el cual al finalizar los cinco transectos se promediaron para obtener un valor y así se clasificaron los sitios en íntegros o degradados (Anexo 1). Los valores para los sitios degradados van de 50 a 74 y los sitios íntegros abarcan valores de 75 a 100 (Díaz et al., 2021).

Monitoreo e identificación de ratones

En la parte central de los sitios de estudio se realizó la recolecta de pequeños mamíferos con la ayuda de trampas Sherman, las áreas de muestreo tuvieron un tamaño de 100 x 50 m, donde las trampas se colocaron como una rejilla con una separación de 10 m y se identificaron con una clave que consta de una letra y un número (del 1 al 5) en orden alfabético desde la “a” hasta la “j” (ej. a1, a2, a3, b1...j5) Díaz et al., 2021). Se colocaron durante la tarde (entre 17:00 y 18:00), a partir de la primera trampa (a1) se colocó hacia el este la segunda (a2), tercer, cuarta y quinta trampa. Al sur de la trampa a1 se colocó la trampa b1, al este de está la trampa b2, así hasta colocar una malla de 50 trampas. Cada trampa se cebó con hojuelas de avena y saborizante de vainilla para atraer a los roedores. Todas ellas se quedaron activas desde las 17:00 y fueron revisadas a las 07:00 de la mañana siguiente, el proceso se repitió durante tres días. Las trampas sin captura se dejaron en el sitio para continuar con el muestreo, las que fueron vaciadas se volvieron a colocar antes de las 17:30, después de recebar (Díaz et al., 2021).

Con el objetivo de cumplir las medidas de bioseguridad, los ejemplares se procesaron uno a uno con cubre bocas y guantes de seguridad en todo momento. La trampa se abrió y con la ayuda de una bolsa de plástico, y se dejó caer el ratón en ella para poder manipularlo (Díaz et al., 2021). Se registraron las cinco medidas morfométricas estándar para los mamíferos: 1) Longitud total (LT); 2) longitud de la cola (CV), 3) longitud de la oreja (O) y 4) longitud de pata trasera (PT) (todas las medidas fueron registradas en mm), y 5) el peso del organismo (en gramos, con ayuda de una báscula Pesola® de 100 gr). Se determinó visualmente el sexo, edad y el estado reproductivo del espécimen. Se tomaron muestras de pelo, y un corte de la cola para obtener tejido del animal (Díaz et al., 2021).

Para la determinación de las especies de ratones se consultó literatura especializada en estos taxones (Hall, 1981; Ceballos et al., 2005; Carroll et al., 2005 Ramírez-Pulido et al., 2008), ya que no se cuenta con una guía de identificación para el estado, las identificaciones se corroboraron con las descripciones de las especies de roedores. Para evitar caer en sinónimas y obtener la nomenclatura actualizada, se realizó la validación taxonómica con la base de datos *Mammal Diversity Database* como marco de referencia para taxones de la clase Mammalia (MDD, 2024). Debido al diseño general del método para el SiPeCam, no fue

posible tomar ejemplares *boucher* y algunas de los ejemplares solo se determinaron hasta nivel de genero (Díaz et al., 2023).

Muestra e identificación de ectoparásitos

Con la ayuda de un peine cerrado se cepilló a cada ejemplar 20 veces alrededor de todo el cuerpo, además se incluyó una revisión de ectoparásitos en la cabeza, orejas, axilas y entre los dedos del ratón. Esto sobre una superficie blanca para que los ectoparásitos fueran visibles, se colocaron en alcohol al 96% para su posterior determinación. Al final se colocó un arete al ejemplar con un número identificador para su posterior liberación (Díaz et al., 2021), las muestras fueron depositadas en la Colección Nacional de Ácaros (CNAC) del Instituto de Biología de la UNAM (IB-UNAM), aunque aún no se cuenta con número de catálogo.

Posteriormente se procedió a realizar el montaje de los organismos en la CNAC; para ácaros mesostigmados se utilizó la metodología propuesta por Krantz y Walter (2009). Cada ejemplar pasó por un proceso de aclarado en lactofenol de 12 a 48 horas (el tiempo dependió del grado de pigmentación y/o esclerosamiento del ácaro), una vez pasado el tiempo establecido se corroboró bajo un microscopio estereoscópico que las estructuras con importancia taxonómica fueran visibles para después continuar con el montaje con medio Hoyer entre porta y cubreobjetos de vidrio.

Una vez realizado el montaje, en el Laboratorio Nacional de Biodiversidad de la UNAM se fotografiaron los ejemplares con la ayuda de un microscopio óptico IX 81 (Cámara Evolution MP Digitalizador de imágenes) con el software Image-Pro Plus V.7 con el fin de identificar las características morfológicas de los ejemplares que se utilizarían para agrupar y diferenciar entre especies de ácaros (Anexo 4). Finalmente se utilizaron las claves de identificación para mesostigmados de los mamíferos de México de Bassols (1975), corroborado con descripciones y/o redescriptiones de las especies de ácaros.

Para el caso de las pulgas y piojos (Insecta: Siphonaptera y Phthiraptera) se utilizó la técnica propuesta por Hoff (1949), con algunas modificaciones propuestas por Wirth y Marston (1968), la cual consistió en colocar cada individuo en KOH al 10% de 24 a 48 hrs, para llevar a cabo el aclaramiento y limpieza interna, se hizo una pequeña incisión en la parte ventral del abdomen, inmediatamente después se lavaron con agua corriente durante 15

minutos, se colocaron en ácido clorhídrico al 0.02 normal durante 5 minutos, se dejaron en ácido acético glacial al 10% durante 10 minutos, posteriormente se colocaron en alcohol isopropílico de 15 a 20 minutos, después, se colocaron en esencia de clavo durante 10 a 15 minutos para dar permeabilidad y terminar de aclarar estructuras morfológicas, para finalizar se realizó el montaje en un portaobjetos con una gota de bálsamo de Canadá.

Análisis de datos

Se estimó el valor de la carga ectoparasitaria de los individuos de cada especie colectada. A partir de los siguientes parámetros: abundancia, prevalencia, intensidad y abundancia medias (Bush et al., 1997).

Abundancia: Es el número de individuos de una especie de ectoparásito por hospedero examinado.

Prevalencia: Este parámetro es uno de lo más usados para describir la infestación para detectar la presencia de individuos infectados sin requerir datos de abundancia de los parásitos. Esta descripción estadística (expresada en porcentaje), utiliza datos de presencia- ausencia en las infecciones parasitarias. Para obtenerla se consideran tanto a los hospederos infestados como los no infestados, posteriormente se realiza una división de hospederos infestados entre el número total de hospederos examinados (se incluyen a los individuos no infestados) y posteriormente se multiplica por 100.

$$PREVALENCIA = \left(\frac{\text{Hospederos infestados}}{\text{Número total de hospederos}} \right) \cdot 100$$

Intensidad media: Es el número total de parásitos de una especie en particular, dividido entre el número de hospederos infestados por esa especie de parasito. Donde IM = Intensidad media.

$$IM = \frac{\text{Número total de parásitos}}{\text{Número de hospederos infestados}}$$

Intervalo de intensidad: Es la diferencia entre el número mínimo y máximo de individuos de una especie particular de parásito encontrado en la muestra.

Abundancia media: Es el número promedio de parásitos por hospedero examinado en una muestra, para este estadístico se incluyen a los hospederos no infestados y se calcula con el número total de parásitos de una especie en particular entre el número total de hospederos infestados. Donde AM = abundancia media

$$AM = \frac{\text{Número total de parásitos}}{\text{Número total de hospederos}}$$

Para evaluar si existe diferencia en las abundancias en ratones y las cargas parasitarias entre los sitios íntegros y degradados se realizaron pruebas de U de Mann –Whitney con los valores encontrados donde cada zona de muestreo fue la réplica de a prueba.

Con el fin de realizar una comparación con sentido ecológico (Cultid-Medina y Escobar, 2019) y ya que la distribución de los ectoparásitos es frecuentemente muy heterogénea, se utilizó la cobertura de la muestra como medida de completitud del muestreo (Chao y Colwell, 2017, Pineda-López, (2019), que representa la proporción de la comunidad obtenida en la muestra (Cultid-Medina y Escobar, 2019).

Para estimar y comparar la diversidad y riqueza de las especies de roedores y ectoparásitos se empleó el número efectivo de especies analizados mediante los números de Hill (McCune et al., 2002) como exponentes de q, donde q=0 es asumido como la riqueza de especies, q=1 se utilizó como la diversidad típica (exponencial de Shannon sin sesgo por especies raras o abundantes) y finalmente q=2 (inverso del índice de entropía de Simpson) como el valor efectivo de las especies dominante (Jost 2006, Moreno et al., 2011, Cultid-Medina y Escobar, 2019). Para ello se utilizó el procedimiento de Chao y Jost (2012) en el programa iNEXT, con la finalidad de hacer una comparación entre muestras equiparables (Hsieh, Ma y Chao, 2013; disponible en: <http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software/download/inext-online/>) (Chao y Jost, 2012).

Para evaluar si hay una diferencia estadística en la composición de especies entre ambas muestras se realizó un análisis multivariado PERMANOVA (modelo multivariado no paramétrico) se consideró como variable de respuesta la similitud en la composición de especies (índice de Bray-Curtis) y como variable explicatoria el tipo de manejo (íntegro y

degradado). Adicionalmente, se realizó un modelo escalado multidimensional no métrico (NMDS) para examinar las diferencias en la composición de especies entre ambos grupos (Clarke, 2006). Los análisis se realizaron con el paquete “vegan” (Oksanen et al., 2024) en el software estadístico “R” versión 4.3.0 (R Core Team, 2016).

VII. Resultados

Ubicación e identidad de los sitios

Se estudiaron dos localidades con 20 unidades de muestreo de las cuales, con base en la Evaluación Rápida de la Integridad del Ecosistema (ERIE), diez corresponden a sitios íntegros, y diez degradados (Cuadro 1).

Como se puede observar existe una variación en los valores otorgados por la ERIE tanto en los sitios degradados que llegan desde los 55 a valores muy cercanos a los 75, hasta los sitios conservados donde los valores más bajos de la evaluación rápida de la integridad del ecosistema nos arroja valores apenas arriba de los 75 hasta sitios que tienen un valor arriba del 85, a pesar de esto, se siguió la metodología y se respetaron los valores otorgados arrojados por la evaluación para categorizar a cada una de las unidades de muestreo.

Complejidad del muestreo

Se utilizó la cobertura de la muestra para evaluar la completitud de los inventarios de roedores en cada condición de manejo (íntegro y degradado). En todos los casos de la diversidad de roedores se encontró una completitud del muestreo arriba del 95%, por lo que los registros obtenidos son suficientes para considerar un muestreo eficiente.

En el caso de los ectoparásitos se utilizó la cobertura de la muestra para evaluar la completitud de los inventarios para cada condición de manejo (íntegro y degradado). En todos los casos se presentó una completitud del muestreo arriba del 95%, por lo que los registros obtenidos de ectoparásitos son suficientes para considerar un muestreo completo y que las conclusiones sean confiables.

Cuadro 1. Valores de la evaluación rápida de la integridad del ecosistema, la identidad de los sitios se indica respetando la metodología del proyecto nacional, el valor de ERIE es el promedio obtenido. A aquellos entre 55 a 74.99 son considerados como degradados, iguales o mayores a 75 hasta 100 se caracterizan como íntegros.

Sitios íntegros		
ID sitio	Condición	ERIE
1209	Integro	79.976
1210	Integro	77.356
1211	Integro	78
1212	Integro	77.209
1213	Integro	81.864
1219	Integro	84.50
1221	Integro	75.232
1225	Integro	88.709
1222	Integro	87.0
1220	Integro	88.90
Sitios degradados		
ID sitio	Condición	ERIE
1214	Degradado	74.069
1215	Degradado	72.569
1216	Degradado	58.651
1217	Degradado	74.70
1218	Degradado	55.342
1223	Degradado	70
1224	Degradado	64.639
1226	Degradado	65.569
1227	Degradado	57.616
1228	Degradado	73.534

Monitoreo de roedores

Se identificaron 12 especies de roedores de nueve géneros, tres de ellas están categorizadas como morfoespecies (Cuadro 2), las especies de los géneros *Peromyscus* y *Heteromys* fueron las más abundantes. Se recolectaron 327 ejemplares de ratones de los cuales 123 presentaron ectoparásitos, lo que representa una prevalencia del 41% de ratones infestados. Particularmente en el grado de manejo íntegro presentó un mayor grado de

infestación con 82 ratones parasitados (prevalencia: 48%), contrario a los sitios degradados donde solo 41 ratones fueron detectados con algún grado de infestación (prevalencia: 32%) (Fig. 2).

Cuadro 2. Clasificación de los ratones encontrados en la zona de estudio

Phylum Chordata
Clase Mammalia
Subclase Theria
Superorden Euarchontoglires
Orden Rodentia
Familia Heteromyidae
Género <i>Heteromys</i>
Especie <i>Heteromys pictus</i>
Especie <i>Heteromys irroratus</i>
Familia Cricetidae
Género <i>Baiomys</i>
Especie <i>Baiomys musculus</i>
Género <i>Oligoryzomys</i>
Especie <i>Oligoryzomys fulvecens</i>
Género <i>Megadontomys</i>
Especie <i>Megadontomys thomasi</i>
Género <i>Osgoodomys</i>
Especie <i>Osgoodomys banderanus</i>
Género <i>Reithrodontomys</i>
Especie <i>Reithrodontomys fulvescens</i>
Género <i>Handleyomis</i>
Especie <i>Handleyomis rostratus</i>
Género <i>Sigmodon</i>
Especie <i>Sigmodon alleni</i>
Género <i>Peromyscus</i>
Especie <i>Peromyscus</i> sp1

Espece *Peromyscus* sp2
 Espece *Peromyscus* sp3

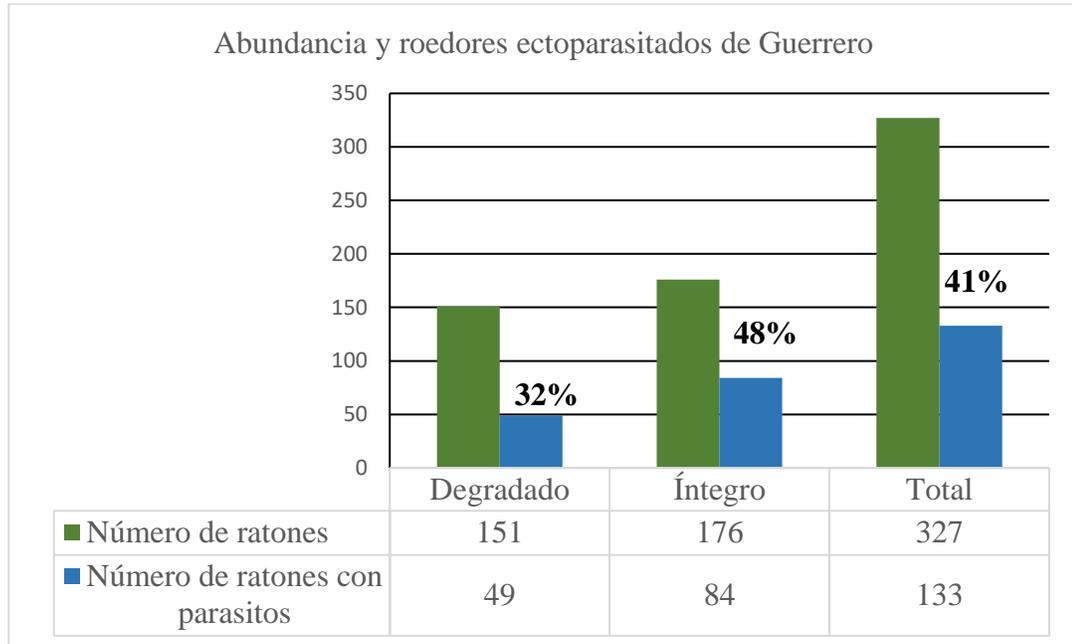


Figura 2. Número total de ratones colectados y ratones con prevalencia de ectoparásitos, en las localidades de Técpan de Galeana y Atoyac de Álvarez en Guerrero, México.

Especies infestadas

En los sitios íntegros se detectaron diez especies parasitadas de las 12 registradas en este estudio. La mayor abundancia de ectoparásitos está concentrada en los géneros *Heteromys* y *Peromyscus*, con abundancias (183 y 182 ectoparásitos respectivamente), así mismo, los ejemplares de *Peromyscus* albergan más especies (diez) de ectoparásitos en comparación con las demás especies y géneros de ratones encontradas en los sitios íntegros (Cuadro 3).

Con respecto a los sitios degradados, las infestaciones ectoparasitarias se registraron en nueve especies de ratones, donde se observó un patrón similar a los sitios íntegros en donde las mayores abundancias se encontraron en los géneros *Peromyscus* y *Heteromys*. En estos sitios, se observa la misma tendencia que en los sitios íntegros, donde la riqueza y abundancia de los ectoparásitos se concentran en estos géneros de roedores, ya que los ectoparásitos encontrados en los géneros restantes son menores que los observados en estos géneros.

Aunque las abundancias son muy similares entre los sitios íntegros y degradados, el número de especies de ectoparásitos encontradas en las especies de roedores tiende a disminuir en los sitios degradados. Esto se puede observar en el caso de los *Heteromys*, los cuales, en las condiciones íntegras, albergan hasta siete especies de ectoparásitos, sin embargo, en los degradados solo se encontraron dos especies en estos huéspedes. Esta disminución en el número de especies también está presente en los *Peromyscus*, en los cuales se detectaron hasta diez especies ectoparasitarias en los sitios íntegros, contrario a las seis encontradas en los sitios degradados (Cuadro 3).

Cuadro 3. Especies de roedores hospederos y abundancia de ectoparásitos. En la tabla se muestra la comparación de las dos condiciones evaluadas, las especies de roedores infestadas, así como la riqueza de ectoparásitos y sus abundancias.

Especies de hospederos y abundancia de ectoparásitos				
Hospedero	Especies de ectoparásitos		Abundancia ectoparásitos	
	Íntegro	Degradado	Íntegro	Degradado
<i>Heteromys irroratus</i>	7	1	105	1
<i>Heteromys pictus</i>	6	4	77	136
<i>Peromyscus sp1</i>	10	6	90	88
<i>Peromyscus sp2</i>	7	2	79	112
<i>Peromyscus sp3</i>	7	4	14	35
<i>Reithrodontomys fulvescens</i>	5	3	14	5
<i>Sigmodon alleni</i>	4	3	7	13
<i>Megadontomys thomasi</i>	6	0	53	0
<i>Oligoryzomys fulvescens</i>	4	0	8	0
<i>Osgoodomys banderanus</i>	1	0	3	0
<i>Baiomys musculus</i>	0	2	0	2
<i>Handleyomys rostratus</i>	0	1	0	1

Riqueza de ectoparásitos y carga parasitaria

Se identificaron 17 especies de ectoparásitos en total, clasificadas en siete órdenes del Phylum Arthropoda (Cuadro 4), en 12 especies de ratones a lo largo de todo el muestreo. Se registraron especies de roedores que tienen relación con una sola especie de ectoparásito (*Handleyomis*-Ixodidae y *Osgoodomys*-Siphonaptera), así como géneros que albergan la mayor cantidad de ectoparásitos encontrados sobre estos hospederos: *Peromyscus* (12) y *Heteromys* (12) (Anexo 3).

Cuadro 4. Clasificación de los ectoparásitos de ratones encontrados en la zona de estudio.

Phylum Arthropoda
Subphylum Chelicerata
Clase Arachnida
Subclase Acari
Superorden Parasitiformes
Orden Ixodida
Familia Ixodidae
Ixodidae gen. et sp.
Género <i>Ixodes</i>
Especie <i>Ixodes</i> sp
Género <i>Amblyomma</i>
Especie <i>Amblyomma</i> sp
Género <i>Dermacentor</i>
Especie <i>Dermacentor</i> sp
Orden Mesostigmata
Mesostigmata 4
Mesostigmata 6
Mesostigmata 10
Familia Laelapidae
Género <i>Androlaelaps</i>
Subgénero <i>Eubrachylaelaps</i>

Especie *Androlaelaps (Eubrachylaelaps) circularis*
 Especie *Androlaelaps (Eubrachylaelaps) spinosus*
 Género *Steptolaelaps*
 Especie *Steptolaelaps liomydis*
 Género *Gigantolaelaps*
 Especie *Gigantolaelaps* sp
 Familia Parasitidae
 Género *Haemogamasus*
 Especie *Haemogamasus ambulans*
 Superorden Acariformes
 Orden Trombidiformes
 Familia Trombiculidae
 Trombiculidae gen. et sp.
 Orden Sarcoptiformes
 Familia Listrophoridae
 Listrophoridae gen. et sp.
 Subphylum Mandibulata
 Pancrustacea*
 Clase Hexapoda
 Insecta*
 Orden Phthiraptera
 Orden Siphonaptera
 Orden Coleoptera
 Familia Staphylinidae
 Género *Amblyopinus*
 Especie *Amblyopinus* sp

* Sin categoría taxonómica asignada de acuerdo a Giribet y Edgecombe (2020).

Se detectó una mayor cantidad de especies de mesostigmados en los géneros *Heteromys* (6) y *Peromyscus* (5), la mayoría de los géneros de ratones albergan al menos una especie de estos ectoparásitos, el mismo escenario se presenta en las especies del orden

Ixodida y Siphonaptera las cuales, no fueron registradas en *Oligorizomys fulvescens*, *Osgoodomys banderanus*, *Baiomys musculus* y *Handleyomys rostratus*, contrario a los Trombidiformes y Coleoptera, los cuales se encontraron en solo dos especies de ratones.

Con respecto a las métricas de la carga parasitaria se observaron características muy similares tanto para los sitios íntegros como degradados. Las especies de *Androalaeps*, fueron los ácaros mesostigmados con una mayor prevalencia en ambas condiciones de perturbación, En los sitios íntegros, *Straptolaelaps lyomidis* presenta los intervalos de intensidad más altos con respecto a las demás especies de ectoparásitos encontrados (1-58). Mientras que en los sitios degradados es *Androalaeps spinosus* la especie que muestra los valores más amplios de intervalo de intensidad, así como los valores más altos de intensidad promedio y abundancia promedio, en esta especie se registró la mayor abundancia entre todas las especies de ectoparásitos en toda la muestra. Los Ixodida y los Siphonaptera, presentan prevalencias de un 33% y 26% en los sitios íntegros y ambas tienen el 20% de prevalencia en los sitios degradados, a pesar de que en estos fueron detectadas menos especies, presentan altas prevalencias (Cuadro 5).

El porcentaje de estos artrópodos dentro de la muestra es mayor con respecto a otros grupos de ácaros con una mayor cantidad de especies. Las demás especies presentan prevalencias por debajo del 5% tanto en sitios íntegros como degradados. El género *Dermasentor* fue encontrado solo en los sitios degradados, mientras que en los sitios íntegros se recolectaron las otras 16 especies registradas para el estudio. Los parámetros de infestación entre los sitios íntegros y los sitios degradados son muy similares entre sí, y aunque en los sitios degradados se registraron en su mayoría los valores más altos del estudio no muestran una clara diferencia con lo obtenido en los análisis de los sitios íntegros (Cuadro 5).

Cuadro 5. Parámetros de infestación por ectoparásitos en roedores para sitios íntegros y degradados en la sierra de Gro. **AC:** *Androlaelaps (Eubrachylaelaps) circularis*, **SL:** *Steptolaelps liomydis*, **M4:** Mesostigmado 4, **AS:** *Androlaelaps (Eubrachylaelaps) spinosus*, **M6:** Mesostigmado 6, **HA:** *Haemogamasus ambulans*, **M10:** Mesostigmado 10, **Gsp:** *Gigantolaelaps sp*, **Ixo:** Ixodidae, **Ixodes:**, **Ambly:** *Amblyomma*, **Der:** *Dermacentor*, **Pht:** Phthiraptera, **Sif:** Siphonaptera, **Tro:** Trombiculidae, **Amb:** *Amblyopinus*, **Lis:** Listrophoridae; **I:** Íntegro, **D:** Degradado.

Especies	Prevalencia (I)	Intensidad promedio (I)	Abundancia promedio (I)	Intervalo de intensidad (I)	Prevalencia (D)	Intensidad promedio (D)	Abundancia promedio (D)	Intervalo de intensidad (D)
AC	24%	2.85	0.67	(1-8)	24%	4.00	0.96	(1-5)
SL	18%	10.93	1.93	(1-58)	12%	20.33	2.44	(1-36)
M4	4%	3.67	0.13	(2-7)	4%	3.50	0.14	(1-6)
AS	28%	3.71	1.05	(1-17)	22%	15.91	3.50	(1-68)
M6	2%	1.50	0.04	(1-2)	-	-	-	-
HA	1%	3.00	0.04	(3-3)	-	-	-	-
M10	1%	1.00	0.01	(1-1)	2%	3.00	0.06	(3-3)
Gsp	9%	2.25	0.21	(1-4)	-	-	-	-
Ixo	33%	2.93	0.96	(1-14)	20%	3.40	0.68	(1-20)
Ixodes	9%	1.75	0.16	(1-4)	2%	1.00	0.02	(1-1)
Ambly	8%	1.57	0.13	(1-3)	-	-	-	-
Der	-	-	-	-	2%	3.00	0.06	(3-3)
Pht	1%	3.00	0.04	(3-3)	2%	1.00	0.02	(1-1)
Sif	26%	2.05	0.53	(1-4)	20%	1.80	0.36	(2-4)
Tro	1%	2.00	0.02	(2-2)	-	-	-	-
Amb	4%	1.33	0.05	(1-2)	2%	1.00	0.02	(1-1)
Lis	1%	1.00	0.01	(1-1)	4%	2.50	0.10	(1-4)

Diferencia entre condiciones de manejo

De acuerdo a la prueba de Mann-Whitney con un nivel de confiabilidad al 95%. No se obtuvo diferencias significativas entre condiciones de manejo para la abundancia de roedores, la cantidad de roedores infestados ni la abundancia de ectoparásitos entre las condiciones de manejo. (Cuadro 6).

Cuadro 6. Resultados de las pruebas de U de Mann-Whitney de la abundancia de roedores, los roedores infestados y la abundancia de ectoparásitos entre sitios íntegros y degradados de la Sierra Madre del Sur.

Prueba de U de Mann-Whitney para estimar diferencias		
Variable de respuesta	U de Mann	Valor de p
Abundancia roedores	47.5	p=0.087
Roedores infestados	30	p=0.137
Abundancias ectoparásitos	7	p=0.296

Diversidad de roedores

No se detectaron diferencias significativas entre la riqueza ($q=0$) y la diversidad ($q=1$, $q=2$) de roedores entre los sitios íntegros y degradados, dado que los intervalos de confianza se superponen. Se puede observar un mayor número de especies en los sitios degradados (12) con respecto a los sitios íntegros (11), sin embargo, la diversidad en especies efectivas (7.19 íntegros - 6.96 degradados) y la dominancia (5.13 íntegros - 4.36 degradados) es mayor en los sitios íntegros, pero no son significativas estas diferencias (Fig. 3).

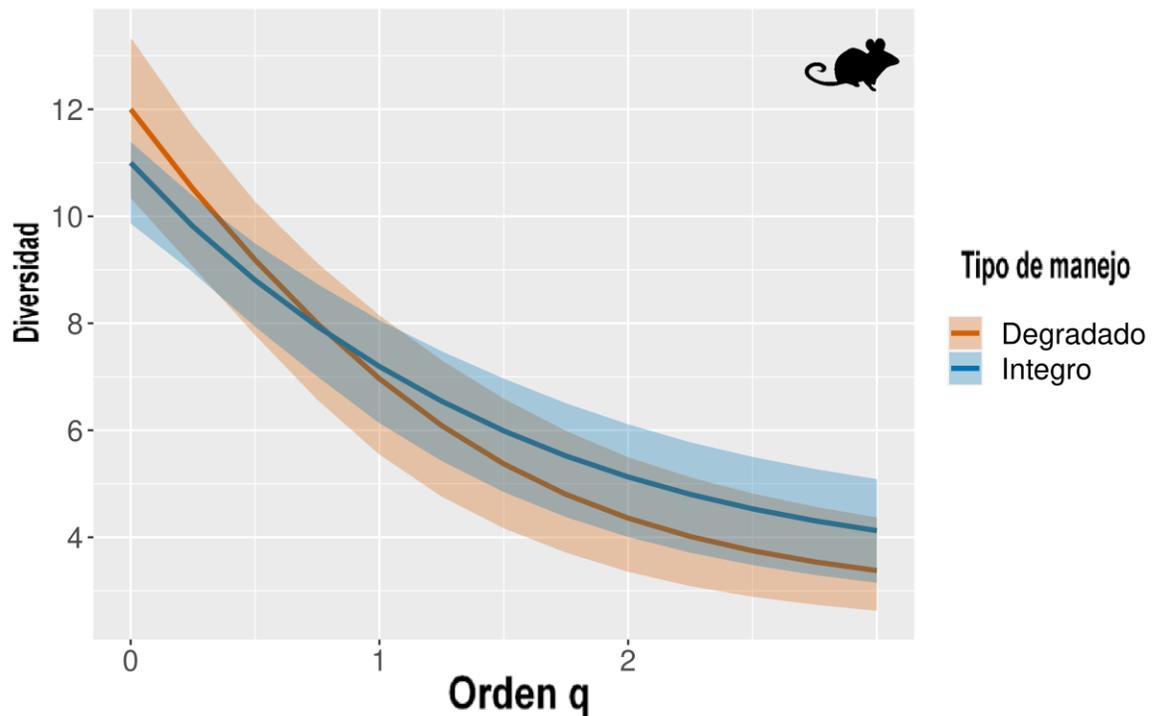


Figura 3. Perfiles de la diversidad de roedores en sitios íntegros y degradados de la Sierra Madre del Sur. Las áreas sombreadas son intervalos de confianza al 95%, en azul tanto el área como la línea se indican los íntegros y en color durazno los degradados.

Diversidad de ectoparásitos

Tanto la riqueza (16 especies en sitios íntegros – 10 especies en sitios degradados) como la diversidad $q=1$ y $q=2$ de ectoparásitos de roedores es significativamente mayor en los sitios íntegros que en los degradados, de acuerdo con los intervalos de confianza al 95% (Figura 4). Se observa una tendencia en la disminución de la diversidad al analizar los diferentes parámetros de q en los hábitats considerados degradados.

Ectoparásitos

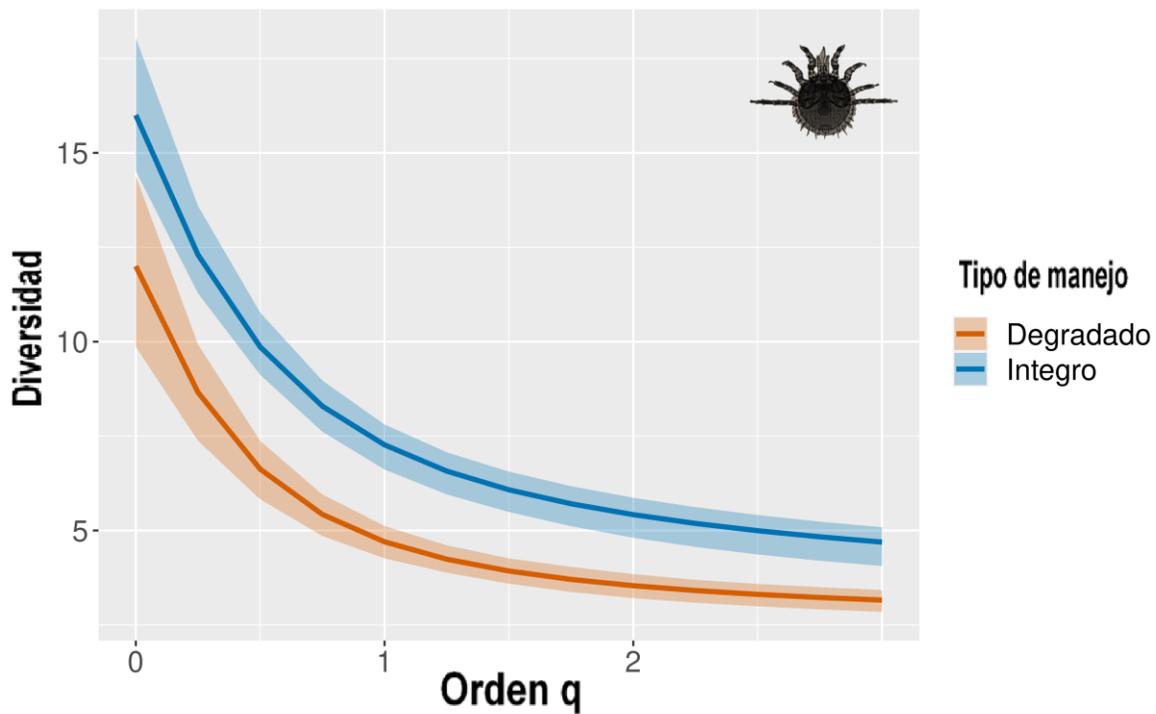


Figura 4. Perfiles de diversidad de ectoparásitos de roedores en sitios íntegros y degradados de la Sierra Madre del Sur. Las áreas sombreadas son intervalos de confianza al 95%, en azul tanto el área como la línea se indican los íntegros y en color durazno los degradados.

Comparación de la composición de especies entre sitios

En las comunidades de roedores existe una gran variación en la composición de especies tanto en los sitios degradados como en los sitios íntegros, si bien se observan especies que solo se distribuyen en los sitios íntegros y degradados, no se muestra una diferencia en el PERMANOVA de los roedores que sea significativa en la composición de ambos sitios de estudio ($F= 0.41$, $R^2= 0.057$, $P=0.405$).

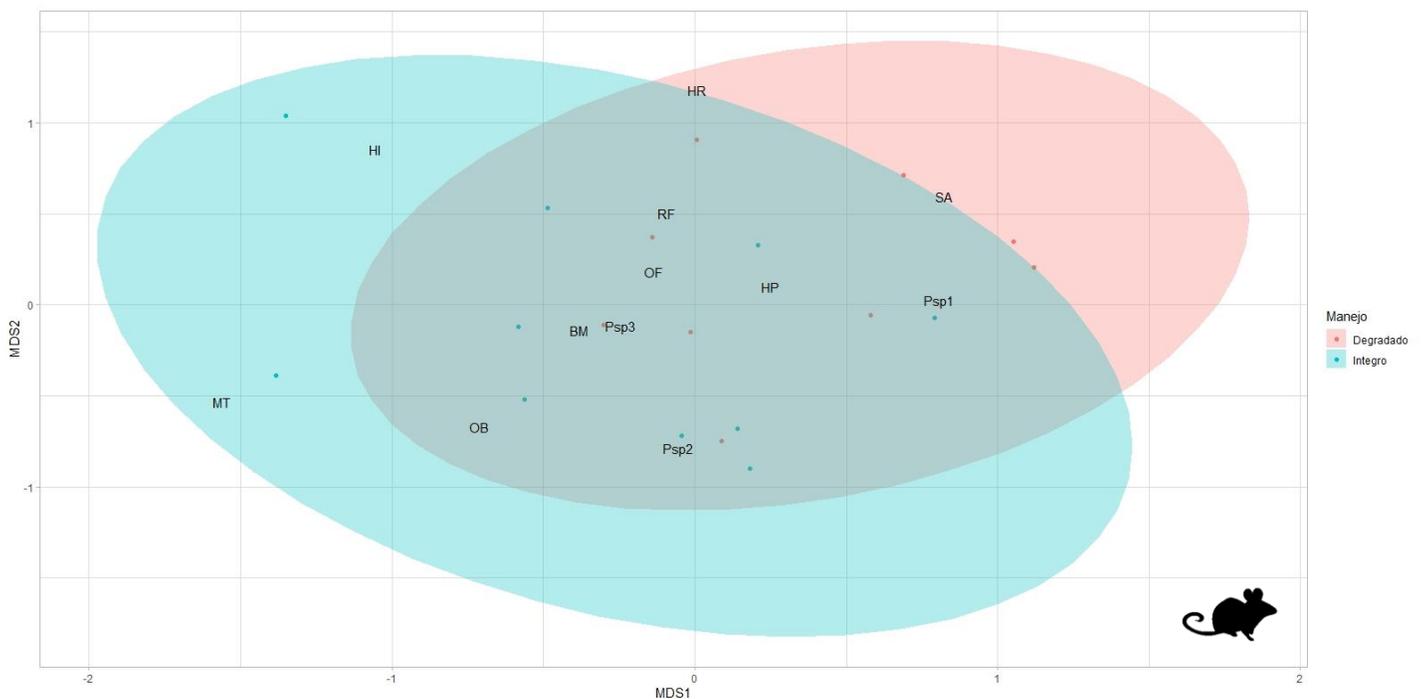


Figura 5. Modelo escalado multidimensional no métrico NMDS que visualiza la comparación en la composición de especies de roedores entre sitios íntegros y degradados. **MT**: *Megadontomys thomasi*, **HI**: *Heteromys irroratus*, **OB**: *Osgoodomys banderanus*, **BM**: *Baoimys musculus*, **OF**: *Oligoryzomys fulvescens*, **RF**: *Reithrodontomys fulvescens*, **HP**: *Heteromys pictus* 10, **HR**: *Handleyomys rostratus*, **SA**: *Sigmodon alleni*, **Psp1**: *Peromyscus* sp1, **Psp2**: *Peromyscus* sp2, **Psp3**: *Peromyscus* sp3.

Para las comunidades de ectoparásitos el análisis de PERMANOVA muestra que tampoco existen diferencias significativas en la composición de especies entre los sitios íntegros y degradados ($F= 0.60$, $R^2= 0.03$, $P= 0.76$). En el NMDS (Figura 5), se observa que los sitios íntegros son un subconjunto de los sitios degradados y hay una mayor variación en la composición de especies de los sitios degradados. Se observan especies que se han registrado como posibles indicadoras de sitios con cierto grado de perturbación (Der).

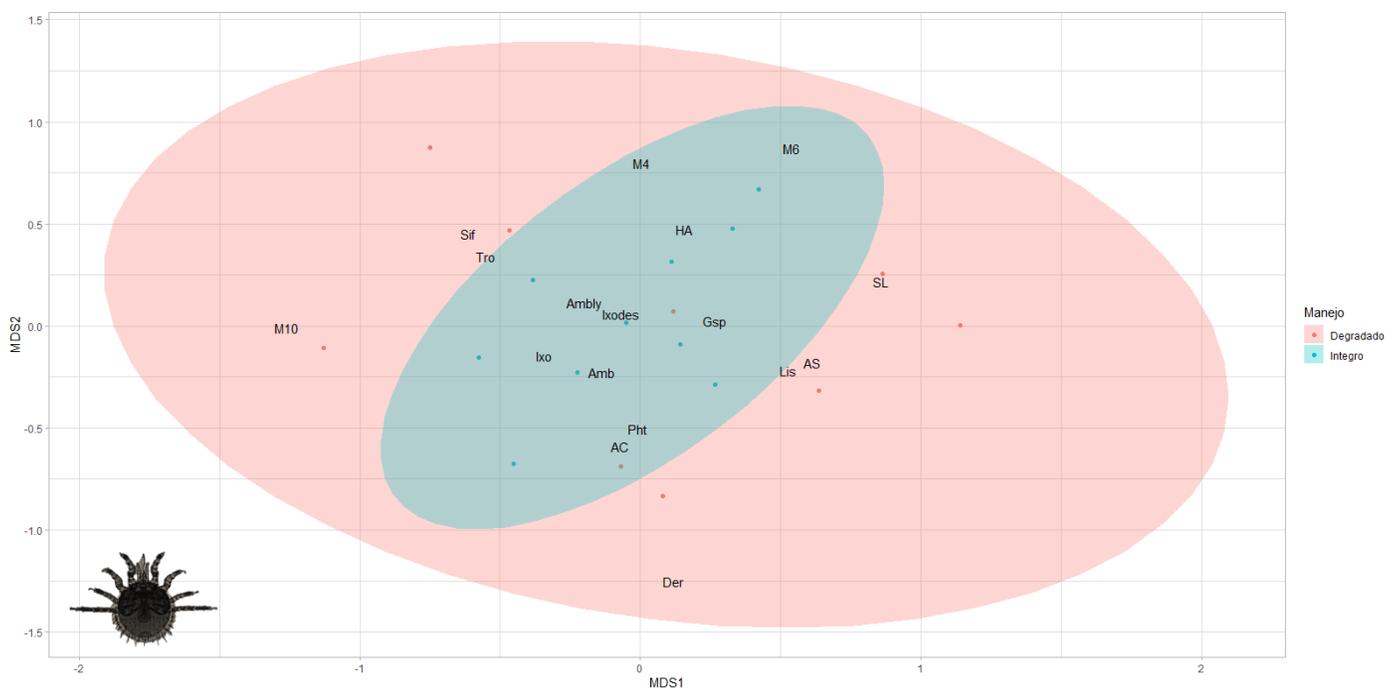


Figura 6. Modelo escalado multidimensional no métrico NMDS para visualizar la comparación en la composición de especies de ectoparásitos entre sitios íntegros y degradados. **AC**: *Androlaelaps (Eubrachylaelaps) circularis*, **SL**: *Straptolaelaps lyomidis*, **M4**: Mesostigmado 4, **AS**: *Androlaelaps (Eubrachylaelaps) spinosus*, **M6**: Mesostigmado 6, **HA**: *Haemogaamasus ambulans*, **M10**: Mesostigmado 10, **Gsp**: *Ggigantolaelaps sp*, **Ixo**: Ixodidae, **Ixodes**, **Ambly**: *Amblyoma*, **Der**: *Dermacentor*, **Pht**: Phthiraptera, **Sif**: Siphonaptera, **Tro**: Trombiculidae, **Amb**: *Amblyopinus*, **Lis**: Listrophoridae.

VIII. Discusión

Diversidad de roedores

Los resultados muestran que la predicción planteada no se ajusta, ya que de acuerdo con la hipótesis de la rodentización se esperaba una reconfiguración en la estructura de las comunidades de mamíferos, donde los mamíferos de menor tamaño se verían beneficiados en su abundancia por los cambios antropogénicos en el hábitat (Pires y Galetti, 2023). Por el contrario, en los resultados el efecto de la dilución está presente, y por esta razón no es posible detectar el aumento de los ectoparásitos en los roedores (Mendes, 2014; Young et al., 2014), Es decir, en este estudio se muestra un escenario diferente, donde los sitios más conservados no difieren en su comunidad de roedores, aunque si es significativamente diferente la comunidad de ectoparásitos con mayor diversidad en los sitios conservados que los degradados.

La respuesta de las comunidades de roedores no se limita a ser resultado de la perturbación y degradación del hábitat, que si bien, estos factores pueden conducir cambios en la abundancia de los pequeños mamíferos, no son los únicos que modifican la estructura de la comunidad (Arce-Peña et al., 2019), la estacionalidad, la intensidad del uso del suelo y la presencia de animales de tallas más grandes son solo algunas de los factores que pueden influir en las dinámicas de las comunidades de los ratones (Young et al., 2016; Young et al., 2014; Dirzo et al., 2014; Shilereyo et al., 2022).

Por lo que, nuestros resultados deben tomarse con cautela, debido a que estas variaciones y sus consecuencias se encuentran influenciadas por las diferentes intensidades en las fluctuaciones temporales y espaciales del paisaje, es decir, si la matriz a evaluar se ve considerablemente afectada por la perturbación del hábitat y esta presión se mantiene por periodos largos, los efectos en los cambios de las comunidades se verán reflejados en mayor medida (Courtier et al., 2012; Young et al., 2014). Así que existe la probabilidad de que las condiciones de manejo como fueron evaluadas muestren un escenario donde la perturbación aun no es suficiente para mostrar los cambios en la dinámica de las comunidades de los ratones y sus ectoparásitos como se ha mostrado en estudios anteriores (Barriga-Carbajal, Vargas-Sandoval y Mendoza, 2023; Froeschke et al., 2013).

El área en el que fue desarrollado el estudio tiene las condiciones que permiten que sea una matriz heterogénea, ya que la dinámica de las principales actividades económicas (agricultura, ganadería y aprovechamiento forestal) es diferente, debido a que varían de 1-3 años para zonas destinadas a la agricultura y ganadería, hasta llegar de los 10 a 15 años para sitios destinados al aprovechamiento forestal maderable (ejidatario Cordón Grande, *com pers*), aunado a que en muchas ocasiones las parcelas que ya han sido utilizadas se retoman para los diferentes procesos productivos, también se destinan nuevos sitios con vegetación natural para ampliar las zonas de aprovechamiento. Cabe destacar que, en contraparte, la zona cuenta con un Área Destinada Voluntariamente a la Conservación (ADVC) y un corredor comunitario para la protección del jaguar que suman más de 12,000 ha de vegetación, las cuales no son utilizadas para el desarrollo de actividades económicas, (ejidatario Cordón Grande, *com pers*) y aún mantiene una diversidad importante de mamíferos medianos y grandes (Ruiz-Gutiérrez et al., 2020).

Estas condiciones dan pauta a que exista una matriz donde los sitios categorizados como degradados se encuentran en una zona circundante rodeada de vegetación nativa. Esto puede implicar una alta heterogeneidad en el hábitat que influya en los resultados observados en la comunidad de los roedores, y que no muestre diferencias al momento de realizar una comparación de la diversidad entre las condiciones de manejo (Cudney-Valenzuela, 2023; Arce-Peña et al., 2019). Además, mientras que la composición del paisaje no represente una barrera para alguna especie, esta puede actuar como amortiguamiento para reducir los impactos de la perturbación (Kupfer et al., 2006; Ricketts, 2001), y en el área de estudios existen parches que pueden funcionar como un corredor que conecte entre sitios íntegros y degradados.

Los resultados difieren de la idea generalizada de que los ratones responden de manera positiva demográficamente a los cambios en el uso del suelo donde se simplifica la estructura del hábitat y los efectos que esta modificación trae consigo (Leija y Mendoza, 2021; Singleton et al., 2010), ya que, como se puede observar en las figuras 2 y 5 los sitios íntegros son los que presentaron una mayor abundancia frente a los sitios degradados donde existen cambios más visibles en el uso del suelo. Es por ello que no se encontró evidencia de que las comunidades de roedores se vean afectadas significativamente por los cambios de la matriz general, sin embargo, los individuos pueden verse replegados de su distribución

original refugiándose en los parches de bosques que no sufren una modificación, lo que puede reflejar un efecto de aglomeración dispersados desde las áreas circundantes modificadas (Gestich et al., 2022; Vallejos et al., 2020; Grez et al., 2004). Este efecto ya ha sido observado en comunidades de mamíferos arbóreos (Cudney-Valenzuela, 2023), mamíferos no voladores (Laurance, 1991) y monos aulladores (Arroyo-Rodríguez y Días, 2010).

Cabe destacar que no todas las especies de roedores poseen el mismo éxito de adaptación frente a estos cambios en el uso de suelo. Es de suma importancia identificar a las especies que se benefician y a las que se perjudican ante las fluctuaciones en el hábitat y las posibles implicaciones para su conservación, sin embargo, estos estudios requieren un diseño distinto a los objetivos planteados en esta investigación (Arce-Peña et al., 2019; Horváth et al., 2001). Ya que la comunidad de los sitios íntegros es subconjunto de la comunidad total, y es en los sitios degradados donde aparecen especies no compartidas (Fig. 5).

Diversidad de ectoparásitos

Abordar el estudio ecológico de una comunidad que involucre distintos órdenes de ectoparásitos resulta en muchos sentidos complejo, en principio, los factores bióticos y abióticos del hábitat tienen impactos variables entre ellos. Además de que la biología de cada grupo taxonómico es muy distinta entre sí. Como ejemplo, los ácaros mesostigmados asociados a pequeños mamíferos, son en muchas ocasiones parásitos facultativos u obligados, es decir que, gran parte del desarrollo de su ciclo de vida se realiza sobre el hospedero (Krantz y Walter, 2009 Dowling, 2006, Walter y Proctor, 1999).

Muchas de las especies de la familia Ixodidae y Trombiculidae se han documentado que, están asociadas a diferentes especies de pequeños mamíferos en alguno de sus estadios, sin embargo en las diferentes fases del desarrollo ontogénico puedan encontrarse fuera del hospedador como organismos de vida libre (Randolph et al., 2019, Nava et al., 2003, Hoffmann, 1970), donde las características medioambientales tendrían un mayor impacto en los parámetros ecológicos de algunas especies (Estrada-Peña et al., 2019), o el caso de los sifonapteros, que varían en las interacciones con sus hospederos con asociaciones altamente específicas, oportunistas y/o accidentales (Medvedev, 2002).

Sin embargo, a pesar del conocimiento que se tiene sobre los diferentes ciclos de vida de diferentes taxones de ectoparásitos, aún existe poca información sobre los efectos reales de la perturbación del hábitat y sus efectos en estos organismos (Guzmán et al., 2020, Ramalho et al., 2020, Morand, 2010). Si bien, aunque el medio externo juega un papel como regulador de la respuesta de las infecciones de parásitos ante las modificaciones ambientales (Ostfeld, 2005), el efecto de las especies hospederas y cómo influyen en ellos las fluctuaciones del entorno es probablemente lo que tenga una mayor influencia sobre la diversidad en las comunidades de los ectoparásitos (Lareschi y Krasnov, 2010; Krasnov et al., 2005; Poulin, 2003). Ya que estas alteraciones van a provocar una variación en la riqueza y abundancia de los roedores que puede limitar o aumentar la disponibilidad de nuevos ambientes.

A pesar de que en diversos estudios se ha observado que la transformación del hábitat resulta benéfico para el aumento de la diversidad de los ectoparásitos (Shilereyo et al., 2022, Theshome y Girmay, 2015, McFarlane et al., 2008, Pilosof et al., 2012), los resultados muestran un escenario diferente, en el que los sitios íntegros son los que resguardan la mayor diversidad de especies de ectoparásitos en los tres órdenes de diversidad evaluados (q^0 , q^1 y q^2) frente a los sitios degradados, en los que se observa una menor riqueza, diversidad y equitatividad de las comunidades de estos taxones, en donde aparentemente las condiciones de perturbación limitan de alguna manera el aumento demográfico de las diferentes poblaciones.

Al parecer una mayor heterogeneidad en el hábitat, permite que se desarrolle una alta diversidad de ectoparásitos, la cual, está mayormente concentrada en los sitios íntegros, ya que estos mantienen variables que permiten un ambiente propicio para los ectoparásitos durante sus estadios fuera del hospedador (Shilereyo et al., 2022). Como ya se mencionó el efecto de los hospederos parece provocar una respuesta positiva a la diversidad en los sitios íntegros. Ya que, como resultado de la respuesta de la comunidad de roedores hacia la perturbación del ambiente, la abundancia de los hospederos esta mayormente agregada hacia los sitios más conservados, lo que aparentemente beneficia a la comunidad de ectoparásitos lo cual, aumenta su riqueza y diversidad. Probablemente el efecto del paisaje con parches degradados frente a una matriz en su mayoría conservada permite que los efectos de la degradación en la diversidad no se presenten (Gillespie y Chapman, 2006).

Por otro lado, los sitios degradados también tienen características que pueden impactar a las comunidades de los ectoparásitos, se ha demostrado que los diferentes usos de suelo conllevan a diferentes efectos negativos sobre la ecología y reproducción de estos organismos (Teixeira et al., 2019, Hieronimo et al., 2014, Biaggini et al., 2009). Aunado a que, a pesar de que los sitios están categorizados como degradados, los resultados sugieren que aún conservan características tales como la presencia de depredadores y/o especies que representen competencias inter e intraespecíficas que ayuden a regular las poblaciones de las especies hospedadoras y por consecuencia sus ectoparásitos asociados (Bovendorp et al., 2018, Dirzo et al., 2014, Garmendia et al., 2013; Ruiz-Gutiérrez, et al. 2020).

Aun cuando se observaron diferencias en la diversidad de los ectoparásitos al comparar los sitios íntegros y degradados, no existen diferencias significativas en la abundancia ($U=47.5$; $P= 0.087$; $Z=0.151$) ni en los roedores infestados ($U=30$; $P= 0.137$; $Z=1.484$). Se observaron abundancias muy similares entre los sitios íntegros (508) y los sitios degradados (408), contrariamente a lo esperado, las abundancias más grandes de ectoparásitos están concentradas en los sitios con mayor grado de conservación. Si bien, este escenario se ajusta a los estudios realizados previamente (Obiegala et al. 2021; Benedek et al., 2024), es probable que los resultados sean consecuencia de otros factores como el efecto hospedador, el repliegue de especies o la presencia de depredadores en los sitios degradados.

Este hecho puede estar relacionado con una característica destacable en los sistemas parasitarios donde la población general se distribuye de forma dispersa o agrupada, esto es, la mayoría de los hospedadores son portadores de relativamente pocos ectoparásitos, por el contrario, un pequeño grupo de hospedadores tiene cargas parasitarias elevadas que conforman la mayor estructura de la población de ectoparásitos (Thesome y Girmay, 2015, Blagburn y Dryden, 2009). Este fenómeno concuerda con lo observado durante el muestreo y se presenta en ambas condiciones de perturbación; en los sitios íntegros la mitad de la abundancia general de ectoparásitos se concentra en diez de los 85 individuos detectados con infecciones de ectoparásitos (*Heteromys irroratus*, *Heteromys pictus*, *Peromyscus* sp, y *Megadontomys thomasi*), mientras que en los sitios degradados más de la mitad de la abundancia general (53%) se encuentra aglomerada en tan solo seis de los 50 individuos hospedadores detectados (*Peromyscus* sp y *Heteromys pictus*).

La similitud en las abundancias de los ectoparásitos puede ser respondida por implicaciones ecológicas arraigadas a los hospederos (Lareschi y Krasnov, 2010), las especies de los géneros *Peromyscus* y *Heteromys*, son la que conservan las mayores abundancias de ectoparásitos y éstas fueron registradas en ambas condiciones de manejo, por lo que es probable que estas especies tengan cierta resistencia a la perturbación del hábitat y sean un factor por el cual no se presenten diferencias en la demografía de los ectoparásitos como respuesta a los cambios en el uso del suelo y funcionen como una especie de corredor para los ectoparásitos entre ambas condiciones de manejo (Cuadro 3).

Si bien las abundancias son similares entre las condiciones evaluadas, la composición de las especies de ectoparásitos no lo es, tan solo para los géneros *Peromyscus* y *Heteromys*, existe una reducción en el número de especies asociadas para cada tipo de condición evaluada (íntegro-degradado), en el caso de los heterómidos se registraron nueve especies de ectoparásitos, mientras que para los sitios íntegros solo cuatro especies fueron detectadas. *Straptolaelaps lyomidis* es la especie más abundante en ambas condiciones de manejo, al parecer esta especie está mejor adaptada a la perturbación del ambiente, sin embargo, los ixódidos y sifonápteros no fueron registrados en los sitios degradados, por lo que es probable que este impacto influya de manera negativa a las poblaciones de ambas familias (Randolph et al., 2019, Medvedev, 2002).

Por otro lado, en el género *Peromyscus* se observa una reducción en la riqueza de ectoparásitos (diez especies íntegro y seis especies degradado) y un aumento exponencial en la abundancia de la especie *Adrolaelaps spinosus* en los sitios degradados, mientras que *Adrolaelaps circularis* presenta una disminución en sus abundancias, es probable que *A. spinosus* esté mejor adaptada a la perturbación del ambiente, mientras que *A. circularis* tenga requerimientos biológicos característicos de ambientes conservados (Rynkiewicz, 2013).

Sin embargo cuando se evalúa la composición de las comunidades a una mayor escala espacial se observa que no existen diferencias entre los sitios íntegros y degradados ($F=0.597$, $R^2=0.0339$, $P=0.762$), pero si se presenta una gran variación entre los sitios de estudio, aparentemente la heterogeneidad en la matriz del paisaje (Ostfield, 2009; Hieronimo et al., 2014) y la capacidad de respuesta de los hospederos (Lareschi y Krasnov 2010; Bordes et al., 2013) son los factores principales del fenómeno observado en este estudio, sin embargo el reto principal es analizar los requerimientos ecológicos puntuales de la comunidad de

ectoparásitos para determinar hasta qué punto la perturbación impactaría en la composición general del ecosistema.

Finalmente, los valores de las cargas parasitarias resultan congruentes a los resultados analizados a lo largo del estudio, si bien, se observa una comunidad compuesta en su mayoría por especies de mesostigmados, la prevalencia en general ofrece un panorama donde los recursos son utilizados de maneras muy similares entre las diferentes poblaciones de ectoparásitos y no se observa una tendencia al aumento de la misma frente a la perturbación del hábitat, por lo que se puede concluir que la degradación de la zona aún no es la suficiente para afectar a las comunidades de roedores y sus ectoparásitos asociados, contrario a estudios en donde las cargas parasitarias y las abundancias de roedores si se observan impactadas por la degradación y el cambio del uso del suelo (Shilereyo et al., 2022, Bordes et al., 2013, Lareschi y Krasnov, 2010).

Hay evidencia que muestra que, en una matriz altamente perturbada donde existan pocas zonas conservadas, esta condición sí representa un factor importante para el aumento demográfico de las comunidades de ectoparásitos asociados a roedores (Arce-Peña et al., 2019, Civitello et al., 2015), esto puede representar un riesgo para la salud pública debido a los diferentes patógenos asociados a los ectoparásitos y a la mayor probabilidad de interacción entre estos y las comunidades humanas (Uhm et al., 2017, Young et al., 2014, Young et al., 2016, Dirzo et al., 2014). Por lo que es prioritario aumentar los esfuerzos para ampliar el conocimiento de las características ecológicas de los ectoparásitos y así tomar acciones para que el ecosistema funcione como un amortiguador frente a las diferentes enfermedades zoonóticas emergentes.

IX. Conclusiones

Si bien las alteraciones en las estructuras de las comunidades de roedores son fenómenos que se han logrado observar en condiciones donde el paisaje está altamente perturbado, los resultados de este estudio no reflejan diferencias en la riqueza, diversidad y abundancia de los pequeños mamíferos. Esto puede atribuirse a que las condiciones de perturbación de la matriz general en el paisaje aún no presentan las condiciones para que los roedores no reflejen los cambios en de estas, ya que en los sitios degradados se ha logrado registrar la presencia de mamíferos grandes y medianos por lo que a pesar de que si existen condiciones para catalogar los sitios como degradados es probable que todavía se conserve la conectividad entre los sitios que se encuentran mayormente conservados.

Por otro lado, las condiciones de los sitios mayormente conservados parecen favorecer las comunidades de ectoparásitos, ya que en estos es donde se registró una mayor riqueza y diversidad frente a los sitios mayormente degradados. Sin embargo, al realizar la comparación de la carga ectoparasitaria no pudimos observar diferencias en los parámetros de infestación evaluados, por lo que esto apoya nuestra hipótesis de que la matriz aún no presenta un grado de perturbación suficiente para observar los efectos del aumento de las cargas parasitarias en sitios particularmente degradados. Sin embargo, es recomendable ampliar los estudios enfocados en el conocimiento ecológico de estos organismos. Este estudio permitió ampliar el conocimiento sobre las interacciones entre roedores y ectoparásitos ya que se registraron nuevos registros de hospederos.

X. Literatura citada

- Arce-Peña, N. P., V. Arroyo-Rodríguez, M. San-José, D. Jiménez- González, I. Franch-Pardo, E. Andresen, and L. D. Ávila- Cabadilla. (2019). Landscape predictors of rodent dynamics in fragmented rainforests: Testing the rodentization hypothesis. *Biodiversity and Conservation*, 28: 655–69.
- Arnett, R. H., Jr., Thomas, M. C., Skelley, P. E., and Frank, J. H. (Eds.). (2002). *American beetles, Vol. 2, Polyphaga: Scarabaeoidea through Curculionoidea*. Boca Raton: CRC Press.
- Arroyo-Rodríguez V., and Dias P.A.D. (2010). Effects of habitat fragmentation and disturbance on howler monkeys: a review. *American Journal of Primatology*, 72:1–16.
- Ashe J.S., and Timm, R.M. (1995). Systematics, distribution, and host specificity of *Amblyopinus* Solsky 1875 (Coleoptera Staphylinidae) in Mexico and Central America. *Tropical Zoology*, 8(2): 373-399.
- Barriga-Carbajal, M. L., Vargas-Sandoval, M., and Mendoza, E. (2023). Deforestation increases the abundance of rodents and their ectoparasites in the Lacandon forest, Southern Mexico. *Revista de Biología Tropical*, 71(1).
- Bassols, B. I. (1975). Mesostigmata de los mamíferos de México, con especial referencia a la subfamilia Laelapinae (Acari: Parasitiformes). Escuela Nacional de Ciencias. Biológicas Instituto Politécnico Nacional Tesis Doctoral, 1–340.
- Benedek, A. M., Boeraş, I., Lazăr, A., Sandu, A., Cocîrlea, M. D., Stănciugelu, M., Cic, N.V., and Postolache, C. (2024). Effects of season, habitat, and host characteristics on ectoparasites of wild rodents in a mosaic rural landscape. *Animals*, 14(2):304.
- Biaggini, M., Berti, R., and Corti, C. (2009). Different habitats, different pressures? Analysis of escape behaviour and ectoparasite load in *Podarcis sicula* (Lacertidae) populations in different agricultural habitats. *Amphibia-Reptilia*, 30: 453–461.
- Blagburn, L.B., and Dryden, W.M. (2009). Biology, treatment, and control of flea and tick infestations. *Veterinary Clinics of North America: Small Animals Practice*, 39: 1173–1200.

- Bogoni, J.A., Peres, C.A., and Ferraz, K.M.P.M.B. (2020). Effects of mammal defaunation on natural ecosystem services and human well-being throughout the entire Neotropical realm. *Ecosystem Services*, 45: 101173.
- Bordes, F., Herbreteau, V., Dupuy, S., Chaval, Y., Tran, A., and Morand, S. (2013). The diversity of microparasites of rodents: a comparative analysis that helps in identifying rodent-borne rich habitats in Southeast Asia. *Infection ecology and epidemiology*, 3: 20178.
- Bovendorp R.S., Brum F.T., McCleery R.A., Baiser B., Loyola R., Cianciaruso M.V., and Galetti M. (2018). Defaunation and fragmentation erode small mammal diversity dimensions in tropical forests. *Ecography*, 42: 23–45.
- Bradshaw, C.J.A., Ehrlich, P.R., Beatti, A., Ceballos, G., Crist, E., Diamond, J., Dirzo, R., Ehri, A.H., Harte, J., Harte, M.E., Pyke, G., Raven, P.H., Ripple, W.J., Saltré, F., Turnbull, C., Wackernagel, M., and Blumstein, D.T. (2021). Underestimating the challenges of avoiding a ghastly future. *Frontiers in Conservation Science*, 1: 615419.
- Bush, A. O., K. D., Lafferty, J. M., Lotz, and A. W. Shostak. (1997). Parasitology meets ecology on its own terms: Morgolis, et al. revisited. *Journal of Parasitology*, 83: 575–583.
- Carroll, D.S., Peppers L.L., and Bradley, R.D. (2005). Molecular systematics and phylogeography of the *Sigmodon hispidus* species group. En Sánchez-Cordero, V. y R. A. Medellín (Eds). *Contribuciones mastozoológicas en homenaje a Bernardo Villa*. Instituto de Biología e Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, D.F., pp 87-99.
- Ceballos, G. y G. Oliva. 2005. *Los mamíferos silvestres de México*. CONABIO – Fondo de Cultura Económica, México D.F. 988 p.
- Chao A., and Colwell R.K. (2017). Thirty years of progeny from Chao’s inequality: estimating and comparing richness with incidence data and incomplete sampling. *Statistics and Operation Research Transactions*, 41: 3–54.
- Chao A., and Jost L. (2012). Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology*, 93: 2533–2547.

- Civitello D.J., Cohen J., Fatima H., Halstead N.T., Liriano J., MacMahon T.A., Ortega C.N., Sauer E. L., Sehgal T., Young S., and Rohr J.R. (2015). Biodiversity inhibits parasites: broad evidence for the dilution effect. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112: 8667–71.
- Clarke, K. R., Somerfield, P. J., and Chapman, M. G. (2006). On resemblance measures for ecological studies, including taxonomic dissimilarities and a zero-adjusted Bray-Curtis coefficient for denuded assemblages. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 330(1): 55–80.
- Clarke, K.R., (1993). Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal Ecology*, 18: 117–143.
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), (1998). 'Curvas de nivel para la República Mexicana'. [Archivo shapefile con formato vectorial compuesto por 4 archivos (shp, shx, dbf, prj)] Escala 1:250000. Extraído del modelo Digital del terreno del Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). México. Extraído de: <http://geoportal.conabio.gob.mx/metadatos/doc/html/cni250kgw.html>, consultado el 11 de noviembre de 2022.
- Contreras M. N., Emmen D. A., y Jurado, L. J. (2023). Patrones coevolutivos entre piojos chupadores (Phthiraptera: Anoplura) y sus roedores hospederos (Mammalia: Rodentia). (2ª edición) Editorial Digital UP” Universidad de Panamá, Vicerrectoría de Investigación y Postgrado, Oficina de Publicaciones Académicas y Científicas.
- Courtier S., Núñez J.M., and Kolb M. (2012). Measuring tropical deforestation with error margins: a method for REDD monitoring in south-eastern Mexico. In: Sudarshana P. (ed) *Tropical forests*. InTech, Shanghai, pp 269–296.
- Crowson, R. A. (1981). *The biology of the Coleoptera*. London: Academic Press.
- Cudney-Valenzuela, S. J., Arroyo-Rodríguez, V., Morante-Filho, J. C., Toledo-Aceves, T., and Andresen, E. (2023). Tropical forest loss impoverishes arboreal mammal assemblages by increasing tree canopy openness. *Ecological Applications*, 33(1), e2744.
- Cultid-Medina C, y Escobar F. (2019). Pautas para la estimación y comparación estadística de la diversidad biológica (^qD). En Moreno CE (Ed) *La biodiversidad en un mundo*

- cambiante: Fundamentos teóricos y metodológicos para su estudio. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo/Libermex, Ciudad de México, pp 175–202.
- Dalgleish R.C., Palma R.L., Price, R. D., and Smith V.S. (2006). Fossil lice (Insecta: Phthiraptera) reconsidered. *Systematic Entomology*, 31(4): 648-651.
- Díaz, P., Dirzo, R., López, O., Munguía-Carrara, M., Robredo, E. and Schmidt, M.F. (2021). Manual de monitoreo: Sitios Permanentes de Calibración y Monitoreo de la Biodiversidad. Ciudad de México, México. CONABIO.
- Dirzo R, Young HS, Galetti M, Ceballos G, Isaac NJ, and Collen B. (2014). Defaunation in the Anthropocene. *Science* 345:401–6
- Dowling, A.P. (2006). Mesostigmatid mites as parasites of small mammals: Systematics, ecology, and the evolution of parasitic associations. In: Morand, S., Krasnov, B.R., Poulin, R. (eds) *Micromammals and Macroparasites*. Springer, Tokyo.
- Durden L.A. (2019). Lice (Phthiraptera) en Mullen G.R. y Durden L. A. (eds) *Medical and veterinary entomology* (3th ed., pp 1-769). Academic press.
- Durden L.A. and Hinkle N.A. (2019). Fleas (Siphonaptera) en Mullen G.R. y Durden L. A. (eds) *Medical and veterinary entomology* (3th ed., pp 1-769). Academic press.
- Espinosa-Martínez, D. V., Ríos-Muñoz, C. A., Nanduca, H. R., Arroyo-Cabrales, J., y León-Paniagua, L. (2017). Mamíferos de Guerrero. *Revista Mexicana de Mastozoología (Nueva Época)*, 7(2): 38-67.
- Estrada-Peña, A., Nava, S., Tarragona, E., Bermúdez, S., de la Fuente, J., Domingos, A., Labruna, M., Mosqueda, J., Merino, O., Szabó, M., Venzal, J. M., and Guglielmone, A. A. (2019). Species occurrence of ticks in South America, and interactions with biotic and abiotic traits. *Scientific data*, 6(1): 299.
- Friggens, M. M., and Beier, P. (2010). Anthropogenic disturbance and the risk of flea-borne disease transmission. *Oecologia*, 164(3), 809–820.
- Froeschke, G., van der Mescht, L., McGeoch, M., and Matthee, S. (2013). Life history strategy influences parasite responses to habitat fragmentation. *International Journal for Parasitology*, 43(14): 1109-1118.
- García, E. y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), (1998). 'Climas', (utilizando la clasificación de Köppen, modificado por García (1962)), [Archivo shapefile con formato vectorial compuesto por 4

- archivos (shp, shx, dbf, prj)]. Escala 1:1000000. México. Extraído de: <http://geoportal.conabio.gob.mx/metadatos/doc/html/climalmgw.html>, consultado el 11 de noviembre de 2022.
- Garmendia A., Arroyo-Rodríguez V., Estrada A., Naranjo E.J., and 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: 331–344.
- Gestich, C. C., Arroyo-Rodríguez V., Saranholi B. H., da Cunha R. G. T., Setz E. Z. F., and Ribeiro M.C. (2022). Forest loss and fragmentation can promote the crowding effect in a forest- specialist primate. *Landscape Ecology*, 37: 147–57.
- Gibb, R., Redding, D.W., Chin, K.Q., Donnelly A. C., Blackburn T. M., Newbold T., and Jones K. E. (2020). Zoonotic host diversity increases in human-dominated ecosystems. *Nature*, 584: 398–402.
- Gillespie, T. R., and Chapman, C. A. (2006). Prediction of parasite infection dynamics in primate metapopulations based on attributes of forest fragmentation. *Conservation biology*, 20(2): 441-448.
- Giribet, G., and Edgecombe, G. D. (2020). *The invertebrate tree of life*. Princeton University Press.
- Greze, A., Zaviero T., Tischendorf L., and Fahrig L. (2004). A transient, positive effect of habitat fragmentation on insect population densities. *Oecologia*, 141: 444–51.
- Guzmán-Cornejo C., Herrera-Mares A., Ugalde-Medina A., López-Pérez A. M., Del Castillo-Martínez L., Acosta-Gutiérrez. R., Cabrera-Garrido M., and Morales-Malacara J. B. (2020). Arthropods associated with mammals. Their importance as part of the richness in a Biosphere Reserve in Mexico. *Journal of Medical Entomology*, 57(3): 780–787.
- Hall, E. R. (1981). *The Mammals of North America*. New York, John Wiley and Sons. Vol. 1: XV+600+90, vol. 2: VI+601—1181+90.
- Halliday, F. W., Rohr, J. R., and Laine, A. L. (2020). Biodiversity loss underlies the dilution effect of biodiversity. *Ecology Letters*, 23: 1611–1622.
- Hieronimo, P., Kihupi, N. I., Kimaro, D. N., Gulinck, H., Mulungu L. S., Msanya, B. M., Leirs, H., and Deckers J. A. (2014). Contribution of land use to rodent flea load

- distribution in the plague endemic area of Lushoto District, Tanzania. *Tanzania Journal of Health Research*, 16(3): 240–249.
- Hoff, C. C. (1949). The pseudoscorpions of Illinois. *Illinois Natural History Survey Bulletin*, 24(4).
- Hoffmann A., (1970). Estudio monográfico de los trombicúlidos de México (Acarina: Trombiculidae). Primera parte. *Anales Escuela Nacional de Ciencias. Biológicas, Méx.*, 18: 191-263.
- Horváth, A., March, I. J., and Wolf J. H. (2001). Rodent diversity and land use in Montebello, Chiapas, Mexico. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 36(3): 169-176.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). (2021). 'Conjunto de Datos Vectoriales de Uso de Suelo y Vegetación. Escala 1:250 000, Serie VII. Conjunto Nacional.', [Archivo shapefile con formato vectorial compuesto por 4 archivos (shp, shx, dbf, prj)]. Escala: 1:250 000. Edición: 1. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Aguascalientes, México. Extraído de: <http://geoportal.conabio.gob.mx/metadatos/doc/html/usv250s7gw.html> , consultado el 11 de noviembre de 2022.
- Instituto Nacional de investigaciones Forestales y Agropecuarias (INIFAP), Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), (1995). 'Edafología'. [Archivo shapefile con formato vectorial compuesto por 4 archivos (shp, shx, dbf, prj)] Escalas 1:250000 y 1:1000000. México. Extraído de <http://geoportal.conabio.gob.mx/metadatos/doc/html/eda251mgw.html>, consultado el 11 de noviembre de 2022.
- Jost L. (2006). Entropy and Diversity. *Oikos*, 113: 363–375.
- Keesing F., Allan B.F., Young T.P., and Ostfeld R.S. (2013). Effects of wildlife and cattle on tick abundance in central Kenya. *Ecol. Appl.*, 23: 1410–1418.
- Kimuyu, D.M., Sensenig, R.L., Riginos, C., Veblen, K.E., and Young, T.P. (2014). Native and domestic browsers and grazers reduce fuels, fire temperatures, and acacia ant mortality in an African savanna. *Ecol. Appl.* 24: 741–749.
- Krantz G.W., and Walter D.E. (2009). *A Manual of Acarology. Collecting, Rearing, and Preparing Specimens*. Texas Tech University Press, Lubbock.

- Krasnov, B. R., Stanko, M., and Morand, S. (2007). Host community structure and infestation by ixodid ticks: repeatability, dilution effect and ecological specialization. *Oecologia*, 154: 185-194.
- Krasnov, B.R., Shenbrot, G.I., Mouillot, D., Khokhlova, I.S., and Poulin, R. (2005). Spatial variation in species diversity and composition of flea assemblages in small mammalian hosts: geographic distance or faunal similarity? *Journal of Biogeography*, 32: 633–644.
- Krinsky W.L. (2019). Beetles (Coleoptera) en Mullen G.R. y Durden L. A. (eds) *Medical and veterinary entomology* (3th ed., pp 1-769). Academic press.
- Kupfer J.A., Malanson G.P., and 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: 8–20.
- Kuris A.M., Hechinger R.F., Shaw J.C., Whitney K.L., Aguirre-Macedo L., Boch C. A., Dobson A.P., Dunham E.J., Fredensborg B.L., Huspeni T.C., Lorda J., Mababa L., Mancini F.T., Mora A.B., Pickering M., Talhouk N.L., Torchin M.E., and Lafferty K.D. (2008). Ecosystem energetic implications of parasite and free-living biomass in three estuaries. *Nature*, 454: 515–518.
- Lareschi M. (1996). Estudio preliminar de la comunidad de roedores (Rodentia: Muridae) y sus ectoparásitos (Acari, Phthiraptera y Siphonaptera) en Punta Lara (Buenos Aires). *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 55: 113–120.
- Lareschi M., and Krasnov B.R. (2010). Determinants of ectoparasite assemblage structure on rodent hosts from South American marshlands: the effect of host species, locality and season. *Medical and Veterinary Entomology*, 24(3): 284–292.
- Lareschi M., Sanchez J.P., Ezquiaga M.C, Autino A.G., Díaz M.M., and Bárquez R.M. (2010). Fleas associated with mammals from Northwestern Argentina, with new distributional reports. *Comparative Parasitology*, 77: 207–213.
- Laurance W.F. (1991). Ecological correlates of extinction proneness in Australian tropical rain forest mammals. *Conservation Biology*, 5: 79–89.
- Lavery T. H., Posala C.K., Tasker E.M., and Fisher D.O. (2020). Ecological generalism and resilience of tropical island mammals to logging: A 23-year test. *Global Change Biology*, 26(6): 3285–3293.

- Leija, E.G., and Mendoza M.E. (2021). La conectividad del paisaje como estrategia para atenuar el riesgo de zoonosis por la deforestación y defaunación. *Ecosistemas*, 30(3): 2235–2235.
- Lewis R. E. (1993). Notes on the geographic distribution and host preferences in the order Siphonaptera. Part 8. New taxa described between 1984 and 1990, with a current classification of the order. *Journal of Medical Entomology*, 30: 239-256.
- López-Mejía M., Moreno C. E., Zuria I., Sánchez-Rojas G., y Rojas-Martínez A. (2017). Comparación de dos métodos para analizar la proporción de riqueza de especies entre comunidades: un ejemplo con murciélagos de selvas y hábitats modificados. *Revista mexicana de biodiversidad*, 88(1): 183–191.
- Maderey-R L. E., Torres-Ruata C. (1990). 'Hidrografía'. [Archivo shapefile con formato vectorial compuesto por 4 archivos (shp, shx, dbf, prj)]. Extraído de Hidrografía e hidrometría, IV.6.1 (A) del Atlas Nacional de México. Vol. II. Escala 1: 4000000. Instituto de Geografía, UNAM. México. Extraído de: <http://geoportal.conabio.gob.mx/metadatos/doc/html/hidro4mgw.html>, consultado el 11 de noviembre de 2022.
- Mammal Diversity Database (MDD). (2024). Mammal Diversity Database (Version 1.13) [Data set]. Zenodo.
- Martín-Regalado, C. N., Briones-Salas, M., Moreno, C. E., and Sánchez-Rojas, G. (2022). Identifying areas for multidimensional biodiversity conservation, with a case study in Oaxaca, Mexico. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 20(4):369-376.
- McCune B., Grace J.B., and Urban D.L. (2002). *Analysis of ecological communities*. MjM Software design Glenden Beach, (28), 600 pp.
- McFarlane R., Sleight A., and McMichael T. (2012). Synanthropy of wild mammals as a determinant of emerging infectious diseases in the Asian-Australasian region. *EcoHealth*, 9: 24–35.
- Medvedev S.G. (2002). Peculiarities of the distribution and host-associations of fleas (Siphonaptera). *Entomological Review*, 81(3): 737–753.
- Mendes C. (2014). Patch size, shape and edge distance influences seed predation in a keystone palm in tropical rainforests. MS Thesis, Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociencias de Rio Claro, Rio Claro, pp 1–51.

- Milholland M. T., Castro-Arellano I., Suzán G., Garcia-Peña G. E., Lee T. E., Rohde R. E., Aguirre A.A., and Mills, J. N. (2018). Global diversity and distribution of hantaviruses and their hosts. *EcoHealth*, 15(1): 163–208.
- Morand S. (2010). Infectious diseases, biodiversity and global changes: how the biodiversity sciences may help. In: Lopez-Pujol, J, (Ed). The importance of biological interactions in the study of biodiversity. IntechOpen. Rijeka, Croatia, (1): 231-254 pp.
- Morand S., Bouamer, S., and Hugot, J.-P. (2006). Nematodes. In: Morand, S., Krasnov, B.R., Poulin, R. (Eds.), *Micromammals and Macroparasites*. Springer-Verlag, Berlin, pp. 63–80.
- Moree J. O. (2012). Effects of Ectoparasite Removal on *Peromyscus leucopus* and *Ochrotomys nuttalli* within a Forest Ecosystem. Doctoral Thesis, University of Georgia, Georgia, pp 1–60.
- Moreno C.E., Barragán F., Pineda E., y Pavón N. (2011). Re-análisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 82: 1249–1261.
- Nava S., Lareschi M., and Voglino D. (2003). Interrelationship between ectoparasites and wild rodents from northeastern Buenos Aires Province, Argentina. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz*, 98: 45–49.
- Newbold T., Hudson L.N., Hill S.L.L., Contu S., Lysenko I., Senior R.A., Börger L., Bennett D.J., Choimes A., Collen B., Day J., De Palma A., Díaz S., Echeverria-Londoño S., Edgar M.J., Feldman A., Garon M., Harrison M.L.K., Alhousseini T., Ingram D.J., Itescu Y., Kattge J., Kemp V., Kirkpatrick L., Kleyer M., Laginha Pinto Correia D., Martin C.D., Meiri S., Novosolov M., Pan Y., Phillips H.R.P., Purves D.W., Robinson A., Simpson J., Tuck S.L., Weiher E., White H.J., Ewers R.M., Mace G.M., Scharlemann J.P.W., and Purvis A.. (2015). Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature*, 520: 45–50.
- Obiegala A., Arnold, L., Pfeffer, M., Kiefer, M., Kiefer, D., Sauter-Louis, C., and Silaghi, C. (2021). Host–parasite interactions of rodent hosts and ectoparasite communities from different habitats in Germany. *Parasites & Vectors*, 14:1-16.
- Oksanen J, Simpson G, Blanchet F, Kindt R, Legendre P, Minchin P, O'Hara R, Solymos P, Stevens M, Szoecs E, Wagner H, Barbour M, Bedward M, Bolker B, Borcard D,

- Carvalho G, Chirico M, De Caceres M, Durand S, Evangelista H, FitzJohn R, Friendly M, Furneaux B, Hannigan G, Hill M, Lahti L, McGlenn D, Ouellette M, Ribeiro Cunha E, Smith T, Stier A, Ter Braak C, and Weedon J. (2024). *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.6-6.1, <<https://CRAN.R-project.org/package=vegan>>.
- Ostfeld R.S. (2009). Biodiversity loss and the rise of zoonotic pathogens. *Clinical Microbiology Infection*, 15(1): 40–3.
- Peres C.A. (2001). Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on Amazonian Forest vertebrates. *Conservation Biology*. 15(6): 1490–1505.
- Pérez, T. M., Guzmán-Cornejo, C., Montiel-Parra, G., Paredes-León, R., y Rivas, G. (2014). Biodiversidad de ácaros en México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 85:399-407.
- Pilosof S., Dick C.W., Korine C., Patterson B.D., and Krasnov B.R. (2012). Effects of anthropogenic disturbance and climate on patterns of bat fly parasitism. *PloS one*, 7(7): e41487.
- Pineda-López R. (2019). Estimadores de la riqueza de especies. En Moreno CE (Ed) *La biodiversidad en un mundo cambiante: Fundamentos teóricos y metodológicos para su estudio*. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo/Libermex, Ciudad de México, pp 159-174.
- Pires M. M and Galleti M. (2023). Beyond the “empty forest”: The defaunation syndromes of Neotropical Forest in the Anthropocene. *Global Ecology and Conservation*, 41, e02362.
- Ponce-Ulloa, H. E. y Llorente B.J.E. (1993). Distribución de los siphonaptera (arthropoda, insecta) en la Sierra de Atoyac de Álvarez, Guerrero, México. *Publicaciones especiales 11*, UNAM. México, D.F. pp 1-77.
- Poulin R. (2003). The decay of similarity with geographical distance in parasite communities of vertebrate hosts. *Journal Biogeography*, 30: 1609–1615.
- R Core Team, 2016. R: A language and environment for statistical computing [En línea]. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. [Consultado el: 5 de noviembre de 2023] Disponible en: <http://www.R-project.org>.
- Ramalho O.M., and Gubler, D.J. (2020). Human diseases associated with vectors (arthropods in disease transmission). In Ryan, E, Hill, D., Solomon, T., Aronson, N., and Endy

- T., (Eds.), *Hunter's tropical medicine and emerging infectious diseases*. Elsevier, 1063–1069 pp.
- Ramírez-Pulido, J., J. Arroyo y N. González. (2008). Mamíferos. Catálogo taxonómico de especies de México. En: *Capital natural de México, vol.: Conocimiento actual de la biodiversidad*. J. Soberón, G. Halffter y J. Llorente-Bousquets (comp.). CONABIO, México, D.F. CD1
- Randolph S.E. (2004). Tick ecology: processes and patterns behind the epidemiological risk posed by ixodid ticks as vectors. *Parasitology*, 129(S1): 37–65.
- Randolph S.E., and Dobson A.D.M. (2012). Pangloss revisited: A critique of the dilution effect and the biodiversity-buffers-disease paradigm. *Parasitology*, 139: 847–863.
- Ricketts T.H. (2001). The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. *The American Naturalist*, 158(1): 87–99.
- Ripple W.J., Wolf C., Newsome T.M., Gregg J.W., Lenton T.M., Palomo I., Eikelboom J.A.J, Law B.E., Huq S., Duffy P.B., and Rockstrom J. (2021). World scientists' warning of a climate emergency 2021. *BioScience*, 70: 8–12.
- Ruiz-Gutiérrez F., Chávez C., Sánchez-Rojas G., Moreno C.E., González-Salazar C., Ruiz-Gutiérrez B.O. y Torres-Bernal R. (2020). Mamíferos medianos y grandes de la Sierra Madre del Sur de Guerrero, México: evaluación integral de la diversidad y su relación con las características ambientales. *Revista mexicana de biodiversidad*, 91, e913168.
- Rynkiewicz E.C., Hawlena H., Durden L.A., Hastriter M.W., Demas, G.E., and Clay, K. (2013). Associations between innate immune function and ectoparasites in wild rodent hosts. *Parasitology Research*, 112(4): 1763–1770.
- Schmidt K.A., and Ostfeld R.S. (2001). Biodiversity and the dilution effect in disease ecology. *Ecology*, 82(3): 609–619.
- Shilereyo M., Magige F., Ranke P. S., Ogutu J. O., and Røskoft, E. (2022). Ectoparasite load of small mammals in the Serengeti Ecosystem: effects of land use, season, host species, age, sex and breeding status. *Parasitology Research*, 121(3), 823–838.
- Singleton G.R., Belmain S.R., Brown P.R., and Hardy B. (2010). *Rodent outbreaks: ecology and impacts*. International Rice Research Institute. Los Baños, Filipinas. pp 289.

- Teixeira D., Carrilho M., Silva M., Nunes M., Vieira M.L., Novo M. T., and Rosalino L.M. (2019). Mediterranean *Eucalyptus* plantations affect small mammal ectoparasites abundance but not individual body condition. *Ecological Research*, 34(3): 415–427.
- Thesome Z., and Girmay T. (2015). Ectoparasites of small mammals: ecology, infection and management in the changing world. *International Journal of Current Research*, 7(6): 17123–171128.
- Uhm D., Zaitch D., and Siegel, D. (2017). Defaunation, wildlife exploitation and zoonotic diseases: A green criminological perspective. *Revue Internationale de Droit Penal*, 87(1): 323–340.
- Vallejos M.A.V., Padial A.A., Vitule J.R.S., and Monteiro-Filho E.L.A. (2020). Effects of crowding due to habitat loss on species assemblage patterns. *Conserv. Biol.*, 34: 405–15.
- Veitch J.S., Bowman J., and Schulte-Hostedde A. I. (2020). Parasite species co-occurrence patterns on *Peromyscus*: joint species distribution modelling. *International Journal for Parasitology: Parasites and Wildlife*, 12: 199–206.
- Veitch J.S.M. (2020). Ectoparasitism of rodent hosts in Algonquin Provincial Park, Ontario, Canada: Infestation patterns, host glucocorticoids, and species co-occurrence. Laurentian University of Sudbury, Doctoral thesis, pp 104. Electronic library Laurentian. <https://zone.biblio.laurentian.ca/handle/10219/3460>.
- Walter D.E., and Proctor H.C. (1999). *Mites: Ecology, Evolution, and Behavior*. Springer, Dordrecht, Netherlands, pp 494.
- Webb T.J., and Mindel B.L. (2015). Global patterns of extinction risk in marine and non-marine systems. *Current. Biology*, 25: 506–511.
- Whitaker Jr, J. O., and Morales-Malacara, J. B. (2005). Ectoparasites and other associates (ectodytes) of mammals of Mexico. En Sánchez-Cordero, V. y R. A. Medellín (Eds). *Contribuciones mastozoológicas en homenaje a Bernardo Villa*. Instituto de Biología e Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, D.F., pp 535-666.
- Whiting M. F., Whiting A. S., Hastriter M. W., and Dittmar, K. (2008). A molecular phylogeny of fleas (Insecta: Siphonaptera): Origins and host associations. *Cladistics*, 24: 1-31.

- Wilson, M. W., Ridlon, A. D., Gaynor, K. M., Gaines, S. D., Stier, A. C., and Halpern, B. S. (2020). Ecological impacts of human-induced animal behaviour change. *Ecology Letters*, 23(10), 1522-1536.
- Wirth W. W., and Marston N. (1968). A method for mounting small insects on microscope slides in Canada balsam. *Annals of the entomological Society of America*, 61(3): 783-784.
- Wood, C. L., Summerside, M., and Johnson, P. T. (2020). How host diversity and abundance affect parasite infections: Results from a whole-ecosystem manipulation of bird activity. *Biological Conservation*, 248: 1-9.
- Wright S.J., Stoner K.E., Beckman N., Corlett R.T., Dirzo R., Muller-Landau H.C., Nuñez-Iturri G., Peres C.A., and Wang B.C. (2007). The plight of large animals in tropical forests and the consequences for plant regeneration. *Biotropica*, 39(3): 289-291.
- Young H.S., Dirzo R., Helgen K.M., McCauley D.J., Billeter S.A., Kosoy M.Y., Osikowicz L.M., Salked D.J., Young T.M., and Dittmar K. (2014). Declines in large wildlife increase landscape-level prevalence of rodent-borne disease in Africa. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(19): 7036-7041.
- Young H.S., Dirzo R., Helgen K.M., McCauley D.J., Nunn C.L., Snyder P., Veblen K.E., Zhao S., and Ezenwa V.O. (2016). Large wildlife removal drives immune defense increases in rodents. *Functional Ecology*, 30: 799-800.
- Young H.S., Mccauley D.J., Galetti M., and Dirzo R. (2016). Patterns, causes, and consequences of anthropocene defaunation. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 47: 333-358.
- Young H.S., McCauley D.J., Helgen K.M., Goheen J.R., Otárola-Castillo E., Palmer T.M., Pringle R.M., Young T.P., and Dirzo R. (2013). Effects of mammalian herbivore declines on plant communities: observations and experiments in an African savanna. *Journal of Ecology*, 101(4): 1030-1041.
- Zhang Z.Q. (2011). Phylum Arthropoda von Siebold, 1848 en Zhang Z.Q. (eds) *Animal biodiversity: An outline of higher-level classification and survey of taxonomic richness* (1th ed., pp 1-237). Magnolia press.

Zhu Q., Hastriter M. W., Whiting M. F., and Dittmar, K. (2015). Fleas (Siphonaptera) are Cretaceous, and evolved with Theria. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 90: 129-139.

XI. Anexos

Anexo 1. Ejemplo del llenado de cuestionario electrónico para la evaluación rápida de la integridad del ecosistema (ERIE)

ERIE - Evaluacion E...	ERIE - Evaluacion E...	ERIE - Evaluacion E...	ERIE - Evaluacion E...	ERIE - Evaluacion E...
<p>Seleccione Ecosistema en el que se encuentra</p> <ul style="list-style-type: none"><input type="radio"/> Bosque de Encino<input checked="" type="radio"/> Bosque de Pino<input type="radio"/> Selvas Húmedas<input type="radio"/> Selvas Secas<input type="radio"/> Matorral Xerófilo<input type="radio"/> Bosque Mesófilo<input type="radio"/> Manglar<input type="radio"/> Pastizales <p>< RETROCEDER SIG. ></p>	<p>Estructura de la Vegetación.</p> <p>Seleccione parámetros observados en campo para:</p> <p>Bosque de Pino.</p> <p>* Varios árboles >10 cm de Diámetro a la altura del Pecho (DAP)</p> <p><input type="radio"/> Si</p> <p><input type="radio"/> No</p> <p>* Árbol >20 cm de DAP</p> <p><input type="radio"/> Si</p> <p><input type="radio"/> No</p> <p>* Varios árboles >20 cm DAP</p> <p><input type="radio"/> Si</p> <p><input type="radio"/> No</p>	<p>* Árbol > 30 cm de DAP</p> <p><input type="radio"/> Si</p> <p><input type="radio"/> No</p> <p>* Varios árboles > 30 cm de DAP</p> <p><input type="radio"/> Si</p> <p><input type="radio"/> No</p> <p>* Árbol > 60 cm de DAP</p> <p><input type="radio"/> Si</p> <p><input type="radio"/> No</p> <p>* Dosel del bosque abierto o semiabierto</p> <p><input type="radio"/> Si</p> <p><input type="radio"/> No</p>	<p>* Árbol con helechos u otras plantas no enraizadas en el suelo</p> <p><input type="radio"/> Si</p> <p><input type="radio"/> No</p> <p>* Árbol con agujero de anidación</p> <p><input type="radio"/> Si</p> <p><input type="radio"/> No</p> <p>* Árbol con indicios de mamífero, ave o reptil</p> <p><input type="radio"/> Si</p> <p><input type="radio"/> No</p> <p>* Varios árboles de especies importantes para la vida silvestre > 20</p> <p><input type="radio"/> Si</p> <p><input type="radio"/> No</p>	<p>* Árbol muerto en pie > 20 cm de diámetro</p> <p><input type="radio"/> Si</p> <p><input type="radio"/> No</p> <p>* Árbol muerto caído > 20 cm de diámetro</p> <p><input type="radio"/> Si</p> <p><input type="radio"/> No</p> <p>* Árbol muerto en pie > 40 cm de diámetro</p> <p><input type="radio"/> Si</p> <p><input type="radio"/> No</p> <p>* Árbol muerto caído > 40 cm de diámetro</p> <p><input type="radio"/> Si</p> <p><input type="radio"/> No</p>

ERIE - Evaluacion E...   

* **Árbol muerto caído > 40 cm de diámetro**

Si

No

* **Presencia de hongo micorrísico (en temporada de lluvias)**

Si

No

* **Presencia abundante de arbolitos juveniles y plántulas (regeneración natural)**

Si

No

* **Presencia abundante de hojarasca en suelo**

Si

No

< RETROCEDER SIG. >

ERIE - Evaluacion E...   

Especies Indicadoras.

Seleccione las especies observadas o indicios de ellas como rastros, huellas o excretas

Bosque de Pino.

* **Puma (Puma concolor)**

Si

No

* **Oso negro (Ursus americanus)**

Si

No

* **Venado cola blanca (Odocoileus virginianus)**

Si

No

< RETROCEDER SIG. >

ERIE - Evaluacion E...   

No

* **Pecarí de collar (Pecari tajacu)**

Si

No

* **Venado bura (Odocoileus hemionus)**

Si

No

* **Pájaros carpinteros**

Si

No

* **Líquenes**

Si

No

< RETROCEDER SIG. >

ERIE - Evaluacion E...   

IMPACTOS.

Seleccione los parámetros que observe en la parcela

Bosque de Pino.

* **Ausencia de especies arbóreas taladas para uso local**

Si

No

* **Visibilidad promedio en el bosque < 30 m**

Si

No

* **Ausencia de indicios de especies de plantas y fauna invasoras**

Si

No

< RETROCEDER SIG. >

ERIE - Evaluacion E...   

* **Ausencia de indicios de caza, trampas o cepos**

Si

No

* **Ausencia de indicios de talas**

Si

No

* **Ausencia de indicios de despeje de tierras para la agricultura**

Si

No

* **Ausencia de indicios de pastoreo (animales domésticos)**

Si

No

< RETROCEDER SIG. >

ERIE - Evaluacion E...   

* **Ausencia de residuos, desperdicios o basura**

Si

No

* **Distancia a una carretera o autopista >5 km**

Si

No

* **Ausencia de manchones de árboles con muérdago (amarillo), descortezadores y barrenadores (churros de resina, perdiendo corteza)**

Si

No

< RETROCEDER SIG. >

ERIE - Evaluacion E...   

* **Ausencia de extracción de suelo o erosión de suelos (huecos, suelo desnudo, rocas sin vegetación, cárcavas)**

Si

No

* **Ausencia de incendios causados por actividades humanas (no por rayos)**

Si

No

* **Ausencia de vegetación del suelo en su mayoría pastura o hierbas**

Si

No

< RETROCEDER SIG. >

ERIE - Evaluacion E...   

por actividades humanas (no por rayos)

Si

No

* **Ausencia de vegetación del suelo en su mayoría pastura o hierbas**

Si

No

* **Ausencia de árbol con corteza ennegrecida por el fuego (reciente)**

Si

No

* **Ausencia de árbol con heridas o cicatrices de incendio**

Si

No

< RETROCEDER SIG. >

ERIE - Evaluacion E...   

Bosque de Pino:

Transecto Número: 1

Estructura de la Vegetación: 18

Especie indicadora: 7

Impactos: 14

Total: 39

Porcentaje: 97.5

< RETROCEDER SIG. >

ERIE - Calculadora   

Promedio: 94.2

Desviacion Estandar: 5.805170109479997

Resultado: El Nodo se encuentra DE INTEGRO A SOMERAMENTE DEGRADADO

< RETROCEDER SIG. >

Anexo 2. Ubicación e identidad de los sitios en las localidades Tépán y Atoyac

Tépán		Coordenadas	
ID	Tipo de Sitio	Latitud	Longitud
1213	Degradado	17,50545	-100,60098
1227	Degradado	17,49016	-100,69296
1228	Degradado	17,5505	-100,68335
1222	Degradado	17,62713	-100,62713
1224	Degradado	17,55067	-100,62923
1225	Integro	17,58035	-100,60056
1222	Integro	17,58411	-100,52092
1220	Integro	17,62045	-100,61162
1219	Integro	17,65949	-100,70323
1221	Integro	17,66466	-100,63877

Atoyac		Coordenadas	
ID	Tipo de Sitio	Latitud	Longitud
1217	Degradado	17,3094	-100,28817
1218	Degradado	17,29707	-100,3573
1216	Degradado	17,38987	-100,2681
1215	Degradado	17,46504	-100,23405
1214	Degradado	17,25113	-100,27377
1210	Integro	17,38902	-100,18575
1213	Integro	17,45809	-100,19177
1212	Integro	17,40582	-100,19564
1209	Integro	17,32408	-100,15482
1211	Integro	17,30492	-100,18941

Anexo 3. Especies de ectoparásitos y especies huéspedes asociadas

Lista general de las especies de ectoparásitos registradas en los diferentes hospederos, los registros marcados con un asterisco (*) representan los nuevos registros para hospederos encontrados en este estudio.

Hospederos y especies de ectoparásitos registradas

Hospedero

Especies asociadas

Heteromys irroratus

Straptolaelaps lyomidis
Mesostigmata 4
*Androlaelaps (Eubrachylaelaps) spinosus**
Mesostigmata 6
Ixodidae gen. et sp.
Phthiraptera*
Siphonaptera

Heteromys pictus

*Androlaelaps (Eubrachylaelaps) circularis**
Straptolaelaps lyomidis
*Androlaelaps (Eubrachylaelaps) spinosus**
Mesostigmata 4
Gigantolaelaps sp*
Ixodidae gen. et sp.
Ixodes sp
Siphonaptera
Listrophoridae

Megadontomys thomasi

Androlaelaps (Eubrachylaelaps) circularis
*Ixodidae**
Amblyomma sp
Siphonaptera
Trombiculidae gen. et sp.

Oligoryzomys fulvescens

*Androlaelaps (Eubrachylaelaps) circularis**
*Androlaelaps (Eubrachylaelaps) spinosus**
Haemogamasus ambulans
Siphonaptera

Osgoodomys banderanus

Siphonaptera

Peromyscus sp1

Androlaelaps (Eubrachylaelaps) circularis
Straptolaelaps lyomidis
Androlaelaps (Eubrachylaelaps) spinosus
Gigantolaelaps sp
Mesostigmata 10
Ixodidae gen. et sp.
Ixodes sp
Amblyomma sp
Siphonaptera
Amblyopinus sp
Listrophoridae

Peromyscus sp2

Androlaelaps (Eubrachylaelaps) circularis
Androlaelaps (Eubrachylaelaps) spinosus
Ixodidae gen. et sp.
Ixodes sp
Amblyomma sp
Siphonaptera
Amblyopinus sp

Peromyscus sp3

Androlaelaps (Eubrachylaelaps) circularis
Straptolaelaps lyomidis
Androlaelaps (Eubrachylaelaps) spinosus
Ixodidae gen. et sp.
Ixodes sp
Amblyomma sp
Siphonaptera

Reithrodontomys fulvescens

Mesostigmata 4
*Androlaelaps (Eubrachylaelaps) spinosus**
Gigantolaelaps sp.*
Ixodidae gen. et sp.*
Siphonaptera
Dermacentor sp

Sigmodon alleni

Androlaelaps (Eubrachylaelaps) circularis
Straptolaelaps lyomidis
Ixodidae gen. et sp.
Amblyomma sp
Siphonaptera
Listrophoridae

Baiomys musculus

*Androlaelaps (Eubrachylaelaps) circularis**

Amblyopinus sp*

Handleyomis rostratus

Ixodidae gen. et sp.*

Anexo 4. Fotografías de las especies y morfoespecies de ectoparásitos registrados

Figura 7. *Androlaelaps (Eubrachylaelaps) circularis*

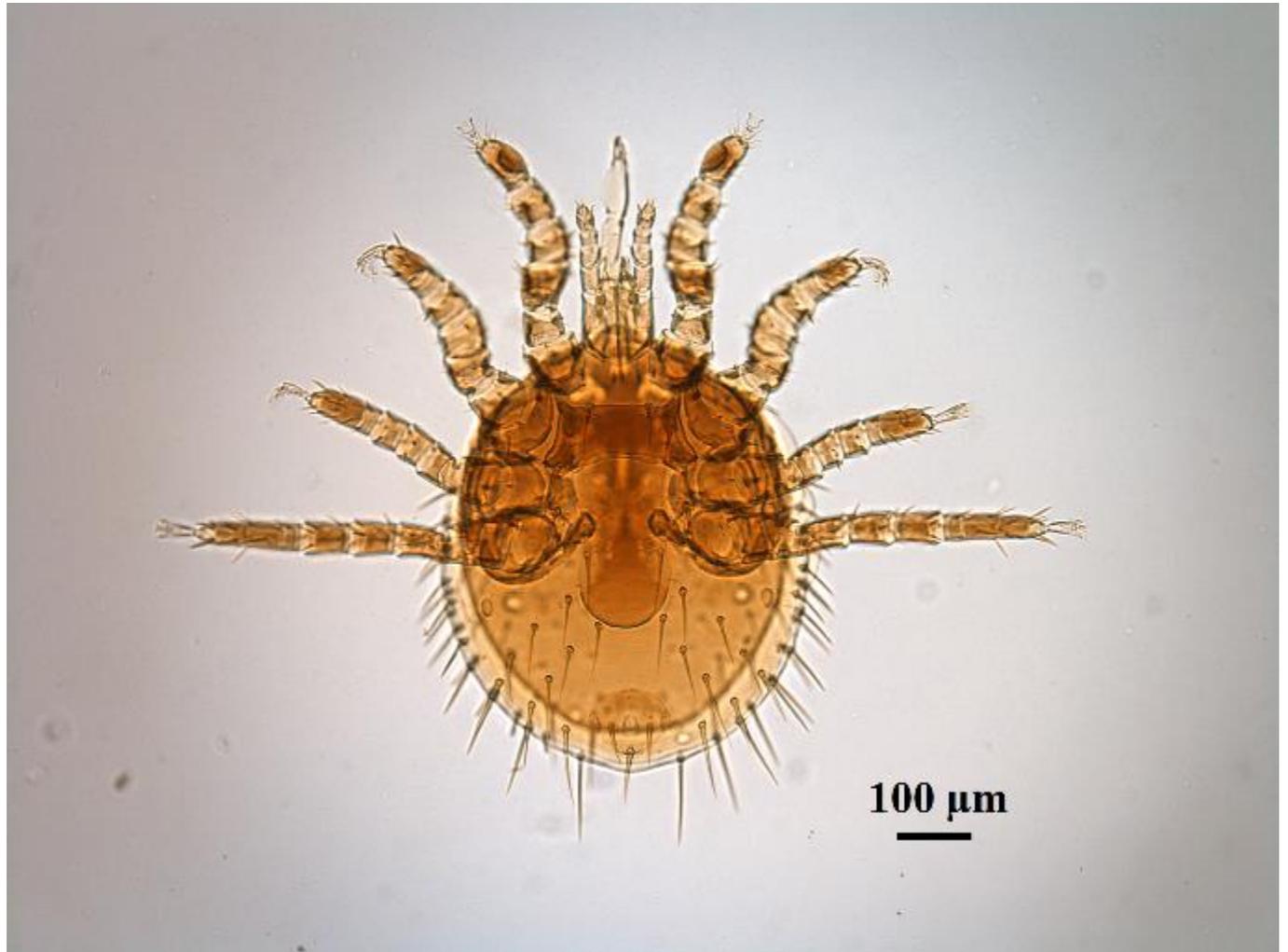


Figura 8. *Androlaelaps (Eubrachylaelaps) spinosus*



Figura 9. *Straptolaelaps lyomidis*

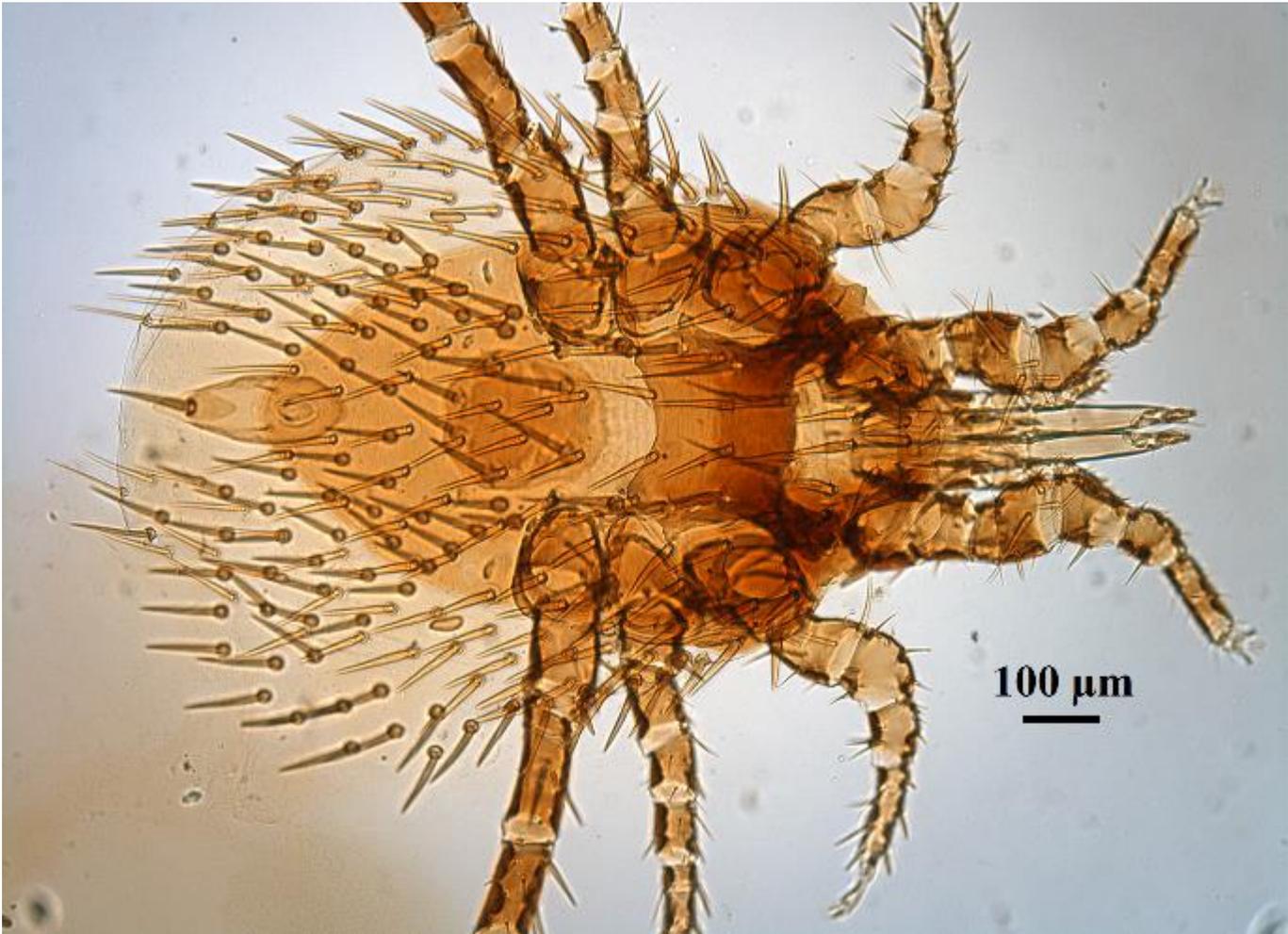


Figura 10. *Gigantolaeps sp*



Figura 11. Mesostigmata 4



Figura 12. Mesostigmata 6



Figura 13. *Haemogammasus ambulans*



Figura 14. *Ixodes* sp



Figura 15. Listrophoridae

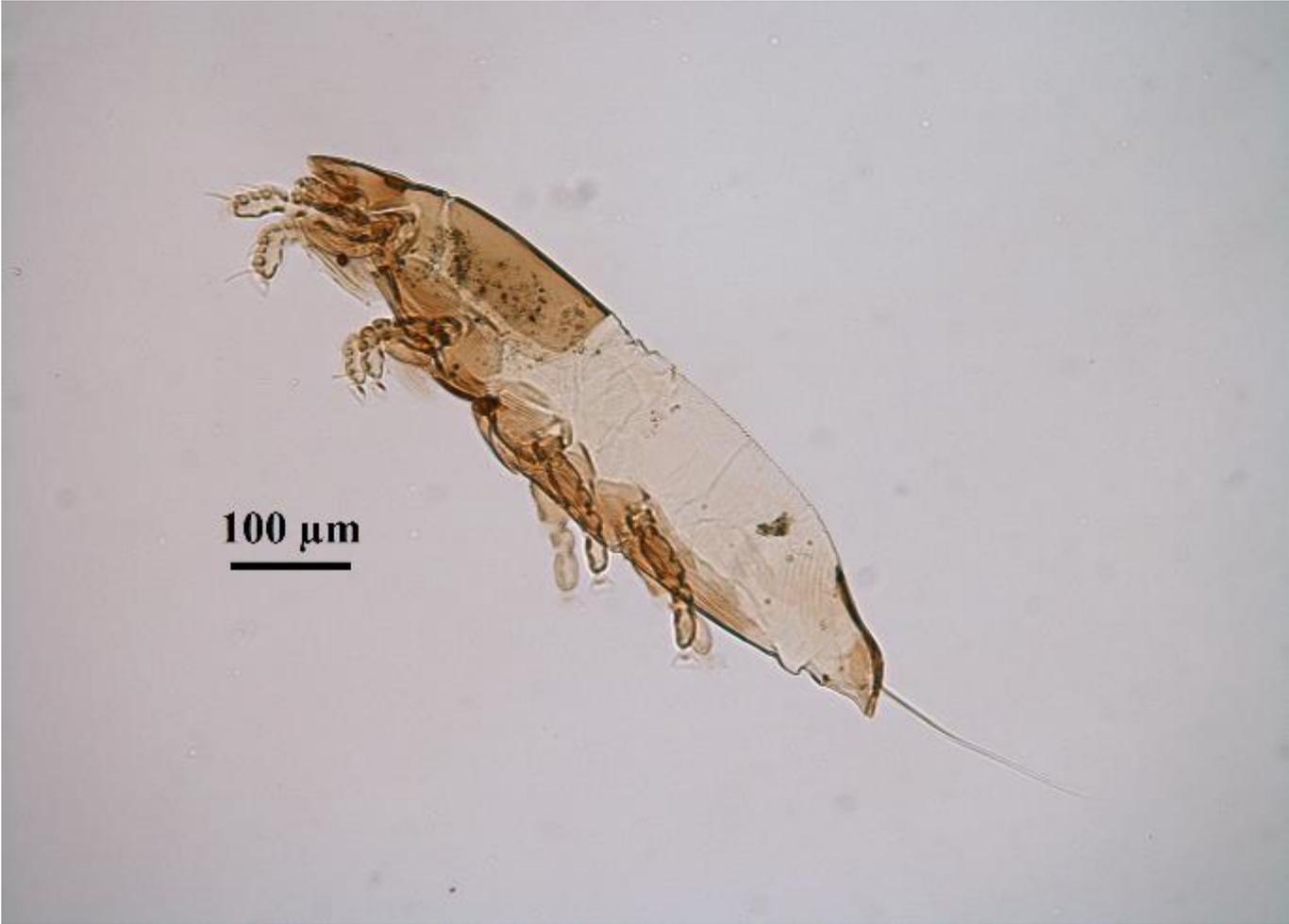


Figura 16. *Dermacentor* sp

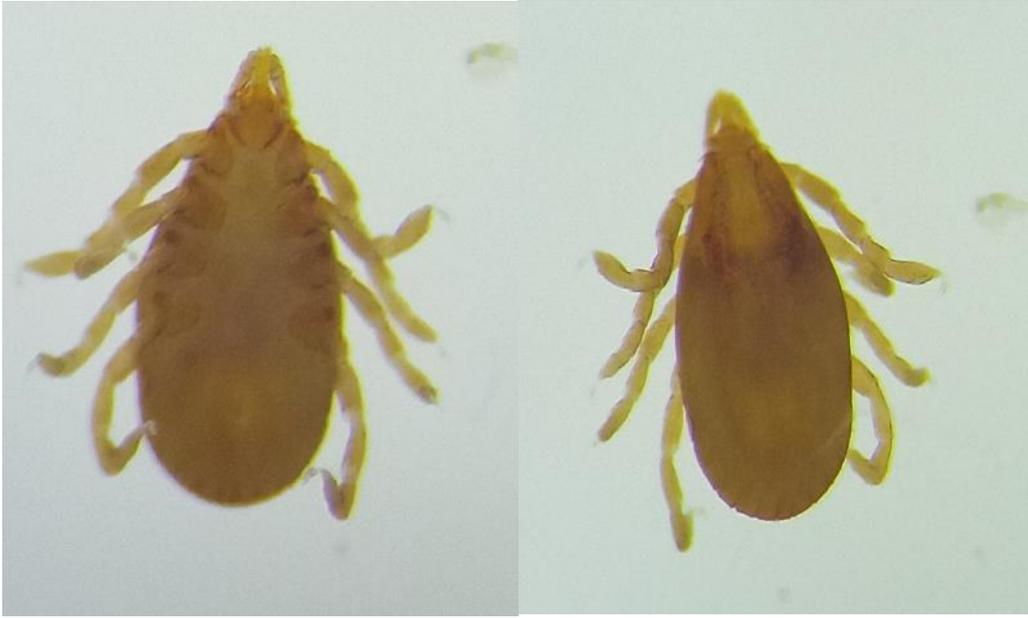


Figura 17. *Amblyomma* Sp



Figura 18. Phthiraptera



Figura 19. *Amblyopinus* sp



Figura 20. Siphonaptera



Figura 21. Ixodidae gen. et sp.

