



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE MEDICINA VETERINARIA
Y ZOOTECNIA

ENDOPARÁSITOS EN HECES DE LINCES,
COYOTES Y PERROS QUE HABITAN UN PAISAJE
FRAGMENTADO DEL AJUSCO, DISTRITO FEDERAL,
MÉXICO.

TESIS

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE
MÉDICA VETERINARIA ZOOTECNISTA
PRESENTA
MARÍA ANDREA GALLARDO SANTIS

Asesores:

BIOL. M.C. Heliot Zarza Villanueva

MVZ. Dra. Evangelina Romero Callejas



México D.F.

2014



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

DEDICATORIA

Este trabajo lo dedico a mis padres Enrique y Rosa, a mi hermana Alejandra y a mi pequeñito Pelusa Diego Mezcal.

*“Cuando tengas un gato aprenderás lo que es amar sin poseer,
acompañar sin invadir y vivir sin depender.”*

Epílogo.

AGRADECIMIENTOS

En primero lugar quisiera agradecer a la Universidad Nacional Autónoma de México y en especial a la Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia por permitir que los extranjeros podamos recibir una enseñanza de primer nivel de manera gratuita.

A las autoridades de la CORENA Región N° 2 por las facilidades y el apoyo prestado para la realización de este estudio en áreas protegidas por esta institución, en especial a su Director David Quiroz García y a su Subdirector Eduardo A. Díaz.

A las autoridades ejidales por las facilidades y el apoyo prestado para la realización de este estudio en áreas comunales, en especial al Comisario Ejidal de Topilejo Antonio Reza y al Presidente del comité de vigilancia Arturo Vázquez Alejos.

A los miembros del jurado MVZ. Alberto Ramírez Guadarrama, Dr. Juan Antonio Figueroa, M.C. Alba Rodas Martínez, M.C. Fahd Henry Carmona y M.C. Heliot Zarza Villanueva por las observaciones al proyecto inicial y al manuscrito final, que enriquecieron este trabajo.

A mi querido amigo y asesor M.C. Heliot Zarza Villanueva, por su compañía en las largas caminatas en el Ajusco, por su apoyo constante y confianza en cada etapa de la realización de este trabajo, me faltan palabras para expresar mis agradecimientos.

A la Dra. Evangelina Romero por recibirme en el Laboratorio de Diagnóstico Parasitológico de la facultad y enseñarme, junto con Julio e Isa a analizar las muestras, así como a mis queridos amigos Paty (amiga querida), Toledo y Leonardo que junto con Isa y Julio alegraban mis días de trabajo en el laboratorio.

A don José Celestino Ortiz Martínez, por su compañía y enseñanza en las largas caminatas en el Ajusco.

A los médicos veterinarios que me formaron como MVZ, en especial a los MVZ Marta Trejo, Hortensia Corona, Genaro Jardón, Ricardo Czaplewsky, Cristina Martínez de

Velasco, y en especial al Hospital de Especialidades Veterinarias San Jerónimo por recibirme y enseñarme a ser un mejor médico veterinario.

A mis queridas amigas y compañeras de carrera, Nadia Uribe, Ana Belem, Elisa, Nadia Vargas, Cristina y Lucía, por estar siempre conmigo, y por tantas alegrías vividas en clases, hospitales y ranchos. A mis compañeros de departamento German y Libertad.

A mis queridos amigos que me han apoyado siempre Chucho, Luli, Yolita, Cuau y José (gracias a ambos por la orientación estadística), y a mis nuevos amigos Ángela, Andrés, Luis, Dani, Daisy y Néstor.

A mi familia chilena-cubana-española, Vivi, Jaddi, Dhana, Neli, Nahia, Paty, Moni, Juan Cristóbal, Bruno, Dani Cerva y a mis hermanitas Giulia y Dani Sol, así como a mi familia mexicana, Katia, Alinka, David, Aimeé, José María, gracias por hacerme sentir como si estuviera en casa, por el apoyo en las penas y por compartir las alegrías, y a mis sobrinos Borni, Tazi, Sabina, Fuet, Iztac, Santos y Fleck, y a Pino, Fátima por alegrarme la vida.

A mi querido profe, Dr. Javier Simonetti por sus consejos y apoyo constante y a mis queridos amigos del lab. Paulina, Ronny, Carlitos y Álvaro, por los buenos momentos compartidos cada vez que viajo a Chile.

A toda mi familia, en especial a mis padres Enrique y Rosa, a mi hermana Alejandra, a mi abuelito Guillermo, a mi cuñi Roberto y a mis queridos amigos que son parte de mi familia Álvaro, Gloria, Carlita, Paula y Paulina por estar siempre a mi lado a pesar de la distancia, gracias por su ayuda y apoyo constante para lograr mis sueños.

A Juan Cortés por su cariño y apoyo desde el día en que decidí aventurarme a este nuevo proyecto, gracias por estar a mi lado en las penas y alegrías.

A mi Chaskita, a la Xochita, que nos hace mucha falta a todos, a la Canelita, a la Romi y a mis sobrinitas Ónix, Perla, Ámbar, por alegrarme la vida en Chile.

Finalmente quiero agradecer a mi pequeñito Pelusa Diego Mezcal por acompañarme y alegrar todos mis días.

CONTENIDO

	Página
RESUMEN	1
INTRODUCCIÓN	2
HIPÓTESIS	15
OBJETIVO GENERAL	15
OBJETIVOS ESPECÍFICOS	15
METODOLOGÍA	16
RESULTADOS	29
DISCUSIÓN	49
CONCLUSIONES	59
RECOMENDACIONES	59
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	60

RESUMEN

GALLARDO SANTIS MARÍA ANDREA. Endoparásitos en heces de lince, coyotes y perros que habitan un paisaje fragmentado del Ajusco, Distrito Federal, México (bajo la dirección de: Biol., M.C. Heliot Zarza Villanueva y MVZ., Dra. Evangelina Romero Callejas).

La fragmentación y pérdida de hábitat facilita el contacto entre la fauna silvestre y doméstica, lo que permite la transmisión de enfermedades con consecuencias para la conservación biológica y la salud pública. En este estudio se evaluó la composición de endoparásitos en lince, coyotes y perros a través del análisis de excretas encontradas en tres sitios con diferente grado de fragmentación (cobertura arbórea y presencia de actividades humanas), de la Sierra Ajusco-Chichinauhtzin, Distrito Federal. Se identificaron huevos de helmintos y ooquistes de protozoarios por medio de la técnica de flotación con solución de Cloruro de sodio. Durante la temporada de secas no se observaron diferencias en la presencia y diversidad de parásitos entre sitios de muestreo. Sin embargo, durante la temporada de lluvias tanto la presencia como la diversidad de parásitos fue mayor en el sitio con mayor fragmentación del paisaje y ocurrencia de actividades humanas.

INTRODUCCIÓN

Amenazas a la biodiversidad que afectan la dinámica de las enfermedades

A nivel global la diversidad biológica se encuentra amenazada, debido al efecto de distintos factores, como la fragmentación y pérdida de hábitat, explosión demográfica de la población humana, urbanización y desarrollo de infraestructuras, cacería indiscriminada, contaminación, cambio climático, introducción de especies y enfermedades (Daszak et al., 2000; Deem et al., 2000, 2001; Weinhold, 2003; Aguirre y Tabor, 2008; Kuussaari et al., 2009; Butchart et al., 2010). En el último medio siglo, los factores anteriores han promovido el incremento de enfermedades en plantas y animales silvestres, ya sea de manera directa o sinérgica, observando la emergencia y reemergencia de éstas (Aguirre y Tabor, 2008). Lo anterior, tiene implicaciones directas e importantes en la salud pública, en la economía local, así como en la conservación de la biodiversidad (Munson y Karesh, 2002).

La dinámica de las enfermedades se ve alterada cuando se modifica la propagación y perpetuación de un agente infeccioso, en especial en aquellas enfermedades transmitidas por vectores artrópodos (Anderson y May, 1979; Deem et al., 2001). Tal situación ocurre cuando cambia la densidad del hospedero susceptible y/o la abundancia del vector, la frecuencia de contacto de dicho hospedero, la infectividad y

patogenicidad de la enfermedad y el promedio del tiempo en que el hospedero infectado se torna infeccioso (Anderson y May, 1979; Deem et al., 2001).

El papel de la fragmentación y pérdida de hábitat

La fragmentación y pérdida de hábitat conforman una de las principales amenazas que modifican la dinámica ecológica de las enfermedades. La fragmentación ocurre cuando un hábitat continuo se divide en parches de menor tamaño inmersos en una matriz distinta a la original (Wilcove et al., 1986). Este proceso implica una modificación en el tamaño y forma de los parches de hábitat disponible (efecto borde), así como el aumento del aislamiento de las poblaciones silvestres que habitan dichos parches (Deem et al., 2001; Fahrig et al., 2003). En teoría, una población hospedera aislada y fragmentada presenta un menor riesgo de ser infectada por un agente infeccioso, ya que no cuenta con un tamaño mínimo poblacional requerido que permita la persistencia del mismo, reduciendo la capacidad de propagación del parásito hacia otras subpoblaciones (McCallum y Dobson, 2002). En la práctica esta dinámica se ve afectada por otros factores, entre los que se destaca, la presencia de hospederos reservorios alternativos, el tipo de transmisión del parásito dentro del parche (Begon et al., 2002) y efectos intrapoblacionales en la población hospedero que pueden aumentar la susceptibilidad a enfermedades, como el estrés (Zuk et al., 1996). Por ejemplo, en un bosque fragmentado de Kenya, se reportó que el aumento en la densidad

(4)

poblacional de primates dentro de los fragmentos pequeños causó un incremento en la prevalencia y riqueza de parásitos gastrointestinales (Mbora y McPeck, 2009).

Este hecho se relaciona con un incremento en el nivel de estrés de la población, debido a la mayor competencia por recursos y al incremento de conductas agonistas, lo que deprime el sistema inmune y hace que la población sea más vulnerable a presentar infecciones (Friedman et al., 2002).

La fragmentación y pérdida de hábitat disminuyen la diversidad de hospederos y vectores dentro de un parche, lo que aumenta las probabilidades de contagio entre los hospederos que pueden potencializar y mantener la prevalencia y severidad de la infección en el medio silvestre (Efecto de dilución, Ostfeld et al., 2000). Un ejemplo de lo anterior se observó en Nueva York, EUA, donde la infección de ninfas de *Ixodes scapularis* con la bacteria *Borrelia burgdorferi* (agente infeccioso que origina la Enfermedad de Lyme) aumentó conforme disminuyó el tamaño de los fragmentos de hábitat, aumentando el riesgo de infección (Allan et al., 2003). En hábitats degradados se encuentra una mayor abundancia de *Peromyscus leucopus*, el principal reservorio de la enfermedad, por lo que en esas zonas el riesgo de transmisión es mayor. Por otro lado, en áreas conservadas se cuenta con una mayor riqueza de especies que pueden actuar como hospederos secundarios, los cuales son menos importantes en la transmisión de la enfermedad, disminuyendo de esta manera la infección de las garrapatas por el hospedero principal y, por ende, a mayor diversidad de hospederos este efecto se “diluye” (LoGiudice et al., 2003).

La fragmentación y pérdida de hábitat propicia el contacto de fauna silvestre con animales domésticos

La fragmentación de los ambientes naturales unida a la explosión demográfica humana y la consecuente urbanización, han facilitado el contacto entre fauna silvestre y animales domésticos (McCallum y Dobson, 2002; Prager et al., 2012). De forma específica, los perros presentan un riesgo significativo como reservorios de enfermedades infecciosas, especialmente para cánidos silvestres a medida que los humanos expanden sus territorios a hábitats naturales (Sillero-Zubiri et al., 1996; Bronson et al., 2008; Aguirre, 2009). Por ejemplo, las jaurías de licaones (*Lycaon pictus*) cercanas a una comunidad Masái, ubicada al norte de la Reserva Nacional Masai Mara, en Kenya, desaparecieron de la zona, lo cual se relacionó con un brote de distemper canino generado por los perros domésticos de la comunidad (Alexander y Appel, 1994). Entre 1988 y 2009 se recolectaron muestras sanguíneas de licaones (*L. pictus*) en cinco países africanos, bajo el supuesto de que en áreas no protegidas y protegidas sin bardas existe un mayor contacto con poblaciones de perros domésticos, que en el caso de áreas protegidas bardeadas; en dicho estudio se encontró una asociación entre el grado de exposición a distemper canino, rabia y coronavirus en áreas no protegidas, o protegidas sin bardas, lo que se asociaría al mayor contacto de poblaciones silvestres con perros domésticos (Prager et al., 2012). Otro caso de distemper canino ocurrió en una población de hurones de patas negras (*Mustela nigripes*) del condado de Park, Wyoming, EUA, donde previamente la población había disminuido considerablemente su tamaño producto de cambios en

el uso del suelo y disminución en la abundancia de sus principales presas (Thorne y Williams, 1988; Williams et al., 1988). Como medida de manejo fueron capturados los individuos que sobrevivieron y permanecieron en cautiverio, para evitar que se infectaran o que propagaran la enfermedad si eran portadores. En consecuencia, la población silvestre prácticamente desapareció (Thorne y Williams, 1988). Actualmente las colonias silvestres que existen de hurones de patas negras provienen de esa pequeña población remanente que sobrevivió a este brote viral.

Entre 1993 y 1994 ocurrió un brote epidémico de distemper canino en leones (*Panthera leo*) en Tanzania (Roelke-Parker et al., 1996) y Kenya (Koch et al., 1998), así como en perros alrededor del cráter Ngorongoro (Cleaveland, 1996). Se determinó que el mismo virus de distemper canino era compartido entre leones y perros de la zona (Harder et al., 1995; Cleaveland, 1996), lo que se relaciona con un estudio realizado entre 1992 y 1994 en el Serengeti, donde se encontró una mayor prevalencia de anticuerpos del virus de distemper canino en zonas con una mayor densidad de perros, y donde el riesgo de transmisión del virus a poblaciones de carnívoros silvestres sería mayor (Cleaveland et al., 2000).

Las poblaciones de pumas (*Puma concolor*) de California, EUA, se han visto afectadas por la reducción de sus hábitat naturales y el aumento del contacto con perros y gatos. Un estudio serológico realizado en animales silvestres y domésticos en la zona encontró la presencia de panleucopenia felina, calicivirus felino, coronavirus felino y distemper canino (Foley et al., 2013).

Las poblaciones de perros asociados a asentamientos humanos de Zimbabue, mantienen el virus de la rabia en poblaciones de chacales rayados (*Canis odustus*, Rhodes et al., 1998), situación que se asemeja a la detectada en el lobo de Etiopía (*Canis simensis*), el cual habita en el Parque Nacional de Bale, Etiopía, donde se detectó una variante del virus de la rabia presente en perros domésticos y licaones (*Lycan pictus*, Sillero-Zubiri et al., 1996). En el Parque Nacional Doñana, España, se realizó un estudio genético de especímenes de *Ancylostoma tubaeforme* encontrados en lince ibérico (*Lynx pardinus*) y gatos domésticos, que resultaron ser haplotipos compartidos (Millán y Blasco-Costa, 2012). En el Parque Nacional Noël Kempff Mercado, al noreste de Bolivia, se encontró una alta exposición a distemper canino y parvovirus canino, así como una exposición de moderada a alta para rabia, *Ehrlichia canis*, *Toxoplasma gondii* y *Dirofilaria immitis*, en perros que habitan asentamientos que rodean la reserva, por lo que el riesgo de contagio para la fauna silvestre de la zona es alto (Bronson et al., 2008). Sólo para Florida se han reportado 119 especies de parásitos y enfermedades infecciosas que se transmiten entre mamíferos domésticos y silvestres (Forrester, 1992). En la Ciudad de México, México, se encontró una alta prevalencia de anticuerpos de parvovirus, *Toxoplasma gondii* y rabia entre los mamíferos domésticos y silvestres que habitan la Reserva Ecológica del Pedregal y el Parque Nacional Desierto de los Leones, relacionado con las altas densidades de perros y gatos ferales (Suzán y Ceballos, 2005).

Parásitos como agentes de enfermedad

Dentro de los agentes potencialmente patógenos que afectan la vida silvestre encontramos a los parásitos, que forman parte de la diversidad biológica del planeta (Thompson et al., 2010). La relación hospedero-parásito ha evolucionado de manera que el parásito tiende a explotar más efectivamente a sus hospederos, mientras que éstos desarrollan métodos más efectivos para controlar dicha explotación (Holmes, 1996). En consecuencia la extinción de una especie conlleva la extinción de un parásito específico (Koh et al., 2004). Sin embargo, las especies patógenas pueden transformarse en una amenaza para la conservación de sus hospederos (Aguirre, 2009). Esto se debe a los cambios que se producen en la dinámica de las enfermedades, donde la patogenicidad y la epidemiología de la infección a estos nuevos escenarios se vuelve impredecible (Aguirre, 2009). El que un parásito se torne patógeno depende de las condiciones del hospedero, el parásito y el medio ambiente (Holmes, 1996). Como se mencionó anteriormente, aquellos factores ambientales que favorezcan la transmisión de un parásito, también aumentarán la probabilidad de patogenicidad en hospederos susceptibles (Holmes, 1996; Thompson et al., 2010, Figura 1).

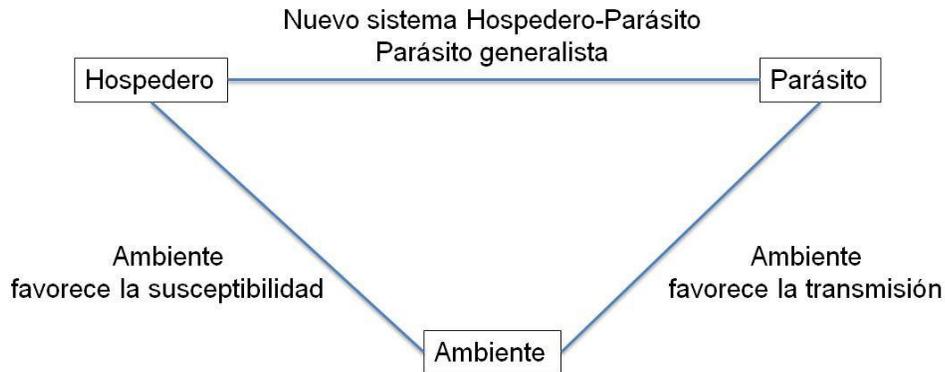


Figura 1: Relación hospedero-parásito-ambiente. Factores que propician la patogenicidad del parásito, modificado de Holmes (1996).

En relación a los factores ambientales que favorecen la transmisión de los parásitos (por ejemplo la fragmentación y la pérdida de hábitat), se incrementa el potencial de intercambio de parásitos entre poblaciones de hospederos que se encuentran concentradas en hábitats reducidos (Holmes, 1996). Donde un brote epidémico que podría actuar como regulador en un sistema estable, puede actuar como agente de extinción en una población de hospederos con distribución restringida (May, 1998). Aquellas especies que se adapten a hábitats de borde comenzarán a predominar, favoreciendo el contacto de especies del interior de los parches con nuevos agentes infecciosos (Holmes, 1996).

A nivel de individuos, los parásitos pueden incrementar la susceptibilidad del hospedero a la depredación y/o disminuir su competitividad por los recursos. En general, se reduce la adaptabilidad del hospedero debido a que en ambientes modificados por el hombre la adaptabilidad de las especies silvestres disminuye y el contacto con nuevos patógenos aumenta, las infecciones parasitarias se pueden hacer más prevalentes (Scott, 1998, Nunn et al., 2003).

Linces y coyotes como especies indicadoras de la salud del ecosistema

Las poblaciones de carnívoros son especialmente susceptibles a contraer enfermedades en ambientes modificados por el hombre, la reducción de su hábitat y de sus presas favorece el movimiento hacia zonas pobladas y periféricas, lo que promueve el contacto con cánidos y félidos domésticos (Aguirre, 2010). Por esto, los carnívoros pueden utilizarse como especies centinela, las cuales son especies seleccionadas por su habilidad para reflejar las perturbaciones en el medio ambiente, y en este caso, la salud de sus ecosistemas, basado en su historia de vida y en sus atributos fisiológicos (Aguirre y Tabor, 2008; Aguirre, 2009).

El lince (*Lynx rufus*) es un mamífero de tamaño mediano, que se distribuye desde Canadá hasta el centro de México y es una de las seis especies de félidos de México (Figura 2). Se caracteriza por ser una especie solitaria, trepador hábil, activo tanto de día como de noche, que se alimenta principalmente de lepóridos y roedores, aunque también incluye reptiles, aves y ocasionalmente venados (Aranda, 2000). En la Sierra del Ajusco, D.F., se alimenta principalmente de *Sylvilagus floridanus*, *Sylvilagus cunicularius*, *Romerolagus diazi*, *Cratogeomys merriami* y *Sciurus aureogaster* (Aranda et al., 2002). La especie *Lynx rufus* se encuentra listada en Preocupación Menor en la Lista Roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza con poblaciones estables (UICN, Kelly et al., 2008), la subespecie *Lynx rufus escuinapae* está listada En Peligro por la U.S. Fish and Wildlife Service (1973),

a pesar de esto no se encuentra mencionada en alguna **categoría de riesgo** en la NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT, 2010). Esta subespecie habita en bosques de pino y encino del centro de México (Romero, 2005). Se han realizado numerosos estudios relacionados a la ecología de la especie, sin embargo aún no se conoce la situación de sus poblaciones a lo largo de su distribución, por lo que es necesario generar información sobre su abundancia y viabilidad poblacional para establecer con claridad el estatus de la especie en México (Medellín y Bárcenas, 2009).



Figura 2: Lince (*Lynx rufus escuinapae*), Foto-trampeo Ajusco, México, D.F.

El coyote (*Canis latrans*) es un cánido de tamaño mediano que se distribuye desde Alaska hasta Panamá (Figura 3). En México se encuentra distribuido en prácticamente todo el país, donde es uno de los tres cánidos que es posible encontrar en vida silvestre (Servin y Chacón, 2005). Esta especie habita desde el matorral xerófilo, pastizales naturales e inducidos, bosques de coníferas, hasta el bosque tropical caducifolio y subcaducifolio (Servin y Chacón, 2005). Es común encontrar individuos en caminos y cauces secos, en general se encuentra en

cualquier ambiente abierto con vegetación (Aranda, 2000). Es un animal solitario activo durante el día y la noche, utiliza cuevas naturales o galerías cavadas por él mismo como madrigueras, su alimentación es omnívora (Aranda, 2000). Esta especie se encuentra categorizada en Preocupación Menor en la Lista Roja de la UICN, con poblaciones en aumento (Gese et al., 2008). En la Sierra del Ajusco, D.F., habita la subespecie *Canis latrans cagottis*; se alimenta principalmente de *Microtus mexicanus*, *Romerolagus diazi*, *Ovis aries* y *Sylvilagus floridanus* (Aranda et al., 1995).



Figura 3: Coyote (*Canis latrans*), Foto-trampeo Janos, Chihuahua.

El monitoreo de las poblaciones de mesocarnívoros en ambientes modificados por actividades humanas es importante para la conservación de estas especies y mucho más en áreas naturales periféricas a grandes ciudades o metrópolis, por las implicaciones que pueda tener en la conservación de los carnívoros y la salud pública. Debido a ello el estudio de las poblaciones remanentes de lince es un componente importante para la elaboración de estrategias de conservación de esta especie, ya que se considera más sensible a la urbanización que cánidos omnívoros

como el coyote (Crooks, 2002; Riley et al., 2003). Sin embargo, ambas especies son consideradas centinelas (especies indicadoras de la calidad del ambiente) por lo que es importante monitorear el estado de salud de sus poblaciones, ya que a pesar de que estas especies recorren grandes distancias, el coyote suele asociarse más frecuentemente que el lince a zonas urbanizadas (Riley et al., 2003), lo que le permite ser un foco de transmisión de enfermedades a otras especies de la zona. Dado que el coyote se encuentra ampliamente distribuido y está altamente adaptado a ambientes modificados por el hombre, sirve como reservorio de enfermedades que afectan a humanos (zoonosis) y animales domésticos (Aguirre, 2009).

Un ejemplo de que estas dos especies utilizan el espacio urbano de manera diferente es un estudio realizado con cámaras trampa en distintas zonas de California, EUA, con diferente grado de urbanización. Los lince disminuyeron su presencia al incrementarse la proximidad e intensidad de las zonas urbanas, en comparación los coyotes aumentaron su presencia (Ordeñana et al., 2010). A pesar de que el coyote tiende a adaptarse a cambios en el paisaje, ambas presentan sensibilidad a la fragmentación, ya que a medida que los parches de hábitats son más pequeños y aislados la probabilidad de ocurrencia y abundancia relativa es menor (Crooks et al., 2002).

Considerando las similitudes y diferencias entre lince y coyote mostradas, así como su presencia en áreas cercanas a la zona urbana de la Ciudad de México, en el presente estudio se busca evaluar la presencia de endoparásitos en lince (*Lynx rufus escuinapae*) y coyotes (*Canis latrans cagottis*) de la zona de la Sierra Ajusco-

Chichinauhtzin, al sur de la Ciudad de México, un sitio dominado por bosques de pino-encino con actividad humana. Asimismo, su tamaño poblacional reducido y las presiones ambientales extremas experimentadas por los carnívoros silvestres del Ajusco, los hacen especialmente susceptibles al contagio y transmisión de endoparásitos de animales domésticos, especialmente de perros domésticos (*Canis lupus familiaris*; Wilson y Reeder, 2005).

Es necesario investigar la diversidad de parásitos en vida silvestre, así como el papel ecológico que juegan en ecosistemas naturales para realizar actividades de manejo ambiental que permitan plantear y alcanzar objetivos de conservación sólidos y claros (Thompson et al., 2010). La vigilancia de la fauna nativa permite documentar la diversidad de patógenos, establecer su importancia potencial en la etiología de la enfermedad e identificar las circunstancias que propician las probabilidades de ocurrencia (Smith et al., 2009). El estudio de la interacción de las características de paisaje, prevalencia parasitaria e influencia de la presencia humana, permitirá entender la dinámica de las enfermedades emergentes en el paisaje y proveer herramientas para el ámbito de la gestión ambiental y conservación de la fauna silvestre.

HIPÓTESIS

La diversidad de endoparásitos en los carnívoros silvestres presenta variaciones que dependen de la fragmentación del hábitat, ya que favorece la tasa de contacto entre animales domésticos y silvestres.

OBJETIVO GENERAL

Evaluar la composición de endoparásitos en excretas de carnívoros silvestres (lince y coyote) y domésticos (perro), en un bosque templado fragmentado de la Sierra Ajusco-Chichinauhtzin, al sur de la Ciudad de México.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Evaluar el grado de fragmentación de los bosques templados de la Sierra Ajusco-Chichinauhtzin D.F. donde habitan lince y coyotes.
2. Determinar la presencia de endoparásitos en excretas de carnívoros silvestres (*Canis latrans cagottis* y *Lynx rufus escuinapae*) y domésticos (*Canis lupus familiaris*), que habitan los bosques templados de la Sierra Ajusco-Chichinauhtzin por medio de análisis coproparasitológicos.
3. Evaluar la diversidad de endoparásitos en excretas de carnívoros silvestres (lince y coyote) y domésticos (perros), en ambientes fragmentados de la Sierra Ajusco-Chichinauhtzin.

METODOLOGÍA

Área de estudio

El presente estudio se realizó al sur de la Ciudad de México, dentro de los límites de la Delegación Tlalpan, en los terrenos comunales de San Miguel de Topilejo, específicamente en la zona que corresponde a la Sierra Ajusco-Chichinauhtzin, que se encuentra dentro de la Región Terrestre Prioritaria Ajusco-Chichinauhtzin (RTP-108), determinada por la CONABIO, México (Arriaga et al., 2000). El clima de esta zona es templado semifrío con verano fresco largo Cb'(w2); la temperatura media anual varía entre 5 y 12°C; durante el mes más frío la temperatura varía entre -3 y 18°C. La precipitación anual varía entre 200 y 1800 mm. Durante el mes más seco, que se presenta en invierno, las precipitaciones varían entre 0 a 40 mm (Arriaga et al., 2000). La vegetación dominante consiste en bosque de coníferas y pastizales, principalmente asociaciones de pinos y zacatonales (Silva et al., 1999), predominan los géneros *Pinus*, *Abies*, *Quercus* y *Juniperus* (Álvarez del Castillo, 1989). Entre la fauna endémica se encuentra el teporingo, *Romerolagus diazi*, lepórido endémico del Eje Neovolcánico (Romero y Cervantes, 2005), catalogado en la lista roja de UICN como especie En Peligro (Romero et al., 2008) y en la NOM-059-SEMARNAT-2010 como especie en Peligro de Extinción (SEMARNAT, 2010). Entre la fauna representativa se encuentran roedores como *Neotoma mexicana* y *Spermophilus mexicanus*, prociónidos *Bassariscus astutus astutus*, *Procyon lotor hernandezii*, y el venado cola blanca *Odocoileus virginianus*, aves como *Cathartes aura*, *Buteo*

lineatus, reptiles como *Sceloporus mucronatus* y *Crotalus triseriatus* y anfibios como *Hyla plicata* entre otros (Granados et al., 2004).

En el ecosistema presente en la Sierra del Ajusco-Chichinauhtzin se observa fragmentación causada por actividades humanas, tales como la agricultura, tala, pastoreo, urbanización, incendios forestales y actividades de recreación, así como otras actividades que amenazan la conservación de la biodiversidad del lugar como son la cacería y la colecta de plantas medicinales y hongos (Romero, 1999; Velázquez y Romero, 1999; Arriaga et al., 2000).

Determinación de sitios de estudio

En la Sierra Ajusco-Chichinauhtzin se han realizado estudios previos en lince y coyotes con la finalidad de determinar la presencia y abundancia de estas especies (Monroy-Vilchis y Velázquez, 2002; Granados et al., 2004; Bárcenas, 2010), así como conocer sus hábitos alimenticios (Romero, 1987; Aranda et al., 1995; Aranda et al., 2002; Bárcenas, 2010). Con el conocimiento previo y después de realizar visitas prospectivas a la región, se determinaron tres sitios en función de su fragmentación, nivel de actividades humanas y presencia de perros:

- **Sitio A:** Es un gran macizo forestal localizado al suroeste del volcán Pelado, y dentro de la Reserva Ecológica Comunitaria San Miguel de Topilejo (Rivera y Fragoso, 2009). En este sitio no hay actividades ganaderas ni agrícolas, la

presencia de perros se circunscribe a la caseta de vigilancia “Las Rosas” de la CORENA (Comisión de Recursos Naturales del Distrito Federal). Coordenadas de referencia UTM 476463, 2115874. (Figura 4).

- **Sitio B:** está ubicado al este de la carretera libre México-Cuernavaca, y al noreste de Coajomulco, Morelos. Este sitio está fragmentado y dominado principalmente por actividades agrícolas, también hay evidencias de tala y cacería. Presencia de perros en la caseta de vigilancia “Las Palomas” de la CORENA. Coordenadas de referencia UTM 480128, 2110133. (Figura 4).
- **Sitio C:** está ubicado al oeste de la carretera Libre México-Cuernavaca y del poblado de Parres el Guarda. Parte de este sitio se encuentra inmerso en lo que corresponde al Parque Las Maravillas. Este sitio es un mosaico de fragmentos de bosque, con cultivos, pastizales y en la parte del llano para actividades de recreación, presencia de perros en caseríos, caseta de vigilancia de Coatillo y en los caminos recorridos. Coordenadas de referencia UTM 480890, 2117022. (Figura 4).

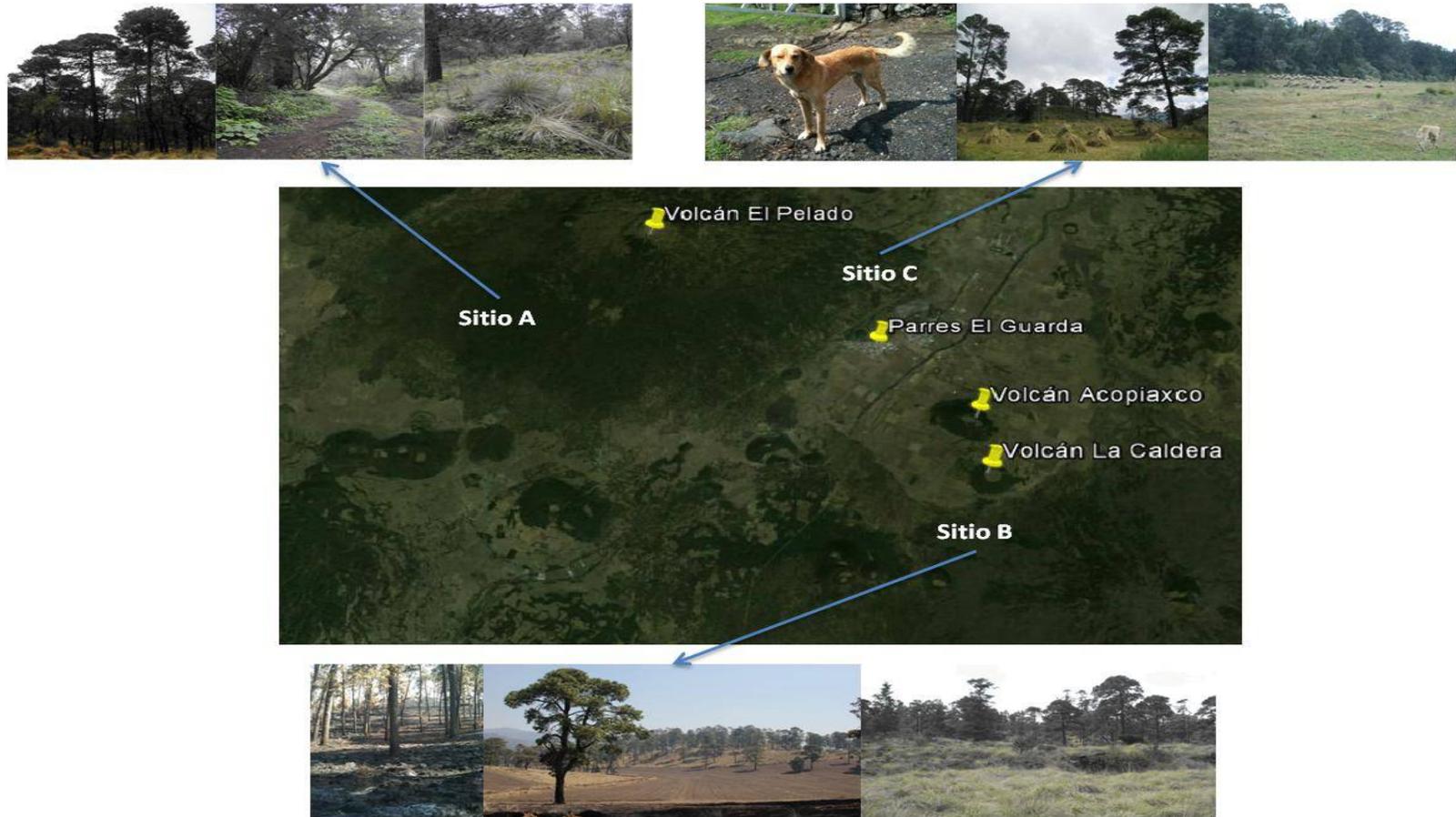


Figura 4: Ubicación de sitios de estudio. Sierra Ajusco-Chichinautzin, San Miguel de Topilejo, Delegación Tlalpan, Distrito Federal, México.

Se recolectaron excretas de lince y coyote en cada uno de los sitios antes mencionados durante la temporada de lluvias y secas. Cada excreta recolectada fue georreferenciada, lo que generó una capa de puntos de muestreo que se ubicó espacialmente. Se calculó el área efectiva de muestreo usando los puntos georreferenciados y un área de amortiguamiento de 750 m (ArcGIS 10.2; ESRI, 2013) de acuerdo a patrones de movimiento diario del lince (Reding et al., 2013). Se uso solamente el movimiento del lince, debido a la mayor restricción de movimiento que presenta esta especie con respecto al coyote (Crooks, 2002; Riley et al., 2003), con lo que se delimitaron espacialmente tres polígonos (Sitio A, B y C) que posteriormente fueron evaluados a nivel espacial (Figura 5).

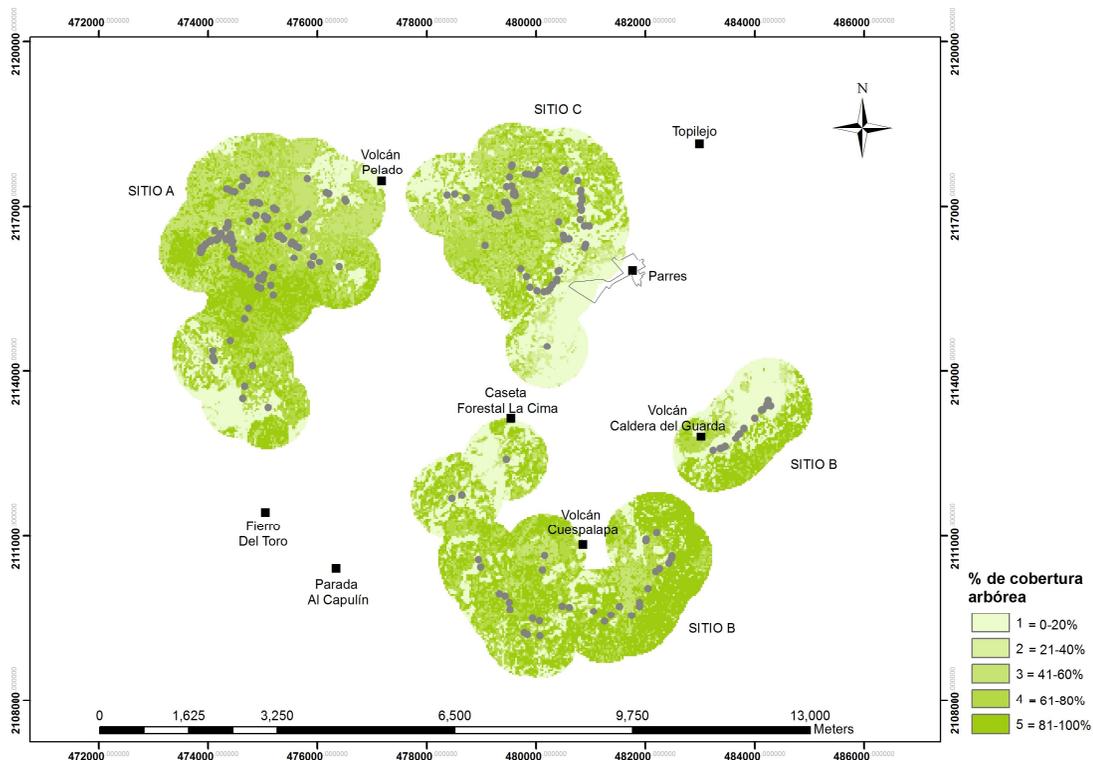


Figura 5: Sitio A, B y C ubicados en el Ajusco, D.F. (Hansen et al., 2013); (•) lugar de colecta de las excretas; ■ a localidades de referencia.

Evaluación del grado de fragmentación de los sitios de estudio

Se realizó un análisis espacial del paisaje de los sitios A, B y C, con el programa FRAGSTATS 3.3 (McGarigal y Marks, 1995). Para realizar este análisis se utilizó un mapa de cobertura arbórea (**Tree canopy cover for year 2000**), generado en el Departamento de Ciencia Geográficas de la Universidad de Maryland, EUA, donde se tiene información referente al porcentaje de árboles con altura mayor a 5 metros, la resolución espacial de la cobertura es de 30 m (Hansen et al., 2013).

El paisaje de la Sierra Ajusco-Chichinauhtzin está constituido por un mosaico de parches o elementos de paisaje. Los parches son los elementos básicos o unidades del paisaje, que se definen de acuerdo al fenómeno bajo estudio (McGarigal y Marks, 1995). El análisis a nivel de paisaje se realizó en cada uno de los sitios de estudios definidos previamente. El análisis a nivel de clase se refiere a la integración de todos los parches o fragmentos de hábitat de una clase dada (McGarigal y Marks, 1995). Los parches se clasificaron según el porcentaje de cobertura arbórea mayor a 5 metros de altura, de acuerdo al Cuadro 1.

Cuadro 1

Clases definidas de acuerdo al porcentaje de cobertura arbórea presente en cada parche.

Clase	Porcentaje de cobertura arbórea
1	0-20
2	21-40
3	41-60
4	61-80
5	81-100

El cálculo de las métricas del paisaje se utilizó para conocer el área, distribución, conectividad y agregación de los parches de cada clase.

Para cada uno de los sitios se midió:

Área total del sitio en hectáreas

Área total por clase en hectáreas

Porcentaje de ocurrencia de cada clase por sitio, proporción que ocupa cada clase en el paisaje. (McGarigal y Marks, 1995).

Densidad de parches, número de parches de un mismo tipo en el paisaje dividido por el área total del paisaje (Nº de parches/100ha) (McGarigal y Marks, 1995).

Tamaño promedio de los parches en hectáreas: TPP (McGarigal y Marks, 1995).

Índice del parche más grande: IPG, porcentaje del paisaje que ocupa el parche más grande (McGarigal y Marks, 1995).

La conectividad y agregación entre parches se midió a través de:

Distancia al vecino más cercano: DVC, distancia en metros de un parche al parche más cercano del mismo tipo, se acerca a 0 a medida que la distancia al parche más cercano decrece (McGarigal y Marks, 1995).

Índice de agregación: IA, porcentaje de agregación de parches del mismo tipo. IA se acerca a 0 cuando el tipo de parche está completamente disgregado, este índice aumenta al incrementar la agregación de los parches (McGarigal y Marks, 1995).

Una vez identificadas las áreas no forestadas en el mapa del año 2000 (Hansen et al., 2013) se compararon estas áreas con el mapa de vegetación y uso de suelo

generado por Velázquez (1993), donde se especifican los tipos de vegetación de los volcanes Tláloc y Pelado. Para ello, se sobrepusieron ambas capas de manera de identificar a qué tipo de vegetación correspondían las celdas no forestadas en cada uno de los sitios de estudio usando el programa ArcGIS 10.2 (ESRI, 2013).

Determinación de la presencia de endoparásitos en carnívoros silvestres y domésticos

Recolecta y conservación de excretas

La recolecta de las excretas se realizó en los tres sitios mencionados, durante los meses de marzo, abril, mayo (temporada de secas), junio, julio y agosto (temporada de lluvias) del 2013. Cada sitio fue recorrido dos veces por temporada, con intervalos de tres semanas para visitar el mismo sitio. La recolecta se realizó entre las 08:00 y 13:00 horas para reducir el sesgo potencial debido a la variación diaria en la tasa de excreción de propágulos de parásitos (huevos, ooquistes, quistes y larvas) en las heces (Villanúa et al., 2006). Se recorrieron aproximadamente 8 km de caminos y brechas por sitio de muestreo al día, recolectando en bolsas de plástico todas las excretas identificadas de lince, coyote y perro. La determinación se realizó siguiendo el manual de rastros de Aranda (2000, Figura 6). Además, se recolectaron excretas en las casetas de vigilancia y las casas que se encontraron durante el recorrido.

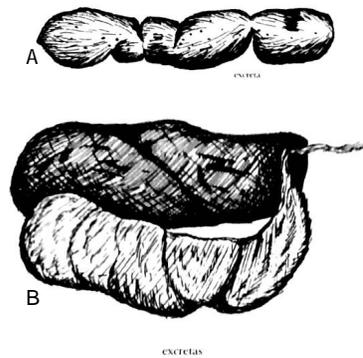


Figura 6: Excretas de linco (A) y de coyote (B), (Aranda, 2000).

De cada excreta encontrada se preservaron 20 g en un frasco de plástico en formol al 4%, para su análisis coproparasitológico. Cada frasco fue marcado con un número consecutivo correspondiente a la muestra, donde se indicó la especie, localidad, coordenadas geográficas y fecha.

Análisis coproparasitológico

Las muestras se procesaron en el Laboratorio de Diagnóstico Parasitológico de la Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia de la Universidad Nacional Autónoma de México. Estas muestras fueron examinadas macroscópicamente a través de la técnica de tamizado (Besné et al., 2006), para la búsqueda de parásitos adultos, proglotis de cestodos y larvas de insectos. Así como microscópicamente para la búsqueda de huevos, quistes y/u ooquistes por medio de flotación, que utiliza solución saturada de Cloruro de sodio para promover la flotación de estructuras parasitarias como ooquistes, quistes y huevos (Foreyt, 2001; Besné et al., 2006; Bowman, 2014).

La determinación taxonómica de huevos de helmintos y quistes u ooquistes de protozoarios se realizó a través de claves provenientes de Levine (1985), Foreyt (2001), Bowman et al. (2002), Taylor et al. (2007), Zajac y Conboy (2012), Bowman (2014).

Evaluación de la diversidad de endoparásitos en excretas de lince, coyotes y perros.

Análisis de datos

Los análisis estadísticos se aplicaron a las excretas de lince y coyote. Asimismo, las excretas de perros se utilizaron para identificar las especies de parásitos que esta especie doméstica comparte con lince y coyotes.

Se utilizó un Modelo Lineal Generalizado (GLM, por sus siglas en inglés) para evaluar la dependencia de la positividad de las excretas con la temporada, el sitio y la especie. En los casos donde se rechazó la hipótesis nula, se aplicó un Test de Comparaciones Múltiples de Bonferroni. Los análisis se realizaron con el programa SPSS v.13.0 (SPSS para Windows 2005).

Se evaluó la efectividad del muestreo a través de la elaboración de curvas de acumulación de especies para lince, coyotes y perros. Para ello se obtuvo el promedio estadístico de adición de especies con el aumento del esfuerzo (Jiménez-

Valverde y Hortal, 2003), a través del programa EstimateS 9.1 (Colwell, 2013). Luego se evaluó la calidad del muestreo a través de una función que describe su curva de acumulación (Jiménez-Valverde y Hortal, 2003), para lo cual se utilizó la Ecuación de Clench:

$$y = (a \cdot n) / (1 + (b \cdot n))$$

donde a es la tasa de incremento de nuevas especies al comienzo del muestro y b es un parámetro relacionado con la forma de la curva, n es el número de muestras (Jiménez-Valverde y Hortal, 2003).

Para esta evaluación se utilizó el programa InfoStat (Grupo Infostat, 2014) del cual se obtuvo R^2 , que es el coeficiente de determinación (su valor va de 0 a 1, se acerca a 1 cuanto mejor se ajuste la función a los datos) y los valores de a y b antes mencionados.

Se calculó la pendiente al final de la curva a través de la siguiente función:

$$a / (1 + b \cdot n)^2$$

La pendiente determina la tasa de acumulación de especies, a mayor esfuerzo de muestreo su valor disminuye, acercándose a cero a medida que se completa el registro de especies (Jiménez-Valverde y Hortal, 2003).

La proporción de endoparásitos registrados se calculó de la siguiente manera:

$$S_{obs} / (a/b)$$

donde S_{obs} es el número de endoparásitos encontrados en el muestreo.

(27)

Para conocer el esfuerzo de muestreo necesario para registrar una determinada proporción de endoparásitos presentes n_q , se utilizó la siguiente función:

$$n_q = q/[b*(1-q)]$$

donde $q = S_n/(a/b)$ y S_n es la proporción de endoparásitos que se busca registrar.

Se analizó la relación entre el número de endoparásitos (taxones) por excreta por temporada, especie y sitio mediante una ANOVA. Se obtuvo el Índice de Shannon (H') y el Índice de Simpson (λ) para calcular la diversidad de endoparásitos. Estos análisis se realizaron con el programa PAST3 (Hammer et al., 2001).

H' : índice de Shannon. Es un índice de equidad que expresa la uniformidad de los valores de importancia de las especies de una muestra (Moreno, 2001). El índice se calcula con la siguiente función:

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

λ : índice de Simpson. Es un índice de dominancia que expresa la probabilidad de que dos individuos de una muestra, tomados al azar, sean de la misma especie (Moreno, 2001). Se expresa con la siguiente función:

$$\lambda = \sum p_i^2$$

En ambos casos p_i es el número de individuos de la especie i dividido entre el número total de individuos de la misma especie (Moreno, 2001).

Se realizó una comparación entre especies, entre sitios y entre especies y sitios para ambas temporadas con un Test de T que evalúa diversidad. Para esto se utilizó el programa PAST3 (Hammer et al., 2001).

El índice de Morisita nos permitió evaluar la similitud entre comunidades de endoparásitos encontradas en cada sitio, además se elaboró un dendograma con los índices de Morisita (Algoritmo UPGMA) para cada sitio durante la temporada de lluvias y de secas, mediante el programa PAST3 (Hammer et al., 2001). El índice de Morisita depende de la riqueza de especies y del tamaño de las muestras, además es sensible a la especie más abundante (Magurran, 1988). Se define según la siguiente ecuación (Moreno, 2001):

$$I_{M-H} = \frac{2\sum(a_i \times b_j)}{(d_a + d_b)aN \times bN}$$

donde

a_i = número de individuos de la i -ésima especie en el sitio a

b_j = número de individuos de la j -ésima especie en el sitio b

$d_a = \sum a_i^2 / aN^2$

$d_b = \sum b_j^2 / bN^2$

Para cada uno de los dendogramas se calculó un Coeficiente de correlación cofenética, que indica la distorsión de la matriz ultramétrica generada por el algoritmo y la matriz de distancia original, su valor es 1 cuando ambas matrices son iguales, es decir, no existe distorsión entre las matrices.

RESULTADOS

Estado de conservación de los sitios de estudio

El área efectiva de muestreo para el sitio A fue de 1,572 ha, el sitio B 1,857 ha, y el sitio C 1,222 ha. El sitio A contiene la mayor proporción de superficie forestada contrario al sitio C que presenta la mayor proporción de superficie no forestada, el sitio B se ubica entre los dos anteriores, por ende la proporción entre ambas superficies tiene a acercarse más al 50% (Figura 7).

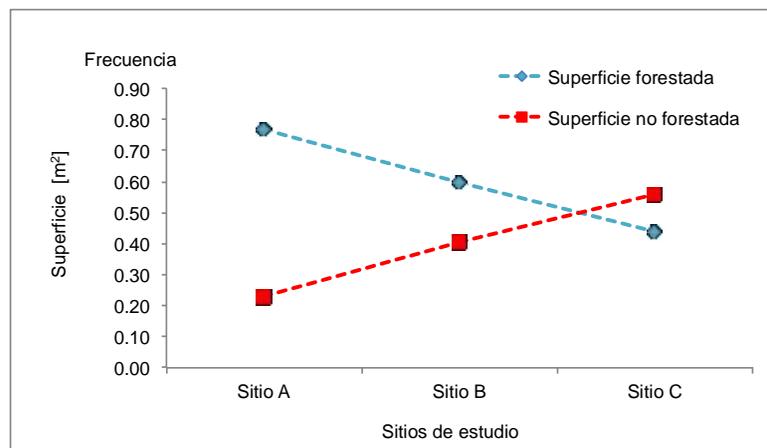


Figura 7: Frecuencia de superficie forestada y no forestada en cada uno de los sitios de estudio.

En el sitio A los porcentajes de cobertura arbórea para la clase 3 (41-60%) y 5 (81-100%) son similares, la clase 4 (61-80%) presenta un porcentaje de ocurrencia mayor (Figura 8). El sitio B presenta un mayor porcentaje de ocurrencia de la clase 5, seguido por la clase 1 (0-20%), por lo a pesar de presentar un alto porcentaje de

cobertura arbórea, un cuarto del paisaje presenta zonas con arbustos y/o claros (Figura 8). En el sitio C predominan las áreas con baja cobertura arbórea (clase 1; Figura 8).

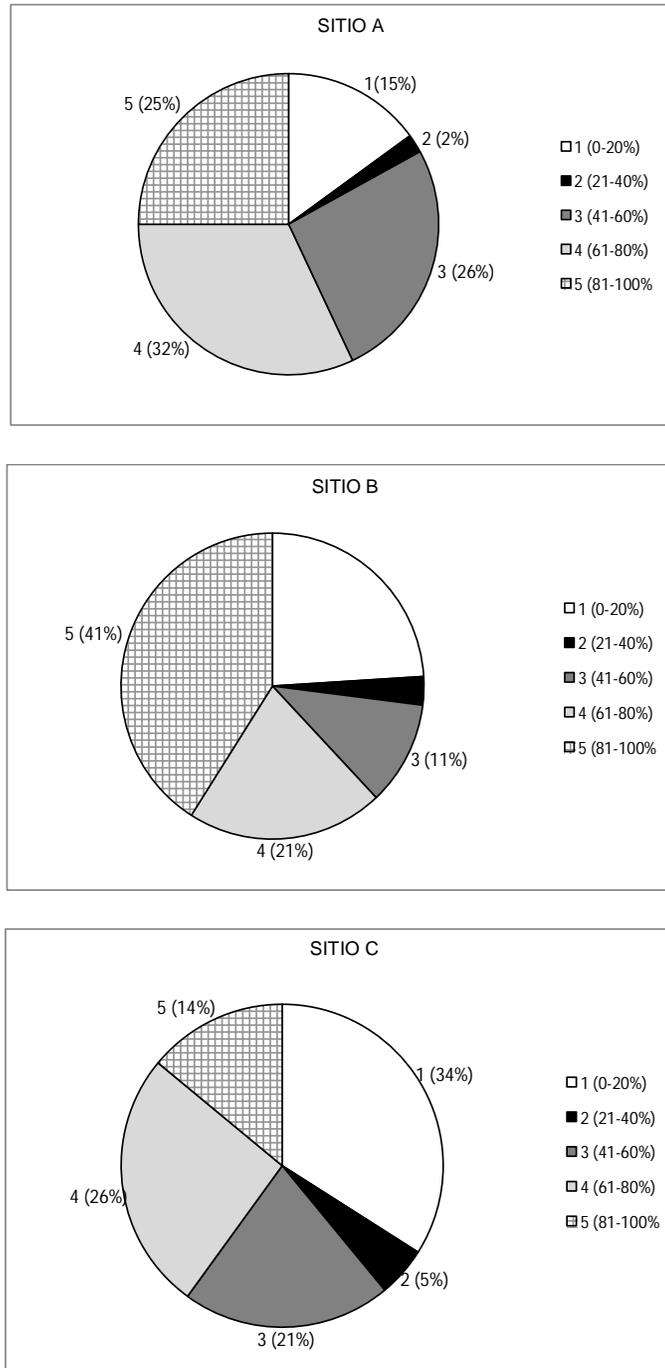


Figura 8: Porcentaje de cobertura arbórea en cada uno de los sitios.

En el sitio A y C la densidad de parches es mayor en las clases 3, 4 y 5. En el sitio B las máximas densidades de parches se observan en las clases 3 y 4. (Figura 9).

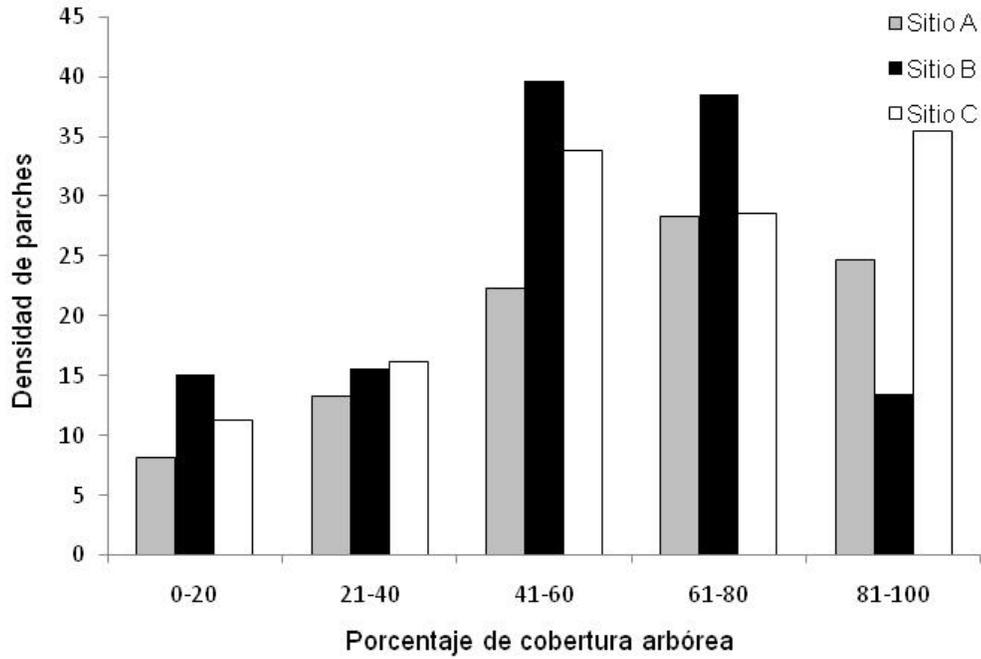


Figura 9: Densidad de parches (Nº de parches/100 ha) de cada clase en los tres sitios de estudio.

En el sitio A se observan tamaños promedio de parches similares en las áreas con mayor cobertura (clases 3, 4 y 5), lo cual se correlaciona con un mayor índice del parche más grande (IPG), por lo que en las zonas con mayor cobertura, se encuentran parches de mayor tamaño (Cuadro 2); en el caso del sitio B, los parches de mayor tamaño promedio se observan en la clase 5, así como también el parche con mayor tamaño (IPG) (Cuadro 2); la clase 1 muestra mayor tamaño de parches en el sitio C, por lo que en este sitio predominan las zonas con menor cobertura arbórea (Cuadro 2).

Cuadro 2

Tamaño promedio de los parches (TPP) en hectáreas (ha), e índice del parche más grande (IPG) para cada clase en los tres sitios.

Clases	Sitio A		Sitio B		Sitio C	
	TPP (Ha)	IPG	TPP (Ha)	IPG	TPP (Ha)	IPG
1	1.850	5.932	1.622	7.773	2.994	22.393
2	0.155	0.097	0.175	0.218	0.313	1.171
3	1.147	12.259	0.275	1.725	0.629	4.197
4	1.145	12.895	0.553	1.463	0.915	7.923
5	1.010	10.942	3.014	27.224	0.387	0.876

La distancia al vecino más cercano es similar en cada uno de los sitios, sin embargo el índice de agregación muestra que los parches de mayores coberturas arbóreas presentan similar agregación en el sitio A, en el sitio B la agregación es alta en la clase 1 y 5, en el sitio C la agregación de los parches disminuye al aumentar la cobertura arbórea (Cuadro 3).

Cuadro 3

Conectividad y agregación de parches en cada uno de los sitios. Distancia al vecino más cercano (DVC), Índice de agregación (IA).

Clases	Sitio A		Sitio B		Sitio C	
	DVC (m)	IA (%)	DVC (m)	IA (%)	DVC (m)	IA (%)
1	98	74	88	71	87	78
2	117	18	108	24	112	39
3	76	59	79	35	71	46
4	66	52	68	42	69	47
5	77	60	72	69	72	37

Al comparar la cobertura forestal del 2000 con la cobertura de 1993, se determinó que las áreas identificadas como no forestadas corresponden a especies arbóreas del género *Pinus*, *Abies* y *Alnus*, así como agaváceas (*Furcraea* spp.), cactáceas

(*Opuntia* spp.), especies de zacatonal (*Festuca* spp., *Muhlenbergia* spp., *Stipa* spp.) y cultivos (*Avena* spp., *Zea mays*; Cuadro 4).

Cuadro 4: Especies de plantas presentes en cada uno de los sitios.

Asociación vegetal	Especies	Sitio A	Sitio B	Sitio C
Zacatonal	<i>Festuca</i> spp.	+	+	+
	<i>Muhlenbergia</i> spp.	+	+	+
	<i>Stipa</i> spp.	+	+	+
Agavácea	<i>Furcraea</i> spp.	+	+	+
Cactácea	<i>Opuntia</i> spp.	-	+	-
Cultivo	<i>Avena</i> spp.	-	+	+
	<i>Zea mays</i>	-	+	+

En el cuadro 4 se puede observar que el sitio A no presenta especies de cultivos, las cuales si están presentes en el sitio B y C.

El sitio A es una zona con alto porcentaje de cobertura arbórea, donde la conectividad y agregación de sus parches es similar. Como se mencionó anteriormente en esta zona no se observaron actividades antrópicas, no presenta cultivos de maíz (*Zea mays*) ni avena (*Avena* spp.) y la ocurrencia de perros es escasa, esto unido a la presencia de zonas protegidas permite definirla como SITIO CONSERVADO.

El sitio B es una zona que presenta una predominancia de zonas con baja y alta cobertura arbórea, en donde la conectividad y agregación son altas, lo que evidencia a nivel de paisaje un mayor grado de fragmentación que el sitio A. En esta zona se observaron actividades agrícolas (maíz y avena), de caza y tala de bosques, la

presencia de perros es escasa, por lo que se define esta área como SITIO DE CONSERVACIÓN INTERMEDIA.

En el sitio C se observa una predominancia en el paisaje de áreas con baja cobertura en donde la conectividad y agregación es mayor, los parches de mayor cobertura arbórea se encuentran más disgregados y con baja representación dentro del paisaje, esto unido a la observación de actividades ganaderas, agrícolas (maíz y avena), de recreación, y a la mayor presencia de perros, permite definirla como SITIO MODIFICADO DE MENOR CONSERVACIÓN.

Determinación de la presencia de endoparásitos en carnívoros silvestres y domésticos

Presencia de endoparásitos en las muestras: Positividad

Se recolectaron en total 486 muestras, de las cuales 258 (53%) pertenecen a la especie *Lynx rufus escuinapae*, 175 (36%) provienen de *Canis latrans cagottis*, y 53 (11%) de *Canis lupus familiaris*. Se recolectaron 235 excretas en la temporada de secas (Cuadro 5) y 251 durante la temporada de lluvias (Cuadro 6).

Cuadro 5

Muestras recolectadas durante la temporada de secas, número de positivas, por sitio y por especie.

ESPECIES	Sitio A (+) (%)			Sitio B (+) (%)			Sitio C (+) (%)		
<i>L. rufus escuinapae</i>	57	20	35	36	10	28	23	16	70
<i>C. latrans cagottis</i>	36	6	17	38	12	32	17	13	76
<i>C. lupus familiaris</i>	8	4	50	0	0	0	20	13	69
Total	101	30	30	74	22	30	60	42	70

Cuadro 6

Muestras recolectadas durante la temporada de lluvias, número de positivas, por sitio y especie.

ESPECIES	Sitio A (+) (%)			Sitio B (+) (%)			Sitio C (+) (%)		
<i>L. rufus escuinapae</i>	45	24	53	58	43	74	39	31	79
<i>C. latrans cagottis</i>	24	11	46	48	32	67	12	11	92
<i>C. lupus familiaris</i>	3	2	67	2	1	50	20	7	35
Total	72	37	51	108	76	70	71	49	69

La positividad de las muestras en función de la presencia de parásitos resultó ser dependiente tanto de la temporada (GLM: $F = 27,624$, $gl = 1$, $p < 0.001$), como del sitio de muestreo (GLM: $F = 20,817$, $gl = 2$, $p < 0.001$). Asimismo, se encontraron diferencias significativas en la positividad de las muestras entre el sitio C con respecto al sitio A y B, entre estos últimos la diferencia fue marginal (Cuadro 7).

Cuadro 7

Test de Bonferroni para comparación de positividad entre sitios de muestreo.

Sitio (I)	Sitio (J)	Diferencia promedio (I-J)	Error estándar	Significancia
A	B	0.123	0.051	0.05
C	A	0.416	0.065	< 0.001
C	B	0.293	0.063	< 0.001

Diversidad de endoparásitos encontrados en lince y coyotes.

Identificación de endoparásitos

Se identificaron 11 géneros de endoparásitos, de los cuales 10 son nematodos y 1 apicomplejo (Cuadro 8).

Las características morfométricas de los parásitos encontrados se presentan en el Cuadro 9.

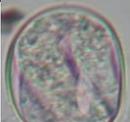
Cuadro 8

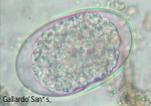
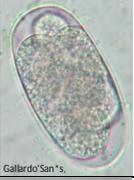
Clasificación taxonómica de los endoparásitos encontradas de acuerdo a Bowman (2014).

Reino	Filo	Clase	Orden	Familia	Especies
Protista	Apicomplexa	Conoidasida	Eucoccidiorida	Eimeriidae	<i>Cystoisospora felis</i> <i>Cystoisospora rivolta</i> <i>Cystoisospora canis</i> <i>Cystoisospora ohioensis</i>
Animal	Nematoda	Secernentea	Ascaridida	Ascarididae	<i>Toxocara</i> spp. <i>Toxascaris leonina</i> <i>Strongyloides</i> sp.
			Rhabditida	Strongyloididae	<i>Strongyloides</i> sp.
			Strongylida	Ancylostomatidae	<i>Uncinaria stenocephala</i> <i>Ancylostoma</i> spp.
			Adenophorea	Enoplida	Trichuridae

Cuadro 9

Características morfométricas de los huevos y ooquistes identificados en este estudio.

ESPECIE	IMAGEN	MEDIDAS (um)	MORFOLOGÍA	CLAVES
<i>Cystoisospora felis</i>		38-51 x 27-39	Ooquistes esporulados sin micropilo ni residuo del ooquiste, 2 esporoquistes de 20-26 x 17-22 um, residuo de esporoquiste, 4 esporozoitos (10 a 15 um de largo), sin cuerpo de Stieda.	Bowman et al., 2002 Foreyt, 2001
<i>Cystoisospora rivolta</i>		23-29 x 19-26	Ooquistes esporulados sin micropilo ni residuo del ooquiste, 2 esporoquistes de 13-21 x 10-15 um, residuo de esporoquiste, 4 esporozoitos (10 a 14 x 2.5-3 um), sin cuerpo de Stieda.	Bowman et al., 2002 Bowman, 2014 Foreyt, 2001
<i>Cystoisospora canis</i>		38-51 x 27-39	Ooquistes esporulados sin micropilo ni residuo del ooquiste, con 2 esporoquistes, residuo de esporoquiste, 4 esporozoitos, sin cuerpo de Stieda.	Foreyt, 2001 Zajac y Conboy, 2012
<i>Cystoisospora ohioensis</i>		20-27 x 15-24	Ooquistes esporulados sin micropilo ni residuo del ooquiste, con 2 esporoquistes, residuo de esporoquiste, 4 esporozoitos, sin cuerpo de Stieda.	Foreyt, 2001 Levine, 1985
<i>Pearsonema plica</i> (sin. <i>Capillaria plica</i>)		63-68 x 24-27	Forma de barril, incoloros, con una cubierta gruesa, ligeramente estriada, con opérculos bipolares.	Bowman, 2014 Taylor et al., 2007
<i>Strongyloides</i> sp.		55 x 30	Huevos larvados de lados aplanados, un extremo del huevo es más ancho que el otro.	Foreyt, 2001
<i>Trichuris</i> spp.		72-90 x 32-40	Opérculos rodeados por anillos. Simétricos cerca de los opérculos. Huevos café y ovalados, de pared gruesa y cubierta lisa.	Bowman et al., 2002 Foreyt, 2001 Zajac y Conboy, 2012
<i>Eucoelus aerophilus</i> (sin. <i>Capillaria aerophila</i>)		59-83 x 26-40	Opérculos asimétricos. La superficie del huevo presenta una ornamentación parecida a una red, cubierta granular. Tienden a ser asimétricos, con un color parduzco verde.	Bowman et al., 2002 Foreyt, 2001 Zajac y Conboy, 2012
<i>Calodium hepaticum</i> (sin. <i>Capillaria hepatica</i>)		51-68 x 30-35	Presencia de opérculos que lo asemejan a un barril. Presentan poros en la superficie, da una apariencia estriada en secciones.	Bowman et al. 2002
<i>Aonchoteca putorii</i> (sin. <i>Capillaria putorii</i>)		56-72 x 23-32	Cubierta oscura con rugosidades gruesas, su superficie consta de una red de cordones longitudinales. Huevo de color amarillo-gris, asimétrico cerca de los opérculos, sus lados tienden a ser paralelos.	Bowman et al., 2002 Zajac y Conboy, 2012

<i>Ancylostoma</i> spp.		52-79 X 28-58	Forma elíptica y cubierta delgada, presencia de blastómeros.	Bowman et al., 2002 Foreyt, 2001 Zajac y Conboy, 2012
<i>Uncinaria stenocephala</i>		70-92 x 35-58	Forma elíptica y cubierta delgada, levemente más gruesa que <i>Ancylostoma</i> spp. Presencia de blastómeros.	Bowman et al., 2002 Foreyt, 2001 Zajac y Conboy, 2012
<i>Toxocara</i> spp.		77-90 x 65-75	Huevo esférico a oval. Cigoto granulado, redondo y oscuro. Pared de la cubierta engrosada, rugosa y granulada, su superficie se asemeja a una pelota de golf.	Bowman et al., 2002 Zajac y Conboy, 2012
<i>Toxascaris leonina</i>		80 x 70	Huevo elipsoide, con cubierta lisa, más claros y translúcidos que los huevos de <i>Toxocara</i> spp. Cigoto claro. La superficie interna de la pared del cascarón parece ser rugosa debido a la membrana vitelina.	Bowman et al., 2002 Foreyt, 2001 Zajac y Conboy, 2012

Huevos de *Pearsonema plica* se encontraron únicamente en heces de coyotes. Por otra parte, ooquistes de *Cystoisospora felis*, *C. rivolta* y huevos de *Aonchoteca putorii* sólo se encontraron en heces de lince.

Sin importar la temporalidad (secas y lluvias) ni la identidad de las especies (lince y coyote), el parásito con la mayor frecuencia fue *Ancylostoma* spp. (Cuadro 10). Al analizar la dominancia por temporada se observó que en secas, *Ancylostoma* spp., es el parásito más frecuente (Lince 32.4%, Coyotes 27.5%), a diferencia de la temporada de lluvias, *Toxascaris leonina* tiene mayor presencia (Lince 27.4%, Coyotes 33.3%). En relación a los sitios de muestreo, en el Sitio A y C, el parásito más frecuente fue *Ancylostoma* spp., mientras que, en el Sitio B, fue *Toxascaris leonina* (Cuadro 10). Estos patrones se repiten a nivel de especie en cada uno de los sitios.

Cuadro 10

Frecuencia de ocurrencia de especies de parásitos encontrados en lince y coyotes, por especie, por sitio y por especie/sitio. Entre paréntesis se indica los porcentajes de frecuencia.

Especies	Linces	Coyotes	Sitio A	Sitio B	Sitio C	Coy A	Coy B	Coy C	Lin A	Lin B	Lin C
<i>Cystoisospora felis</i>	5 (2.1)	0	1 (1.4)	3 (2.3)	1 (0.7)	0	0	0	1 (1.9)	3 (3.7)	1 (1)
<i>Cystoisospora rivolta</i>	18 (7.6)	0	6 (8.5)	5 (3.8)	7 (5.1)	0	0	0	6 (11.1)	5 (6.1)	7 (6.9)
<i>Cystoisospora canis</i>	0	6 (5.8)	2 (2.8)	3 (2.3)	1 (0.7)	2 (23.4)	3 (5.9)	1 (2.9)	0	0	0
<i>Cystoisospora ohioensis</i>	0	10 (9.7)	1 (1.4)	9 (6.8)	0	1 (11.7)	9 (17.6)	0	0	0	0
<i>Trichuris</i> spp.	6 (2.5)	2 (1.9)	0	3 (2.3)	5 (3.6)	0	0	2 (5.7)	0	3 (3.7)	3 (2.9)
<i>Toxocara</i> spp.	16 (6.7)	5 (4.9)	3 (4.2)	7 (5.3)	11 (8)	2 (23.4)	1 (2)	2 (5.7)	1 (1.9)	6 (7.3)	9 (8.8)
<i>Toxascaris leonina</i>	60(25.2)	23(22.3)	16 (22.5)	53 (39.8)	14 (10.2)	1 (11.7)	19 (37.3)	3 (8.6)	15 (27.8)	34 (41.5)	11 (10.8)
<i>Strongyloides</i> sp.	7(2.9)	9 (8.7)	6 (8.5)	2 (1.5)	8 (5.8)	3 (35.1)	2 (3.9)	4 (11.4)	3 (5.6)	0	4 (3.9)
<i>Uncinaria stenocephala</i>	30(12.6)	9 (8.7)	7 (9.9)	9 (6.8)	23 (16.8)	1 (11.7)	3 (5.9)	5 (14.3)	6 (11.1)	6 (7.3)	18 (17.6)
<i>Ancylostoma</i> spp.	62(26.1)	30 (29.1)	25 (35.2)	25 (18.8)	42 (30.7)	6 (70.2)	11 (21.6)	13 (37.1)	19 (35.2)	14 (17.1)	29 (28.4)
<i>Eucoleus aerophilus</i>	17(7.1)	3 (2.9)	2 (2.8)	4 (3)	14 (10.2)	1 (11.7)	0	2 (5.7)	1 (1.9)	4 (4.9)	12 (11.8)
<i>Calodium hepaticum</i>	12(5)	5 (4.9)	0	9 (6.8)	8 (5.8)	0	3 (5.9)	2 (5.7)	0	6 (7.3)	6 (5.9)
<i>Aonchoteca putorii</i>	5(2.1)	0	2 (2.8)	1 (0.8)	2 (1.5)	0	0	0	2 (3.7)	1 (1.2)	2 (2)
<i>Pearsonema plica</i>	0	1 (1)	0	0	1 (0.7)	0	0	1 (2.9)	0	0	0
TOTAL	238	103	71	133	137	17	51	35	54	82	102

Se identificaron ooquistes esporulados de *Eimeria* spp., huevos de Oxyuridos y Cestodos, considerados parásitos espurios (aquellos que han pasado por los alimentos al tubo digestivo, sin causar infección en el hospedador; Cruz-Reyes y Camargo-Camargo, 2001), por lo cual no fueron incluidos en los análisis estadísticos del presente estudio.

De las 14 especies de parásitos identificadas, cinco son consideradas zoonóticas: *Toxascaris leonina*, *Toxocara* spp., *Strongyloides* sp., *Uncinaria stenocephala*, y *Ancylostoma* spp. (Bowman, 2014).

Número de endoparásitos por muestra

El número de endoparásitos por muestras es independiente de la temporada (ANOVA $F = 0.643$, $gl = 1$, $p = 0.44$), de la especie (ANOVA $F = 0.396$, $gl = 1$, $p = 0.54$) y del sitio de muestreo (ANOVA $F = 0.160$, $gl = 2$, $p = 0.85$). El 56% de las muestras positivas presentó un sólo tipo de endoparásito (Figura 11).

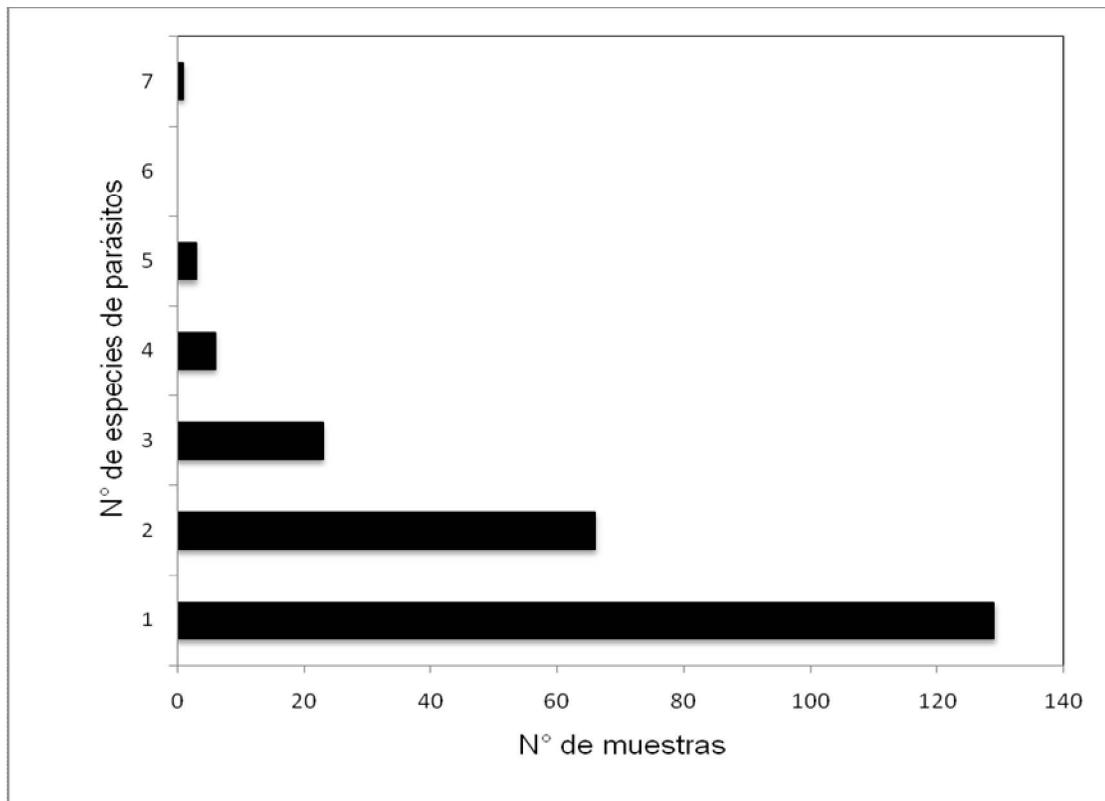


Figura 11: Número de endoparásitos por muestra.

Efectividad del muestreo

La función de Clench se ajusta adecuadamente a los datos dado que el R^2 fue igual a 0.99 para la curva de coyotes y perros, y de 1 para la curva de lince (Cuadro 11, Figura 10). Los lince presentan una menor pendiente al final de la curva, lo que se relaciona con un mayor esfuerzo de muestreo. Sin embargo, en los tres sitios la pendiente fue menor a 0.1 (Cuadro 11) por lo que se considera que el muestreo fue fiable y completo (Jiménez-Valverde y Hortal, 2003). El porcentaje de endoparásitos registrados fue mayor al 80% en todos los sitios (Cuadro 11); el mayor porcentaje se obtuvo con las excretas de lince (96%), lo que se relaciona con un mayor número de excretas recolectadas (Cuadro 11). Es necesario recolectar 380 excretas de coyote y 238 excretas de perros para conocer el 95% de los endoparásitos (Cuadro 11); en el caso de los lince bastaba con recolectar 211 muestras para registrar el 95% de los endoparásitos (Cuadro 11).

Cuadro 11: Efectividad del muestreo por especie.

Especies	n	S_{obs}	R²	r_n	ER (%)	n_{95%} (%)
<i>Lynx rufus escuinapae</i>	258	11	1	0.002	96	211
<i>Canis latrans cagottis</i>	175	11	0.99	0.006	90	380
<i>Canis lupus familiaris</i>	53	7	0.99	0.024	84	238

n = número de muestras.

S_{obs} = n° de endoparásitos encontrados en el muestreo.

R² = coeficiente de determinación.

r_n = pendiente.

ER = endoparásitos registrados.

n_{95%} = esfuerzo de muestreo necesario para registrar un 95% de los endoparásitos presentes.

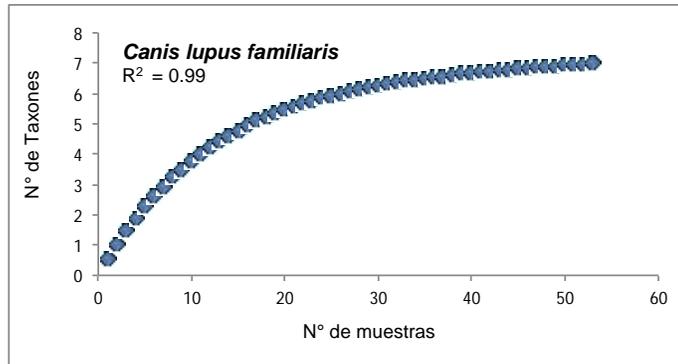
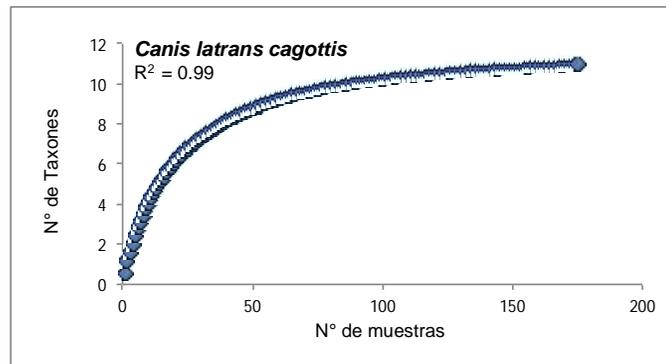
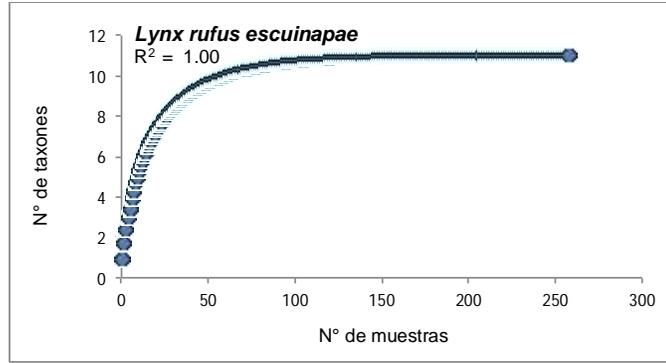


Figura 10: Curvas de acumulación para cada especie de carnívoro.

Diversidad de endoparásitos

Durante la temporada de secas no se encontraron diferencias significativas entre la diversidad de especies de endoparásitos (Cuadro 12a,13a), a diferencia de la temporada de lluvias donde el sitio C presentó una mayor diversidad y abundancias de endoparásitos (H' : índice de Shannon), así como una menor equidad en la comunidad de parásitos presentes (λ : índice de Simpson), con respecto al sitio A y B (Cuadro 12b, 13b). Al analizar los datos de lince y coyotes por separado, el patrón observado se mantuvo entre los sitios B y C. Sin embargo, entre los sitios A y C sólo se evidencia diferencia en relación a especies y abundancias de parásitos (H') (Cuadro 12b).

Cuadro 12

Índice de diversidad de Shannon (H') durante temporada de secas y de lluvias, entre especies, sitios y especies/sitios.

(a)

SECAS	H'				
H_1/H_2	H_1	H_2	t	gl	p
Linces/Coyotes	1.907	1.997	-0.669	90.379	0.50
Sitio A/B	1.956	2.025	-0.359	53.037	0.72
Sitio A/C	1.956	1.682	1.491	89.345	0.14
Sitio B/C	2.025	1.682	-1.717	62.315	0.09
Coy A/B	1.748	1.545	0.863	20.423	0.40
Coy A/C	1.748	1.301	1.723	26.150	0.10
Coy B/C	1.545	1.301	-1.024	29.993	0.31
Lin A/B	1.652	1.468	0.752	26.338	0.46
Lin A/C	1.652	1.726	-0.347	61.248	0.73
Lin B/C	1.468	1.726	1.047	27.736	0.30

(b)

LLUVIAS	H'				
H_1/H_2	H_1	H_2	t	gl	p
Linces/Coyotes	2.025	1.789	1.733	98.394	0.09
Sitio A/B	1.609	1.791	-1.034	73.823	0.30
Sitio A/C	1.609	2.125	-3.237	52.529	0.002
Sitio B/C	1.791	2.125	2.630	183.480	0.009
Coy A/B	1.154	1.392	-0.707	9.382	0.49
Coy A/C	1.154	1.987	-2.402	10.351	0.04
Coy B/C	1.392	1.987	3.047	40.486	0.004
Lin A/B	1.643	1.793	-0.780	60.180	0.44
Lin A/C	1.643	2.135	-2.844	43.307	0.007
Lin B/C	1.793	2.135	2.395	124.050	0.02

Cuadro 13

Índice de Simpson (λ) durante temporada de secas y de lluvias, entre especies, sitios y especies/sitios.

(a)

SECAS	λ				
D_1/D_2	D_1	D_2	t	gl	p
Linces/Coyotes	0.185	0.159	0.689	97.246	0.49
Sitio A/B	0.173	0.156	0.308	52.380	0.76
Sitio A/C	0.173	0.264	-1.496	87.807	0.14
Sitio B/C	0.156	0.264	1.654	73.002	0.10
Coy A/B	0.180	0.222	-0.495	21.528	0.62
Coy A/C	0.180	0.333	-1.427	27.932	0.16
Coy B/C	0.222	0.333	1.053	28.996	0.30
Lin A/B	0.232	0.264	-0.314	19.047	0.76
Lin A/C	0.232	0.242	-0.142	61.810	0.89
Lin B/C	0.264	0.242	-0.200	22.534	0.84

(b)

LLUVIAS	λ				
D_1/D_2	D_1	D_2	t	gl	p
Linces/Coyotes	0.167	0.225	-1.629	90.580	0.11
Sitio A/B	0.254	0.248	0.097	60.963	0.92
Sitio A/C	0.254	0.137	2.168	38.973	0.04
Sitio B/C	0.248	0.137	-3.218	148.360	0.001
Coy A/B	0.388	0.300	0.467	7.963	0.653
Coy A/C	0.388	0.149	1.289	7.720	0.235
Coy B/C	0.300	0.149	-2.443	52.011	0.02
Lin A/B	0.237	0.236	0.021	58.508	0.983
Lin A/C	0.237	0.136	1.881	32.010	0.07
Lin B/C	0.236	0.136	-2.406	92.053	0.02

Similitud de la comunidad de endoparásitos

El sitio C presenta un 84% de similitud con respecto al sitio A durante la época de secas. El sitio B es similar al sitio A en un 55% y al sitio C en un 14% (Cuadro 14, Figura 12).

Cuadro 14

Índice de similitud de Morisita de especies de parásitos entre sitios durante la temporada de secas. La tabla muestra el porcentaje de similitud entre paréntesis, y las especies compartidas.

Secas	Sitio A	Sitio B	Sitio C
Sitio A	1	0.554 (55%)	0.843 (84%)
Sitio B	(C, T, TI, S)	1	0.138 (14%)
Sitio C	(C, T, TI, S, U, A, E)	(C, Tr, T, TI, S)	1

C: *Cystoisospora* spp., T: *Toxocara* spp., TI: *Toxascaris leonina*, S: *Strongyloides* sp., U: *Uncinaria stenocephala*, A: *Ancylostoma* spp., E: *Eucoleus aerophilus*, Tr: *Trichuris* spp.

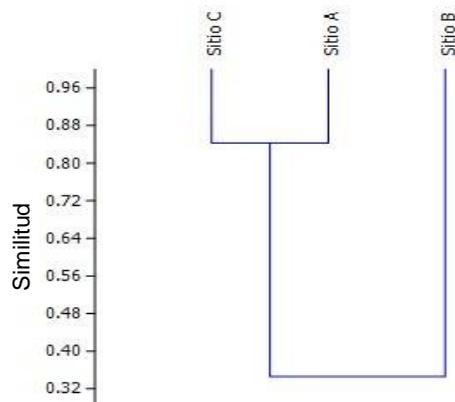


Figura 12: Dendrograma de similitud de especies de parásitos entre sitios durante la temporada de secas. Algoritmo UPGMA. Índice de Morisita. Coeficiente de correlación cofenética: 0.8098.

Durante la época de lluvias, el sitio A presentó un 82% de similitud con respecto al sitio B, el sitio C muestra un menor porcentaje de similitud con A (77%) y B (73%).

(Cuadro 15, Figura 13).

Cuadro 15

Índice de similitud de Morisita de especies de parásitos entre sitios durante la temporada de lluvias. La tabla muestra el porcentaje de similitud entre paréntesis, y las especies compartidas.

Lluvias	Sitio A	Sitio B	Sitio C
Sitio A	1	0.824 (82%)	0.768 (77%)
Sitio B	(C, TI, S, U, A, Ao)	1	0.732 (73%)
Sitio C	(C, TI, S, U, A, Ao)	(C, Tr,T, TI, S, U, A, E, C, Ao)	1

C: *Cystoisospora* spp., T: *Toxocara* spp., TI: *Toxascaris leonina*, S: *Strongyloides* sp., U: *Uncinaria stenocephala*, A: *Ancylostoma* spp., E: *Eucoleus aerophilus*, Tr: *Trichuris* spp., Ao: *Aonchoteca putorii*, C: *Calodium hepaticum*.

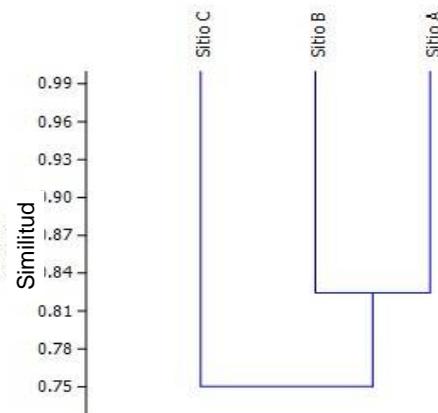


Figura 13: Dendrograma de similitud de especies de parásitos entre sitios durante la temporada de lluvias. Algoritmo UPGMA. Índice de Morisita. Coeficiente de correlación cofenética: 0.9227.

Composición de endoparásitos encontrados en perros

Se encontraron 53 muestras de perros durante todo el muestreo (lluvias N = 25, secas N= 28), de las cuales 75.5% (40) se localizaron en el sitio C, 20.7% (11) en el sitio A y 3.8% (2) en el sitio B. Las muestras del sitio A y B fueron recolectadas alrededor de las casetas de vigilancia de la CORENA, en cambio en el sitio C se encontraron excretas tanto en las casetas de vigilancia como en los caminos recorridos durante el muestreo.

El 74.1% (20) de las muestras positivas se encontraron en el sitio C, 22.2% (6) en el sitio A y 3.7% (1) en el sitio B. Se identificaron siete especies de endoparásitos (Cuadro 16), mismos que se encontraron también en las muestras de lince y coyotes. En este caso la especie más frecuentemente encontrada fue *Ancylostoma* spp.

Cuadro 16

Frecuencia de especies de parásitos encontrados en perros. El número entre paréntesis indica el porcentaje de frecuencia.

PERROS	SITIO A	SITIO B	SITIO C	TOTAL
<i>Cystoisospora canis</i>	1 (100)	0	0	1 (2)
<i>Cystoisospora ohioensis</i>	3 (60)	0	2 (40)	5 (12)
<i>Toxocara</i> spp.	2 (40)	0	3 (60)	5 (12)
<i>Toxascaris leonina</i>	2 (33)	0	4 (67)	6 (15)
<i>Strongyloides</i> sp.	3 (50)	0	3 (50)	6 (15)
<i>Uncinaria stenocephala</i>	3 (50)	1 (17)	2 (33)	6 (15)
<i>Ancylostoma</i> spp.	0	0	12 (100)	12 (29)
TOTAL	14	1	26	41

DISCUSIÓN

Estado de conservación de los sitios de estudio

El análisis a nivel de paisaje y las visitas a campo permitió definir el estado de conservación de los sitios de estudio. El sitio A presentó una mayor proporción de cobertura forestada, en donde las tres clases de mayor cobertura arbórea presentaron mayor conectividad y agregación, en las áreas deforestadas de acuerdo a Hansen (2013) se identificaron especies de zacatonal (Velázquez, 1993). El sitio B presentó una proporción de cobertura intermedia entre el sitio A y C, así como una mayor fragmentación dado que se observaron altos índices de agregación y conectividad en la zona con mayor y menor cobertura arbórea, en las zonas no forestadas se observaron especies de zacatonal y de cultivos. A diferencia del sitio C que presentó la menor proporción de superficie arbórea, así como una mayor agregación y conectividad de los parches no forestados, en las zonas no forestadas se observó especies de zacatonal y cultivos. Las métricas de paisaje por sí solas deben tomarse con cautela, e interpretarse de acuerdo a un contexto que tenga sentido biológico. En este caso, fue necesario utilizar dos capas de vegetación, una de cobertura arbórea y otra de tipos de vegetación, debido a que cada una por sí sola no entregaba la información suficiente, dado que la cobertura de Hansen (2013) valora de la misma manera zacatonales y zonas agrícolas. El valor ecológico de ambas zonas es muy diferente debido a que los zacatonales albergan una gran

cantidad de presas importantes para lince y coyotes, como son las diferentes especies de conejos.

La capa de tipos de vegetación nos permitió conocer especies que la cobertura arbórea no identifica. Estos análisis a nivel de paisaje reflejaron en parte las observaciones en campo, a pesar de esto el uso de ambas capas tiene sus limitaciones, dado que las escalas de trabajo son diferentes, además de que ninguno de los mapas toma en cuenta el uso de suelo, como poblados, zonas ganaderas e industrias de la zona.

Positividad en relación a la estacionalidad

La presencia de endoparásitos en las excretas fue más alta en temporada de lluvias que en secas. La influencia de la estacionalidad en las dinámicas de parásitos gastrointestinales ha sido objeto de estudio recurrente, debido a que las condiciones ambientales, específicamente las relacionadas a humedad y temperatura ambiental, afectan la sobrevivencia, desarrollo, infectividad y transmisión de estos endoparásitos (Stromberg, 1997; Cattadori et al., 2005). Los huevos se desarrollan y eclosionan más lentamente a temperaturas frías, a medida que aumenta la temperatura la tasa de desarrollo es más rápida, hasta llegar a un punto en que su desarrollo se detiene y la larva muere (Stromberg, 1997; Cattadori et al., 2005). A su vez, la humedad es necesaria para el desarrollo y la sobrevivencia de estados parasitarios, evita la desecación y muerte de las larvas en desarrollo, y facilita el

movimiento larvario en el ambiente (Fayer, 1980; Stromberg, 1997). La estacionalidad también puede alterar la respuesta inmune del hospedero, a través de cambios reproductivos, fotoperiodo, estrés y nutrición (Cornell, 2008; Martin et al., 2008). En la Sierra Ajusco-Chichinauhtzin, las condiciones climáticas de la temporada de lluvias propician el desarrollo de las fases infectantes de los endoparásitos, por lo que esto explicaría su mayor presencia durante esa temporada del año.

Positividad en relación a fragmentación y degradación de hábitat

La frecuencia de excretas positivas a parásitos fue mayor en el sitio más fragmentado y con mayor actividad antrópica (Sitio C). Lo que se puede relacionar con una mayor tasa de contacto con la fauna doméstica de la zona. Este patrón se ha observado en otros estudios alrededor del mundo. Por ejemplo, en lémures (*Microcebus murinus*) de los bosques litorales de Mandena, Madagascar, se encontró una mayor prevalencia e intensidad de nematodos y protozoarios en fragmentos pequeños de bosque, y de ascáridos y tenias en fragmentos de bosques más degradados (Raharivololona y Ganshorn, 2009). Situación que se repite en una población de *Alouatta palliata mexicana*, de la Reserva de la Biosfera Los Tuxtlas, Veracruz, donde la prevalencia por endoparásitos fue mayor en ambientes fragmentados (Trejo-Macías et al., 2007), y en poblaciones de *Cercopithecus ascanius* del Parque Nacional Kibale, Uganda, donde la prevalencia de helmintos y protozoarios gastrointestinales fue mayor en ambientes deforestados (Gillespie et al.,

2005). Sin embargo, se ha observado menor prevalencia de ectoparásitos en aves que habitan parches pequeños, lo que se relacionaría con una probable reducción en la abundancia de los hospederos (Bush et al., 2013).

Composición de endoparásitos

El estrombílido *Ancylostoma* spp. y el ascárido *Toxascaris leonina*, fueron las especies con mayor ocurrencia encontradas en las excretas en este estudio.

Los gusanos gancho (*Ancylostoma* spp.) habitan el intestino delgado de sus hospederos. La infección ocurre a través de ingestión o penetración de larva infectante a través de la piel, al ser hematófagos, pueden generar grandes pérdidas de sangre en sus hospederos causando severas anemias. Dependiendo de la intensidad de la infección y de la resistencia del hospedero, la que aumenta al pasar los años, debido a ello afecta severamente a cachorros. La habilidad del hospedero de compensar las pérdidas sanguíneas dependerá de factores de nutrición y presencia o ausencia de estrés (Bowman, 2014), factores que se pueden ver alterados por la fragmentación y pérdida de hábitat. Las larvas enquistadas en la pared intestinal y músculo esquelético no pueden ser tratadas por medio de antihelmínticos (Bowman, 2014), por lo que migran al intestino, una vez que el tratamiento ha eliminado los adultos, por lo que son una nueva fuente de producción de huevos que serán eliminados al ambiente. *Ancylostoma* spp. es un endoparásito zoonótico, que genera en el ser humano erupciones cutáneas por *larva migrans* y

enteritis eosinofílicas (Bowman, 2014). En poblaciones de coyotes y lince esta especie es común (Mitchell y Beasom, 1974; Heidt et al., 1988; Henke et al., 2002; Miller et al., 2009). En el caso de los coyotes se ha asociado a zonas suburbanas (Grigione et al., 2014), en nuestro estudio fue el endoparásito más frecuente en el sitio más conservado (Sitio A), así como en la zona más fragmentada y perturbada (Sitio C). Este parásito actúa como regulador poblacional, debido a que afecta severamente a cachorros (Mitchell y Beasom, 1974; Pence y Winberg, 1984), disminuyendo la densidad poblacional de coyotes lo que anularía este efecto (Henke et al., 2002). La dificultad para erradicar este parásito de una población, así como factores inmunodepresores intrapoblacionales, hacen de *Ancylostoma* spp. un endoparásito que puede generar alto riesgo para la conservación de poblaciones silvestres y de la salud pública, en donde la fauna doméstica puede funcionar como reservorio y transmisor de este parásito entre fauna silvestre y humanos. En este estudio, el endoparásito más frecuente en excretas de perros fue *Ancylostoma* spp., todos los cuales se encontraron en el sitio C, una fuente constante de parásitos, como los perros domésticos, aunado a factores de estrés podría tener consecuencias en la dinámica natural hospedador-parásito. Para ello es necesario realizar estudios dirigidos a las causas que pueden modificar la dinámica poblacional de especies de carnívoros como lince y coyotes.

El nematodo *Toxascaris leonina*, es habitante del intestino delgado de cánidos y félidos, parasita sus hospederos vía ingestión de huevos larvados, la larva infectante se enquista en los tejidos de hospederos paraténicos como roedores y el ser humano (Toxascariasis larval, Bowman, 2014). Este parásito desarrolla rápidamente su

estado infectante (1 semana), y elimina huevos con una cubierta resistente a cambios ambientales extremos lo que explica su alta persistencia en el medio ambiente (Bowman, 2014). Su persistencia en el ambiente, rápido desarrollo y sus hospederos paraténicos (roedores) pueden generar problemas en poblaciones de cánidos y félidos inmunodeprimidas que no sólo se ven expuestas a este parásito por su posible contacto con perros y gatos domésticos. Sino también por la presencia de roedores, que a su vez pueden transmitir este parásito a los seres humanos, generándose un problema de salud pública. *Toxascaris leonina* ha sido la especie más frecuentemente encontrada en coyotes (Butler y Grundmann, 1954; Grundmann, 1957; Schitoskey y Schitoskey, 1980; Henke et al., 2002; Wirsing et al., 2007; Thompson et al., 2009; Liccioli et al., 2012) y en lince (Schitoskey y Linder, 1981). En un estudio realizado en coyotes de Nueva York, EUA, se encontró este parásito sólo en las zonas más pobladas (Gompper et al., 2003). Sin embargo, también se ha encontrado que la prevalencia de este parásito disminuye en zonas urbanas habitadas por zorro rojo (*Vulpes vulpes*; Reperant et al., 2007). En nuestro estudio, fue el endoparásito más frecuente en el sitio medianamente fragmentado y perturbado (Sitio B).

Efectividad del muestreo

El esfuerzo de muestreo realizado en este estudio fue adecuado, ya que permitió conocer más de un 80% de los endoparásitos presente en lince, coyotes y perros. El alto número de muestras necesarias para conocer un 95% de los endoparásitos

presentes en estas especies se debe a que las especies raras son difíciles de registrar por lo que con un alto número de muestras se aumenta la probabilidad de detección.

Diversidad de parásitos gastrointestinales

En el presente estudio el sitio más fragmentado y perturbado (Sitio C) presentó la mayor diversidad de parásitos. La fragmentación de hábitat favorecería la infección de algunos parásitos, especialmente aquellos de ciclo de vida directo y/o aquellos que predominan en ambientes modificados por el hombre (Nunn et al., 2003). Durante la última década se han realizado estudios que relacionan la fragmentación y/o urbanización con la riqueza de parásitos. La población de *Cercopithecus ascanius* presentó una mayor riqueza de helmintos y protozoarios en ambientes deforestados, donde esta especie de primate ha disminuido su densidad poblacional (Gillespie et al., 2005). En el caso del coyote se ha observado una mayor diversidad de parásitos en excretas recolectadas en zonas más pobladas (Gompper et al., 2003). Sin embargo, la riqueza de ectoparásitos encontrados en aves de bosques fragmentados del sur de China fue menor en parches de hábitats de pequeño tamaño (Bush et al., 2013).

Los sitios A y B presentaron un mayor porcentaje de similitud en su diversidad con respecto al sitio C durante la temporada de lluvias, situación que varía en temporada de secas, donde la mayor similitud se presenta entre los sitios A y C. Sin embargo el

coeficiente cofenético del dendograma de la temporada de lluvias fue mayor (0.92) al obtenido en la temporada de secas (0.81), por lo que el primer dendograma presenta una menor distorsión. Durante la temporada de secas no se detectó una diferencia significativa entre la diversidad de los sitios, lo que podría deberse a una subestimación de la diversidad de parásitos en las excretas debido a que las condiciones ambientales de frío y desecación podrían afectar la morfología de los huevos y ooquistes de parásitos más susceptibles a condiciones extremas, como las coccidias (Fayer, 1980) lo que podría disminuir su probabilidad de detección.

Parásitos gastrointestinales en perros domésticos

Los endoparásitos que se encontraron en excretas de perros también fueron registrados en excretas de lince y coyote. Como se mencionó anteriormente, *Ancylostoma* spp. fue el endoparásito más frecuente en perros, lince y coyotes en el sitio más fragmentado y perturbado. El contacto con perros podría ser un factor de riesgo importante tanto para la fauna silvestre como para la salud pública. Este riesgo potencial se acrecienta en países en vías de desarrollo, donde la tenencia irresponsable de perros es común; la escasa vacunación, desparasitación y castración hacen que las densidades de perros potencialmente infecciosos aumenten, facilitando la persistencia de patógenos (Acosta-Jammett et al., 2010) y con ello la probabilidad de infección, tanto para humanos como para fauna silvestre. La presencia de especies parasíticas zoonóticas es común en las poblaciones de perros callejeros. En la Ciudad de México se detectó *Ancylostoma caninum*,

Toxocara canis y *Toxascaris leonina* en perros callejeros, donde la especie dominante fue *Ancylostoma caninum* (Eguía-Aguilar et al., 2005); además del riesgo zoonótico estos parásitos pueden ser transmitidos a poblaciones de cánidos y félidos silvestres, con consecuencias mortales para sus cachorros (Henke et al., 2002).

Los perros contribuyen en mayor proporción a la introducción de parásitos en mamíferos silvestres que el ganado doméstico, de acuerdo al número de especies introducidas, el tiempo desde que ocurrió la introducción y la habilidades de dispersión de los perros (Landaeta-Aqueveque et al., 2014). Esto se relaciona principalmente al mayor contacto entre perros y mamíferos silvestres, ya sea por la introducción de las mascotas con sus dueños a zonas de recreación donde se encuentra fauna silvestre (Acosta-Jamett et al., 2010), como a la cercanía a zonas pobladas producto de la fragmentación y pérdida de hábitat y el aumento de la urbanización.

Coyotes, lince y perros comparten un gran variedad de parásitos como son *Toxocara* spp., *Echinococcus* spp., *Uncinaria stenocephala*, *Ancylostoma* spp., *Taenia* spp., *Toxascaris leonina*, *Strongyloides* sp., *Toxoplasma gondii*, etc, con potencial zoonótico (Mitchell y Beasom, 1974; Loveless y Andersen, 1975; Marchiondo et al., 1976; Conder y Loveless, 1978; Schitoskey y Linder, 1981; Watson et al., 1981; Heidt et al., 1988; Salinas-López et al., 1996; Dubey et al. 2007; Bridger et al., 2009; Carver et al., 2012; Liccioli et al. 2012; Bowman, 2014). El contacto entre estas especies silvestres y el humano, facilitado por la presencia de perros, puede tener graves consecuencias para la conservación de estas especies y en la salud pública.

En México se han realizado pocos estudios de endoparásitos en lince y coyotes. Sólo se ha reportado *Echinococcus oligarthus* (Salinas-López et al., 1996) y *Toxoplasma gondii* (Kikuchi et al., 2004) en lince. En coyotes, se ha registrado *Dirofilaria immitis*, *Ancylostoma* spp., *Uncinaria* sp., *Toxocara* spp., *Toxascaris leonina*, *Strongyloides* sp., *Cystoisospora* spp., *Taenia* spp., (Muñoz, 2009; Mino, 2011; Hernández Camacho y Pineda López, 2012; Lambert, 2014).

Este es el primer estudio de endoparásitos en ambientes fragmentados en la Sierra del Ajusco-Chichinautzin, con lo cual se establece una línea base sobre el estado de salud de las poblaciones de lince y coyotes en ambientes periurbanos y conservados. De esta forma, se busca contribuir a largo plazo, en la toma de decisiones para la conservación de estas especies en el centro del México.

CONCLUSIONES

1. A mayor fragmentación del hábitat y presencia de actividades humanas en el sitio se encontró una mayor frecuencia y diversidad de endoparásitos en excretas de lince y coyote.
2. *Toxascaris leonina* y *Ancylostoma* spp. fueron los endoparásitos más frecuentes en las excretas de lince y coyote, asimismo *Ancylostoma* spp. fue el más frecuente en perros.

RECOMENDACIONES

Aún falta mucho por entender sobre la ecología de enfermedades, sin embargo es necesario establecer un programa de monitoreo epidemiológico regional sobre las poblaciones de perros y de carnívoros silvestres, dado que estas poblaciones se encuentran sometidas a mayores presiones antrópicas que pueden afectar su viabilidad y sus interacciones ecológicas en el ecosistema. La generación de información científica sólida garantizará la conservación de la fauna silvestre a largo plazo en ambientes modificados por las actividades humanas a la par que se garantiza el bienestar de la población humana.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACOSTA-JAMETT, G., CLEAVELAND, S., CUNNINGHAM, A.A., y BRONSVOORT B.M. 2010. Demography of domestic dogs in rural and urban areas of the Coquimbo region of Chile and implications for disease transmission. *Preventive Veterinary Medicine*. 94: 272–281.

AGUIRRE, A.A. 2009. Wild canids as sentinels of ecological health: a conservation medicine perspective. *Parasites and vectors*. 2(Suppl 1): S1-S7.

AGUIRRE, A.A. 2010. Parasitic diseases in wildlife and domestic animals: new trends of disease emergence. En: Lefèvre, P.C., Blancou, J., Chermette, R. y Uilenberg G. *Infectious and Parasitic Diseases of Livestock* (ed.). Francia: Lavosier.

AGUIRRE, A.A. y TABOR G.M. 2008. Global factors driving emerging infectious diseases. Impacto on wildlife populationes. *Animal Biodiversity and emerging diseases*. *Annals of the New York Academy of Sciences*. 1149: 1-3.

ALEXANDER, K.A. y APPEL M.J.G. 1994. African wild dogs (*Lycaon pictus*) endangered by a canine distemper epizootic among domestic dogs near the Masai Mara National Reserve, Kenya. *Journal of wildlife diseases*. 30(4): 481-485.

ALLAN, B. F., KEESING, F., y OSTFELD R.S. 2003. Effect of Forest Fragmentation on Lyme Disease Risk. *Conservation Biology*. 17(1): 267–272.

ÁLVAREZ DEL CASTILLO, C. 1989. La vegetación de la Sierra del Ajusco. Cuaderno de trabajo No. 33. México, Departamento de Prehistoria, Instituto Nacional de Antropología e Historia.

ANDERSON, R.M. y MAY R.M. 1979. Population biology of infectious disease. *Nature*, 280: 361-367.

ARANDA, M. 2000. Huellas y otros rastros de los mamíferos grandes y medianos de México. México, CONABIO, Instituto de Ecología de Xalapa.

ARANDA, M., LÓPEZ-RIVERA N. y LÓPEZ DE BUEN L. 1995. Hábitos alimentarios del coyote (*Canis latrans*) en la Sierra del Ajusco, México. *Acta zoológica mexicana*. 65: 89-99.

ARANDA, M., ROSAS, O., RÍOS, J. de GARCÍA J. y N. 2002. Análisis comparativo de la alimentación del gato montés (*Lynx rufus*) en dos diferentes ambientes de México. *Acta zoológica mexicana*. 87: 99-109.

ARRIAGA, L., ESPINOZA, J.M., AGUILAR, C., MARTÍNEZ, E., GÓMEZ, L. y LOA E. 2000. Regiones terrestres prioritarias de México. México, Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad.

BÁRCENAS, H. 2010. Abundancia y dieta del lince (*Lynx rufus*) en seis localidades de México. Tesis de Maestría en Ciencias Biológicas (Biología Ambiental), Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México.

BEGON, M., BENNETT, M., BOWERS, R.G., FRENCH, N.P., HAZEL, S.M. y TURNER J. 2002. A clarification of transmission terms in host–microparasite models: numbers, densities and areas. *Epidemiology and Infection*. 129: 147–153.

BESNÉ, A., FIGUEROA, J.A., QUIROZ, H., RAMÍREZ, A. y RAMOS E. 2006. Manual de prácticas de laboratorio de parasitología. México, Departamento de Parasitología. Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, UNAM.

BOWMAN, D.D. 2014. Georgis' Parasitology for veterinarians. 10ª edición. EUA: Elsevier Saunders.

BOWMAN, D.D., HENDRIX, C.M., LINDSAY, D.S. y BARR S.C. 2002. Feline clinical parasitology. EUA: Iowa State University Press.

BRIDGER, K.E., BAGGS, E.M. y FINNEY-CRAWLEY J. 2009. Endoparasites of the Coyote (*Canis latrans*), a Recent Migrant to Insular Newfoundland. *Journal of wildlife diseases*. 45(4): 1221-1226.

BRONSON, E., EMMONS, L.H., MURRAY, S., DUBOVI, E.J., y DEEM S.L. 2008. Serosurvey of pathogens in domestic dogs on the border of Noël Kempff Mercado National Park, Bolivia. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine*. 39(1): 28-36.

BUSH, S.E., REED, M. y MAHER S. 2013. Impact of forest size on parasite biodiversity: implications for conservation of hosts and parasites. *Biodiversity and conservation*. 22: 1391-1404.

BUTCHART, S. H. M., WALPOLE, M., COLLEN, B., VAN STRIEN, A., SCHARLEMANN, J. P. W., ALMOND, R. E. A., BAILLIE, J. E. M., BOMHARD, B., BROWN, C., BRUNO, J., CARPENTER, K. E., CARR, G. M., CHANSON, J., CHENERY, A. M., CSIRKE, J., DAVIDSON, N. C., DENTENER, F., FOSTER, M., GALLI, A., GALLOWAY, J. N., GENOVESI, P., GREGORY, R. D., HOCKINGS, M., KAPOS, V., LAMARQUE, J. F., LEVERINGTON, F., LOH, J., MCGEOCH, M. A., MCRAE, L., MINASYAN, A., HERNÁNDEZ MORCILLO, M., OLDFIELD, T. E. E., PAULY, D., QUADER, S., REVENGA, C., SAUER, J. R., SKOLNIK, B., SPEAR, D., STANWELL-SMITH, D., STUART, S. N., SYMES, A., TIERNEY, M., TYRRELL, T. D., VIÉ, J. C. y WATSON R. 2010. Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines. *Science*. 328: 1164-1168.

BUTLER, J.M. y GRUNDMANN, A.W. 1954. The intestinal helminths of the coyote, *Canis latrans* Say, in Utah. *Journal of parasitology*. 40(4): 440-443.

CARVER, S., SCORZA, A.V., BEVINS, S.N., RILEY, S.P.D., CROOKS, K.R., VANDEWOUDE, S. y LAPPIN, M.P. 2012. Zoonotic parasites of bobcats around human landscapes. *Journal of Clinical Microbiology*. 50(9): 3080-3083.

CATTADORI, I.M., BOAG, B., BJØRNSTAD, O.N., CORNELL, S.J. y HUDSON, P.J. 2005. Peak shift and epidemiology in a seasonal host-nematode system. *Proceedings of the Royal Society B Biological Sciences*. 272: 1163–1169.

CLEAVELAND, S. 1996. The epidemiology of rabies and canine distemper in the Serengeti, Tanzania. Tesis de Doctorado, Inglaterra, Universidad de Londres.

CLEAVELAND, S., APPEL, M.G.J., CHALMERS, W.S.K., CHILLINGWORTH, C., KAARE, M. y DYE, C. 2000. Serological and demographic evidence for domestic dogs as a source of canine distemper virus infection for Serengeti wildlife. *Veterinary Microbiology*. 72: 217-227.

COLWELL, R.K. 2013. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples (Software and User's Guide). Versión 9. <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates/>

CONDER, G.A. y LOVELESS, R.M. 1978. Parasites of the coyote (*Canis latrans*) in central Utah. *Journal of Wildlife Diseases*. 14: 247-249.

CORNELL, S.J., BJØRNSTAD, O.N., CATTADORI, I.M., BOAG, B. y HUDSON, P.J. 2008. Seasonality, cohort-dependence and the development of immunity in a natural host-nematode system. *Proceedings of the Royal Society B Biological Sciences*. 275: 511–518.

CROOKS, K. R. 2002. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conservation Biology*. 16: 488–502.

CRUZ-REYES, A. y CAMARGO-CAMARGO, B. 2001. Glosario de términos en parasitología y ciencias afines. México, Plaza y Valdés.

DASZAK, P., CUNNINGHAM, A.A, y HYATT, A.D. 2000. Emerging infectious diseases of wildlife—threats to biodiversity and human health. *Science*. 287: 443–449.

DEEM, S.L., KARESH, W.B. y WEISMAN, W. 2001. Putting theory into practice: Wildlife health in conservation. *Conservation biology*. 15(5): 1224-1233.

DEEM, S.L., KILBOURN, A.M., WOLFE, N.D., COOK, R.A. y KARESH, W.B. 2000. Conservation medicine. *Annals of the New York Academy of Sciences*. 916: 370-377.

DUBEY, J.P., SUNDAR, N., NOLDEN, C.A., SAMUEL, M.D., VELMURUGAN, G.V., BANDINI, L.A., KWOK, O.C.H., BODENSTEIN, B. y SU, C. 2007. Characterization of *Toxoplasma gondii* from Raccoons (*Procyon lotor*), Coyotes (*Canis latrans*), and Striped Skunks (*Mephitis mephitis*) in Wisconsin Identified Several Atypical Genotypes. *Journal of parasitology*. 93(6): 1524-1527.

EGUÍA-AGUILAR, P., CRUZ-REYES, A. y MARTÍNEZ-MAYA, J.J. 2005. Ecological analysis and description of the intestinal helminths present in dogs in Mexico City. *Veterinary Parasitology*. 127: 139-146.

ESRI (Environmental Systems Research Institute) 2013. ArcGIS 10.2.

FAHRIG, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 34: 487-515.

FAYER, R. 1980. Epidemiology of protozoan infections: Coccidia. *Veterinary Parasitology*. 6: 75–103.

FOLEY, J.E., SWIFT, P., FLEER, K.A., TORRES, S., GIRARD, Y.A. y JOHNSON, C.K. 2013. Risk factors for exposure to feline pathogens in California mountains lions (*Puma concolor*). *Journal of Wildlife Diseases*. 49(2): 279-293.

FOREYT, W.J. 2001. Veterinary parasitology. Reference Manual. 5ª edición. Blackwell Publishing. EUA: Iowa State University Press.

FORRESTER, D.J. 1992. Parasites and diseases of wild mammals in Florida. EUA: University Press of Florida.

FRIEDMAN, E.M. y LAWRENCE, D.A. 2002. Environmental stress mediates changes in neuroimmunological interactions. *Toxicological Sciences*. 67: 4 –10.

GESE, E.M., BEKOFF, M., ANDELT, W., CARBYN, L. y KNOWLTON F. 2008. *Canis latrans*. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.2. <www.iucnredlist.org>. Descargado el 30 de mayo de 2014.

GILLESPIE, T.R., CHAPMAN, C.A. y GREINER, E.C. 2005. Effects of logging on gastrointestinal parasite infections and infection risk in African Primates. *Journal of Applied Ecology*. 42(4): 600-707.

GOMPPER, M.E., GOODMAN, R.M., KAYS, R.W., RAY, J.C., FIORELLO, C.V. y WADE, S.E. 2003. A survey of the parasites of coyotes (*Canis latrans*) in New York based on fecal analysis. *Journal of Wildlife Diseases* 39(3): 712-717.

GRANADOS, D., LÓPEZ, G.F., HERNÁNDEZ, M.A. y SÁNCHEZ-GONZÁLEZ, A. 2004. Ecología de la fauna silvestre de la Sierra Nevada y la Sierra del Ajusco. *Revista Chapingo, Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*. 10(2): 111-117.

GRIGIONE, N.M., BURMA, P., CLAVIO, S., HARPER, S.J., MANNING, D.L. y SARNO, R.J. 2014. A comparative study between enteric parasites of Coyotes in a protected and suburban hábitat. *Urban Ecosystems*. 17: 1-10.

GRUNDMANN, A.W. 1957. Nematode Parasites of Mammals of the Great Salt Lake Desert of Utah. *Journal of Parasitology*. 43(1): 105-112.

GRUPO INFOSTAT 2014. InfoStat software estadístico InfoStat versión 2014e, Versión estudiantil. FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.

HAMMER, Ø., HARPER, D.A.T. y RYAN, P.D. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*. 4(1): 9pp.

HANSEN, M. C., POTAPOV, P. V., MOORE, R., HANCHER, M., TURUBANOVA, S. A., TYUKAVINA, A., THAU, D., STEHMAN, S. V., GOETZ, S. J., LOVELAND, T. R., KOMMAREDDY, A., EGOROV, A., CHINI, L., JUSTICE, C. O. y TOWNSHEND, J. R. G. 2013. High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. *Science*. 342 (15): 850–53. Data available on-line from: <http://earthenginepartners.appspot.com/science-2013-global-forest>.

HARDER, T.C., KENTER, M., APPEL, M.J.G., ROELKE-PARKER, M.E., BARRETT, T. y OSTERHAUS, A.D.M.E. 1995. Phylogenetic evidence of canine distemper virus in Serengeti's lions. *Vaccine*. 13(6): 521-523.

HEIDT, G.A., RUCKER, R.A., KENNEDY, M.L. y BAEYENS, M.E. 1988. Hematology, intestinal parasites, and select disease antibodies from a population of bobcats (*Felis rufus*) in Central Arkansas. *Journal of wildlife diseases*. 24(1): 180-183.

HENKE, S.E., PENCE, D.B. y BRYANT, F.C. 2002. Effect of short-term coyote removal on populations of coyote helminths. *Journal of wildlife diseases*. 38(1): 54-67.

HERNÁNDEZ-CAMACHO, N. y PINEDA-LÓPEZ, R.F. 2012. Primer registro de *Dirofilaria immitis* (Spirurida: Onchocercidae) en coyotes de México. *Acta Zoológica Mexicana*. 28(3): 659-662.

HOLMES, J.C. 1996. Parasites as threats to biodiversity in shrinking ecosystems. *Biodiversity and Conservation*. 6: 975-983.

JIMÉNEZ-VALVERDE, A. y HORTAL, J . 2003. Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Revista Ibérica de Aracnología*. 8: 151-161.

KELLY, M., CASO, A. y LÓPEZ-GONZÁLEZ, C. 2008. *Lynx rufus*. En: IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2. <www.iucnredlist.org>. Descargado el 30 de mayo de 2014.

KIKUCHI, Y., CHOMEL, B.B., KASTEN, R.W., MARTENSON, J.S., SWIFT, P.K. y O'BRIEN, S.J. 2004. Seroprevalence of *Toxoplasma gondii* in American free-ranging or captive pumas (*Felis concolor*) and bobcats (*Lynx rufus*). *Veterinary parasitology*. 120(1): 1-9.

KOCK, R., CHALMERS, W.S.K., MWANZIA, J., CHILLINGWORTH, C., WAMBURA, J., COLEMAN, P.G. y BAXENDALE, W. 1998. Canine distemper antibodies in lions of the Masai Mara. *Veterinary Record*. 142: 662-665.

KOH, L.P., DUNN, R.R., SODHI, N.S., COLWELL, R.K., PROCTOR, H.C. y SMITH, V.S. 2004. Species coextinctions and the biodiversity crisis. *Science*. 305: 1632–1634.

KUUSSAARI, M., BOMMARCO, R., HEIKKINEN, R. K., HELM, A., KRAUSS, J., LINDBORG, R., ÖCKINGER, E., PÄRTEL, M., PINO, J., RODÀ, F., STEFANESCU, C., TEDER, T., ZOBEL, M. y STEFFAN-DEWENTER, I. 2009. Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. *Trends in Ecology & Evolution*. 24: 564-571.

LAMBERT, N. 2014. Estudio comparativo de prevalencia de parásitos gastrointestinales entre coyote (*Canis latrans cagottis*) y zorra gris (*Urocyon cinereoargenteus*) en un área de matorral xerófilo en la mixteca oaxaqueña. Tesis de licenciatura en Medicina Veterinaria y Zootecnia, FMVZ, UNAM.

LANDAETA-AQUEVEQUE, C., HENRÍQUEZ, A. y CATTAN, P.E. 2014. Introduced species: domestic mammals are more significant transmitters of parasites to native mammals than are feral mammals. *International Journal for Parasitology*. 44(3-4): 243–9.

LEVINE, N.D. 1985. Veterinary Protozoology. EUA: Iowa University Press.

LICCIOLI, S., CATALANO, S., KUTZ, S.J., LEJEUNE, M., VEROCAI, G.G., DUIGNAN, P.J., FUENTEALBA, C., HART, M., RUCKSTUHL, K.E. y MASSOLO, A. 2012. Gastrointestinal parasites of coyotes (*Canis latrans*) in the metropolitan area of Calgary, Alberta, Canada. *Canadian journal of zoology*. 90: 1023-1030.

LOGIUDICE, K., OSTFELD, R. S., SCHMIDT, K.A. y KEESING, F. 2003. The ecology of infectious disease: effects of host diversity and community composition on Lyme disease risk. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 100(2): 567–71.

LOVELESS, R.M. y ANDERSEN, F.L. 1975. Experimental Infection of Coyotes with *Echinococcus granulosus*, *Isospora canis*, and *Isospora rivolta*. *Journal of parasitology*. 61(3): 546-547.

MAGURRAN, A.E. 1988. Ecological diversity and its measurement. EUA: Princeton University Press.

MARCHIONDO, A.A., DUSZYNSKI, D.W. y MAUPIN, G.O. 1976. Prevalence of antibodies to *Toxoplasma gondii* in wild and domestic animals of New Mexico, Arizona and Colorado. *Journal of wildlife diseases*. 12: 226-232.

MARTIN, L.B., WEIL, Z.M. y NELSON, R.J. 2008. Seasonal changes in vertebrate immune activity: Mediation by physiological trade-offs. *Philosophical Transactions of the Royal Society B Biological Sciences*. 363: 321–339.

MAY, R.M. 1988. Conservation and disease. *Conservation Biology*. 2: 28-30.

MBORA, D.N.M. y MCPEEK, M.A. 2009. Host density and human activities mediate increased parasite prevalence and richness in primates threatened by hábitat loss and fragmentation. *Journal of Animal Ecology*. 78: 210-218.

MCCALLUM, H. y DOBSON, A. 2002. Disease, hábitat fragmentation and conservation. *Proceedings: Biological Sciences*. 269 (1504): 2041-2049.

MCGARIGAL, K. y MARKS, B.J. 1995. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. USDA. For. Serv. Gen. Tech. Rep. PNW-351.

MEDELLÍN, R.A. y BÁRCENAS H.V. 2009. Estimación de la densidad poblacional y dieta del lince (*Lynx rufus*) en Aguascalientes y el Distrito Federal, México. México, Universidad Nacional Autónoma de México. Instituto de Ecología. Informe final SNIB-CONABIO proyecto ES003.

MILLÁN, J. y BLASCO-COSTA, I. 2012. Molecular evidence of shared hookworm *Ancylostoma tubaeforme* haplotypes between the critically endangered Iberian lynx and sympatric domestic cats. *Veterinary Parasitology*. 186: 518-522.

MILLER, D.B., SCHRECENGOST, J., MERRILL, A., KILGO, J., SCOTT RAY, H., MILLER K.V. y BALDWIN, C.A. 2009. Hematology, Parasitology, and Serology of Free-Ranging Coyotes (*Canis latrans*) from South Carolina. *Journal of Wildlife Diseases*. 45(3): 863-869.

MINO, B.D. 2011. Identificación de parásitos gastrointestinales en carnívoros predominantes en Cerro Colorado, Tehuacán, Puebla. Tesis de Licenciatura, UMP.

MITCHELL, R.L. y BEASOM, S.L. 1974. Hookworms in South Texas Coyotes and Bobcats. *Journal of Wildlife Management*. 38(3): 455-458.

MONROY-VILCHIS, O., y VELÁZQUEZ, A. 2002. Distribución regional y abundancia del lince (*Lynx rufus escuinapae*) y el coyote (*Canis latrans cagottis*) por medio de estaciones olfativas: un enfoque espacial. *Ciencia Ergo Sum*. 9(3): 293-300.

MORENO, C.E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T Manuales y Tesis SEA, Vol. 1. CYTED, ORCYT-UNESCO, Sociedad Entomológica Aragonesa (SEA).

MUNSON, L. y KARESH, W.B. 2002. Disease monitoring for the conservation of terrestrial animals. En: Aguirre AA, Otsfeld RS, Tabor GM, House C y MC Pearl. Conservation Medicine. Ecological health in practice. EUA: Oxford University Press.

MUÑOZ, C. 2009. Efecto de la dieta sobre los endoparásitos presentes en heces de coyotes (*Canis latrans*) según el tipo de hábitat en México. Tesis de Maestría en ciencias de la producción y de la salud animal. FMVZ, UNAM

NUNN, C. L., ALTIZER, S. M., JONES, K. E. y SECHREST, W. 2003. Comparative tests of parasite species richness in primates. *American Naturalist*. 162: 598–614.

ORDEÑANA, M.A., CROOKS, K.R., BOYDSTON, E.E., FISHER, R.N., LYREN, L.M., SIUDYLA, S., HAAS, C.D., HARRIS, S., HATHAWAY, S.A., TURSCHAK, G.M., MILES, A.K. y VAN VUREN, D.H. 2010. Effects of urbanization on carnivore species distribution and richness. *Journal of Mammalogy*. 91(6): 1322-1331.

OSTFELD, R. y KEESING, F. 2000. Biodiversity and disease risk: the case of lyme disease. *Conservation Biology*. 14: 722–728.

PENCE, D.B. y WINDBERG, L.A. 1984. Population Dynamics across Selected Habitat Variables of the Helminth Community in Coyotes, *Canis latrans*, from South Texas. *Journal of Parasitology*. 70(5): 735-746.

PRAGER, K.C., MAZET, J.A.K., MUNSON, L., CLEVELAND, S., DONNELLY, C.A., DUBOVI, E.J., GUNTHER, M.S., LINES, R., MILLS, G., DAVIES-MOSTERT, H.T., MCNUTT, J.W., RASMUSSEN, G., TERIO, K. y WOODROFFE, R. 2012. The effect

of protected areas on pathogen exposure in endangered African wild dog (*Lycaon pictus*) populations. *Biological conservation*. 150:15-22

RAHARIVOLOLONA, B.M. y GANZHORN, J.U. 2009. Gastrointestinal parasite infection of the Gray mouse lemur (*Microcebus murinus*) in the litoral forest of Mandena, Madagascar: Effects of forest fragmentation and degradation. *Madagascar conservation and development*. 4(2): 103 –112.

REDING, D. M., CUSHMAN, S.A., GOSSELINK, T.E. y CLARK, W.R. 2013. Linking movement behavior and fine-scale genetic structure to model landscape connectivity for bobcats (*Lynx rufus*). *Landscape Ecology*. 28(3): 471–486.

REPERANT, L.A., HEGGLIN, D., FISCHER, C., KOHLER, L., WEBER, M. y DEPLAZES, P. 2007. Influence of urbanization on the epidemiology of intestinal helminths of the red fox (*Vulpes vulpes*) in Geneva, Switzerland. *Parasitology Research*. 10: 605 – 611.

RHODES, C.J., ATKINSON, R.P.D., ANDERSON, R.M. y MACDONALD, D.W. 1998. Rabies in Zimbabwe: reservoir dogs and the implications for disease control. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*. 353: 999-1010.

RILEY, S.P.D, SAUVAJOT, R.M., FULLER, T.K., YORK, E.C., KAMRADT, D.A., BROMLEY, C. y WAYNE, R.K. 2003. Effects of urbanization and habitat fragmentation on bobcats and coyotes in Southern California. *Conservation Biology*. 17(2): 566-576.

RIVERA, M.A. y FRAGOSO, G. 2009. Estudio sobre la superficie ocupada en áreas naturales protegidas del Distrito Federal. Procuraduría Ambiental y del Ordenamiento Territorial del D.F. México.

ROMERO, F. 1987. Análisis de la alimentación del lince (*Lynx rufus escuinapae*) en el Volcán Pelado, Ajusco, Distrito Federal, México. Tesis Licenciatura en Biología, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México.

ROMERO, F. 1999. Análisis de la Alimentación del lince (*Lynx rufus*) en el centro de México. pp. 217-230. En: Medellín, R.A. y G. Ceballos, (eds.). Avances en los estudios de los mamíferos de México. Publicaciones Especiales Vol. 1 Asociación Mexicana de Mastozoología, A.C. México.

ROMERO, F. 2005. *Lynx rufus* (Schreber, 1777) Lince, gato montés. En: Ceballos, G. y G. Oliva. Los mamíferos silvestres de México. México: CONABIO, Fondo de Cultura Económica.

ROMERO, F.J. y CERVANTES, F.A. 2005. *Romerolagus diazi* (Ferrari-Pérez, 1893) Conejo Zacatuche. En: Ceballos, G. y G. Oliva. Los mamíferos silvestres de México. México: CONABIO, Fondo de Cultura Económica.

ROMERO, F.J., RANGEL, H., DE GRAMMONT, P.C. y CUARÓN, A.D. 2008. Asociación Mexicana para la Conservación y estudio de Lagomorfos (AMCELA), *Romerolagus diazi*. En: IUCN 2014. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.1. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 15 June 2014.

ROELKE-PARKER, M.E., MUNSON, L., PACKER, C., KOCK, R., CLEAVELAND, S., CARPENTER, M., O'BRIEN, S.J., POSPISCHIL, A., HOFMANN-LEHMANN, R., LUTZ, H., MWAMENGELE, G.L.M., MGASA, M.N., MACHANGE, G.A., SUMMER, B.A. y APPEL, M.J.G. 1996. A canine distemper virus epidemic in Serengeti lions (*Panthera leo*). *Nature*. 379: 441- 445.

SALINAS-LÓPEZ, N., JIMÉNEZ-GUZMÁN, F. y CRUZ-REYES, A. 1996. Presence of *Echinococcus oligarthrus* (Diesing, 1863) Lihe, 1910 in *Lynx rufus texensis* Allen, 1895 from San Fernando, Tamaulipas State, in north-east Mexico. *International journal of parasitology*. 26(7): 793-796.

SCHITOSKEY, E.C. y LINDER, R.L. 1981. Helminths of South Dakota bobcats. *Proc. S.D. Acad. Sci.* 60: 135-141.

SCHITOSKEY, E.C. y SCHITOSKEY Jr., F. 1980. Helminths of South Dakota Coyotes. *Proc. S. D. Acad. Sci.* 59: 205-211.

SCOTT, M. E. 1998. The impact of infection and disease on animal populations: Implications for conservation biology. *Conservation Biology*. 2: 40–56.

SEMARNAT. 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental – especies nativas de México de flora y fauna silvestres – categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio – lista de especies de riesgo. Diario Oficial de la Federación, Segunda sección, 30 de diciembre de 2010: 1-80.

SERVIN, J. y CHACÓN, E. 2005. *Canis latrans* (Say, 1823) Coyote. En: Ceballos, G. y G. Oliva. Los mamíferos silvestres de México. México: CONABIO, Fondo de Cultura Económica.

SILLERO-ZUBIRI, C., KING, A.A. y MACDONALD, D.W. 1996. Rabies and mortality in Ethiopian wolves (*Canis simensis*). *Journal of Wildlife Diseases* 32(1): 80-86.

SILVA, L.C., ROMERO, F.J., VELÁZQUEZ, A. y ALMEIDA-LEÑERO, L. 1999. La vegetación de la montaña del sur de la Cuenca de México. En: Velázquez, A. y F.J. Romero, (eds.). Biodiversidad de la región de montaña del sur de la Cuenca de México. México, Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Xochimilco.

SMITH, K.F., ACEVEDO-WHITEHOUSE, K. y PEDERSON, A.B. 2009. The role of infectious diseases in biological conservation. *Animal conservation*. 12: 1-12.

SPSS Inc. 2005. SPSS for Windows, Versión 13.0. Chicago, SPSS Inc.

STROMBERG, B.E. 1997. Environmental factors influencing transmission. *Veterinary Parasitology*. 72: 247– 256.

SUZÁN, G. y CEBALLOS, G. 2005. The role of feral mammals on wildlife infectious disease prevalence in two nature reserves within Mexico city limits. *Journal of zoo and wildlife medicine*. 36(3): 479-484.

TAYLOR, M.A., COOP, R.L. y WALL, R.L. 2007. *Veterinary Parasitology*. 3ª edición. EUA: Blackwell Publishing.

THOMPSON, R.C.A., COLWELL, D.D., SHURY, T., APPELBEE, A.J., READ, C., NJIRU, Z. y OLSON, M.E. 2009. The molecular epidemiology of *Cryptosporidium* and *Giardia* infections in coyotes from Alberta, Canada, and observations on some cohabiting parasites. *Veterinary parasitology*. 159: 167-170.

THOMPSON, R.C.A, LYMBERY, A.J. y SMITH, A. 2010. Parasites, emerging disease and wildlife conservation. *International Journal for Parasitology*. 40(10): 1163–1170.

THORNE, E.T. y WILLIAMS, E.S. 1988. Disease and endangered species: The Black-Footed Ferret as a recent example. *Conservation Biology*. 2(1): 66-74.

TREJO-MACÍAS, G., ESTRADA, A. y MOSQUEDA, M.A. 2007. Survey of helminth parasites in populations of *Alouatta palliata mexicana* y *A. pigra* in continuous and in fragmented habitat in southern Mexico. *International Journal of Parasitology*. 28: 931-945.

U.S. Fish and Wildlife Service. 1973. Endangered Species Act. Mexican Bobcat. Endangered Species Program. US.

VELAZQUÉZ, A. 1993. Landscape vegetation ecology of Tláloc and Pelado Volcanoes. 1:75,000.

VELÁZQUEZ, A. y ROMERO, F.J. 1999. Biodiversidad de la región de montaña del sur de la Cuenca de México. México, Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Xochimilco.

VILLANÚA, D., PÉREZ-RODRÍGUEZ, L., GORTÁZAR, C., HÖFLE, U. y VINUELA, J. 2006. Avoiding bias in parasite excretion estimates: The effect of sampling time and type of faeces. *Parasitology*. 133: 251–259.

WATSON, T.G., NETTLES, V.F. y DAVIDSON, W.R. 1981. Endoparasites and selected infectious agents in bobcats (*Felis rufus*), from West Virginia and Georgia. *Journal of wildlife diseases*. 17(4): 547-554.

WEINHOLD, B. 2003. Conservation medicine combining the best of all worlds. *Environmental Health Perspectives*. 111 (10): A524-A529.

WILCOVE, D.S., MCLELLAN, C.H. y DOBSON, A.P. 1986. Habitat fragmentation in the temperate zone. En: Soulé, M.E. (ed.) *Conservation Biology*. EUA: Sunderland, MA Sinauer.

WILLIAMS, E.S., THORNE, E.T., APPEL, M.J.G. y BELITSKY, D.W. 1988. Canine distemper in black-footed ferrets (*Mustela nigripes*) from Wyoming. *Journal of wildlife diseases*. 24(3): 385-398.

WILSON, D.E. y REEDER, D.M. 2005. *Mammal Species of the World. A Taxonomic and Geographic Reference*. 3ª edición. EUA: Johns Hopkins University Press.

WIRSING, A.J., AZEVEDO, F.C.C., LARIVIÈRE, S. y MURRAY, D.L. 2007. Patterns of Gastrointestinal Parasitism among Five Sympatric Prairie Carnivores: Are Males Reservoirs? *Journal of parasitology*. 93(3): 504-510.

ZAJAC, A.M. y CONBOY, G.A. 2012. Veterinary clinical parasitology. 8ª edición.
EUA: Wiley-Blackwell.

ZUK, M. y MCKEAN, K.A. 1996. Sex differences in parasite infections: patterns and processes. *International Journal of Parasitology*. 26: 1009–1024.