



**Universidad Autónoma de Querétaro
Facultad de Ciencias Naturales
Doctorado en Ciencias Biológicas**

**Evaluación del sistema cánidos
silvestres y su fauna parasitaria como
centinela potencial de la salud
ecosistémica en Querétaro.**

Tesis

**que como parte de los requisitos
para obtener el grado de**

Doctor en Ciencias Biológicas

Presenta

Norma Hernández Camacho

Santiago de Querétaro, Qro., Diciembre de 2015



Universidad Autónoma de Querétaro
Facultad de Ciencias Naturales
Doctorado en Ciencias Biológicas

Evaluación del sistema cánidos silvestres y su fauna parasitaria como centinela
potencial de la salud ecosistémica en Querétaro

Opción de titulación
Publicación de artículos

Que como parte de los requisitos para obtener el Grado de
Doctor en Ciencias Biológicas

Presenta:
Norma Hernández Camacho

Dirigido por:
Raúl Francisco Pineda López

Dr. Raúl Francisco Pineda López
Presidente


Firma

Dr. Robert Wallace Jones
Secretario


Firma

Dr. Germinal Jorge Cantó Alarcón
Vocal


Firma

Dra. Karina Alethya Acevedo Whitehouse
Suplente


Firma

Dr. Christian Alejandro Delfín Alfonso
Suplente


Firma


Dra. Margarita Teresa de Jesús
García Gasca
Directora de la Facultad


Dra. Ma. Guadalupe Flavia Loarca Piña
Directora de Investigación y Posgrado

Centro Universitario
Querétaro, Qro.
Diciembre de 2015

RESUMEN

Las especies centinelas permiten una evaluación rápida del estado de los ecosistemas a través de sus características ecológicas y biológicas específicas que les permiten estar en contacto con los distintos niveles de organización del mismo, en este estudio se propone la utilización del sistema parásito-hospedero, sobre todo, si el binomio está conformado en ambas partes por especies con potencial centinela, como es el caso de los cánidos silvestres. El objetivo general de este estudio fue obtener información comparada sobre la diversidad parasitaria de la zorra gris (*Urocyon cinereoargenteus*) y el coyote (*Canis latrans*) en localidades que presentaron selva baja caducifolia con distinto grado de impacto humano en Querétaro, México, para explorar el uso de estos carnívoros y sus parásitos como un sistema centinela de la salud de los ecosistemas en estudio. Este estudio se realizó en dos áreas de la zona conurbada de la ciudad de Querétaro, el Parque Nacional El Cimatario (PANEC) y la Reserva comunitaria Zibatá (RCZ), en donde, de 2013 a 2015, se capturaron un total de 19 individuos (15 zorras grises, cuatro coyotes) en las dos localidades seleccionadas y se realizaron dos necropsias de zorras grises provenientes del PANEC. Se registraron 11 especies de parásitos en la zorra gris del PANEC y solo cuatro especies para la RCZ, en ambas especies de cánidos. La comunidad parasitaria de la zorra gris en el PANEC es más diversa que la registrada en RCZ, sin embargo, está conformada por parásitos generalistas, lo cual es un reflejo del efecto de las actividades humanas a lo largo de cientos de años. En este caso, lo postulado como un sistema centinela en donde los parásitos deben de ser de carácter especialista para que puedan servir como indicadores de la calidad del ecosistema no se cumple. El ecosistema de El Cimatario ha cambiado en los últimos 10 años, se reciben alrededor de 11 mil personas al año lo cual tiene un efecto directo en la abundancia de estos mesodepredadores en la zona; además, la presencia constante de jaurías de perros ferales es un estresor importante que tiene efecto en el sistema parásito-hospedero. Considerando las características de logística de la captura y manejo de estos animales así como de restricciones de acceso a ellos, lo cual no permite la obtención de información de la misma calidad y cantidad que su contraparte en Estados Unidos, se concluye que no pueden servir como sistema centinela ya que no cumplen con los requisitos de los bioindicadores, posiblemente los cánidos silvestres en un nivel trófico más alto, como es el caso de *Canis lupus*, podrían servir como indicadores por su posición en el sistema, pero en el caso de nuestro país, en donde estas dos especies de cánidos silvestres son las más abundantes, dicha propuesta no puede ser considerada como una opción fácil y barata. Es indispensable la generación de mayor información sobre la estructura y composición de la comunidad parasitaria de los cánidos silvestres, sobre todo a mediano y largo plazo, con fines de salud y dentro del marco del Cambio Climático.

Palabras clave: cánidos, ecosistemas, Querétaro

SUMMARY

The sentinel species are an easy ecosystem evaluation through their unique biological and ecological characteristics that allowed being in contact with all the different trophic levels, in this study, I propose the host-parasite system sentinel, principally, if this system is formed in both sides with potential sentinel species, such as wild canids potential. The main objective of this study was to obtain comparative information about the parasite diversity of gray fox (*Urocyon cinereoargenteus*) and coyote (*Canis latrans*) in tropical dry forest anthropic fragments in Querétaro, México, to search the potential use of these carnivores and its parasites as a health ecosystem centinel system. This study was realized in two sites of Queretaro suburban area, National Park El Cimatario (PANEC, in spanish) and Communitary Reserve Zibata (RCZ, in spanish). Since 2013 to 2015, I captured and handled 19 individuals (15 gray foxes, four coyotes) and I realized two necropsies in two PANEC gray foxes. I registered 11 parasites species in PANEC gray fox, I don't captured coyotes, and only four parasite species in RCZ, in both wild canids. The PANEC gray fox parasite community was more diverse than in RCZ, although, this parasite community was composed of generalist parasites, not specialist, maybe as a consequence of historic human activities. In this case, my hypothesis about a sentinel system formed with specialist parasites as health ecosystem indicator is refuted. El Cimatario ecosystem has been in constant change in the last decade, since this protected area has open access to general public, an increased human presence has a direct impact in mesopredators abundance; besides, feral dogs are a new problem in El Cimatario, as a stressor factor for these mesocarnivores and their parasitofauna. Considering the capturing and handling canid's logistics, and the legal and bioethical restrictions for canids extirpation, I can't have enough parasite information, in quantity and quality, such as in United States, even with a decade of available data, for a more robust conclusion. I concluded that these carnivores and theirs parasite communities can't serve as a sentinel system, because their biological and ecological characteristics don't fulfill the requirements as bioindicators, maybe top canids, such as *Canis lupus*, could be useful as sentinel species because their trophic position but this proposal can't be of use in Mexico. Nevertheless, this proposal can't be considered as an easy and cheap indicator choice. It is indispensable more data about parasite community structure and composition in wild canids, principally in long-term studies, for human and wildlife health, considering Global Climate Change.

Keywords: canids, ecosystems, Querétaro.

Agradecimientos

- ❖ Al **Dr. Raúl F. Pineda López** por su apoyo de todos estos años, culminando en este proyecto de tesis.
- ❖ A la **Dra. Teresa García Gasca** por su ayuda, apoyo emocional y paciencia durante este periodo caótico del doctorado.
- ❖ A mis sinodales, por su guía a lo largo del planteamiento y desarrollo de este proyecto de tesis.
- ❖ Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el apoyo recibido para la terminación de este posgrado (CVU 43910).
- ❖ A mi equipo de trabajo, Salvador, Marco y Brenda, más chambeadores no pueden ser, gracias a todo su apoyo pude concluir este proyecto. A todos los alumnos del Laboratorio de Zoología, que estuvieron dispuestos a ir a campo sin dudarlo cuando se les pidió su ayuda... ¡gracias!

TABLA DE CONTENIDOS

RESUMEN

SUMMARY

AGRADECIMIENTOS

I. INTRODUCCIÓN GENERAL.....11

II. ÁREA DE ESTUDIO

Localización geográfica.....20

Localidades de captura.....21

Parque Nacional El Cimatario.....22

Reserva Comunitaria Zibatá.....24

III. RESULTADOS. Análisis de la diversidad y de las comunidades componentes de parásitos de la zorra gris (*Urocyon cinereoargenteus*) y del coyote (*Canis latrans*) en Querétaro.

Introducción.....27

Objetivo.....28

Materiales y Métodos.....29

Resultados.....34

Discusión.....45

IV. RESULTADOS. Análisis factorial del nicho ecológico y su relación con la disponibilidad de hábitat para la comunidad parasitaria de este cánido en El Cimatario, Querétaro.

Introducción.....49

Objetivo.....	51
Materiales y Métodos.....	52
Resultados.....	55
Discusión.....	55

V. RESULTADOS. Propuesta piloto de monitoreo de la salud ecosistémica del Parque Nacional El Cimatario, Querétaro, México.

Presentación.....	57
Introducción.....	57
Descripción de la problemática.....	59
Objetivos.....	60
Discusión.....	55
Elección y descripción del área de estudio.....	60
Materiales y Métodos.....	63
Productos esperados.....	67
Desglose presupuestal.....	67
Cronograma.....	70

VI. CONCLUSIONES GENERALES.....71

LITERATURA CITADA.....73

ANEXO 1.....85

ANEXO 2.....87

ANEXO 3.....88

ANEXO 4.....91

INDICE DE CUADROS

CUADRO 1.1. Relación de características de los indicadores, con respecto a su relevancia biológica, metodológica y social (tomado de Burger, 2006).....	12
CUADRO 1.2. Algunos de los servicios ecosistémicos identificados por el Millenium Ecosystem Assessment (MEA), se enlistan los proveedores de los servicios, las unidades funcionales que tendrán una contribución directa en el servicio, la escala en la cual operan y su grado de cuantificación (Basado en Kremen, 2005).....	13
CUADRO 3.1. Relación de datos merísticos de los cánidos capturados y de las necropsias (*) por periodo de captura y localidad.....	35
CUADRO 3.2. Valores promedio con desviación estándar (SD) de peso y talla por sexos de las dos especies de hospedero por localidad y su comparación con los valores esperados para zorra gris (Fritzell y Haroldson, 1982) y coyote (Bekoff, 1977).....	36
CUADRO 3.3. Datos de la biometría hemática de los cánidos capturados durante febrero de 2014 en el PANEC. Los valores de referencia para ambas especies son de Hernández-Camacho <i>et al.</i> (2010). AEncontrado muerto en el área de estudio, realización de necropsia.....	37
CUADRO 3.4. Datos del perfil bioquímico de los cánidos capturados durante febrero de 2014 en el PANEC. Los valores de referencia para ambas especies son de Hernández-Camacho <i>et al.</i> (2010). A Encontrado muerto en el área de estudio, realización de necropsia (ver datos más adelante en este capítulo). B La muestra para el perfil bioquímico fue extraviada por el laboratorio especializado donde se llevaron a cabo los análisis.....	37
CUADRO 3.5. Datos de la biometría hemática de los cánidos capturados durante noviembre de 2013 en la RCZ. Los valores de referencia para ambas especies son de Hernández-Camacho <i>et al.</i> (2010).....	40
CUADRO 3.6. Datos de la biometría hemática de los cánidos capturados durante enero de 2014 y 2015 en la RCZ. Los valores de referencia para ambas especies son de Hernández-Camacho <i>et al.</i> (2010).....	40

CUADRO 3.7. Datos del perfil bioquímico de los cánidos capturados en la RCZ durante enero de 2014, no hubo datos para 2015. Los valores de referencia para ambas especies son de Hernández-Camacho <i>et al.</i> (2010).....	41
CUADRO 3. 8. Índices de Riqueza de especies y de diversidad para las comunidades parasitarias de la zorra gris y el coyote en ambas áreas de estudio.....	43
CUADRO 3.9. Relación de especies de parásitos por especie de hospedero por localidad.* Datos obtenidos de excretas de <i>Urocyon cinereoargenteus</i> en los puntos de trapeo del PANEC.....	44
CUADRO 3.10. Caracterización de comunidades componentes de parásitos de <i>Urocyon cinereoargenteus</i> y <i>Canis latrans</i>	44

INDICE DE FIGURAS

FIGURA 2.1. Ubicación de Bosque Tropical Caducifolio (Selva Baja Caducifolia) en Querétaro (Luna Soria, 2013).....	20
FIGURA 2.2. Zona Conurbada de Querétaro, con los cuatro municipios que la conforman en morado intermedio, se muestra también la mancha urbana en un tono más oscuro (Tomado de GEO, 2008).....	22
FIGURA 2.3. Parque Nacional El Cimatario, se observa la selva baja caducifolia en la ladera norte del cerro, durante los meses de invierno (diciembre a marzo).....	23
FIGURA 2.4. Tipos de vegetación de El Cimatario (Tomado de Baltasar <i>et al</i> , 2004).....	24
FIGURA 2.5. Uso de suelo y tipos de vegetación en La Reserva Comunitaria Zibatá (Tomado del Programa de Manejo y Conservación de la Reserva Comunitaria Zibatá, 2014).....	25
FIGURA 2.6. Selva Baja Caducifolia en la Reserva Comunitaria Zibatá.....	26
FIGURA 3.1 Toma de datos merísticos de los cánidos capturados (Zibatá, 2014).....	30
FIGURA 3.2 Búsqueda a contrapelo de ectoparásitos (Zibatá, 2014).....	31
FIGURA 3.3. Revisión de la glotis durante la necropsia de una zorra del PANEC.....	32
FIGURA 3.4. Filaria de <i>Dirofilaria immitis</i> en frotis sanguíneo de zorra gris.....	42
FIGURA 3.5. Relación del éxito de captura por localidades.....	46
FIGURA 5.1. Tipos de vegetación de El Cimatario (Tomado de Baltasar <i>et al</i> , 2004).....	62

I. INTRODUCCIÓN GENERAL

El término “salud ecosistémica” o “salud de los ecosistemas” puede ser tomado como una aplicación metafórica análoga al término “salud” para los seres vivos, ya que, pese a que los ecosistemas no son seres vivos individuales con delimitaciones específicas, sí responden a condiciones de estrés que pueden ser estudiadas y medidas a través de indicadores de “salud” similares a los utilizados en los seres vivos, como pueden ser la evaluación de la integridad biótica de dicho ecosistema a través de la calidad de los servicios ambientales, la cantidad y tipos de seres vivos que los habitan o su integridad física desde el punto de vista de la fragmentación del hábitat, por mencionar algunos ejemplos (Karr, 1996; Rapport *et al.*, 1998a; Rapport *et al.*, 1998b; Alonso-Aguirre *et al.*, 2002; Kremen, 2005; Burger, 2006; Müller y Burkhard, 2012).

Siguiendo la analogía planteada inicialmente, si un ecosistema presenta la reducción de la cantidad y calidad de los servicios ambientales que ofrece como consecuencia de modificaciones físicas de origen antropogénico, al perturbar directamente la cantidad y calidad de los recursos disponibles para las comunidades animales que los habitan, ocasionando a largo plazo la extinción de las especies; se puede considerar que el ecosistema presentaría cierto grado de disfuncionalidad o de “enfermedad” (Karr, 1996; Rapport *et al.*; 1998a; Rapport *et al.*, 1998b; Alonso-Aguirre *et al.*, 2002; Balvanera *et al.*, 2006).

Para evaluar la disfuncionalidad ecosistémica o “enfermedad”, en los últimos 20 años se han diseñado una serie de estrategias a través del desarrollo de nuevas metodologías transdisciplinarias como son los indicadores del desempeño de los ecosistemas, el cual se define como la calidad presentada en el funcionamiento del ecosistema a través de su organización, productividad y de su resiliencia o capacidad del ecosistema de lidiar con factores estresantes y retornar a su estado previo una vez que los estresores sean eliminados (Rapport *et al.*, 1998; Kremen, 2005; Burger, 2006; Müller y Burkhard, 2012).

Las metodologías transdisciplinarias científicas mencionadas previamente, implican el uso de una gran variedad de herramientas, las cuales a su vez, pueden ser relativamente sencillas debido a su escala y duración como es el trabajo a nivel de individuos, estudios sobre la composición y estructura de las comunidades biológicas o herramientas que

utilicen tecnología de punta como son los marcadores moleculares e isótopos, en tiempo real, a través de monitoreo satelital o de sistemas de información geográfica con comunidades o ecosistemas completos, en donde se cuantifica la capacidad de carga, los ciclos biogeoquímicos, recarga de acuíferos, entre otras; además, al estar orientados hacia el bienestar de la población humana, incluyen las perspectivas económica en donde se le otorga un valor económico a lo que se denominaría servicio ecosistémico y social, desde una visión multidimensional considerando los aspectos estéticos, etnológicos y religiosos para que los indicadores puedan cumplir su función informativa de manera óptima (Rapport *et al.*, 1998; Kremen, 2005; Burger, 2006; Müller y Burkhard, 2012).

A continuación, en el cuadro 1.1 se enlistan las características ideales de los indicadores para el monitoreo de la salud ecosistémica según sus características biológicas, su accesibilidad metodológica y social:

Cuadro 1.1. Relación de características de los indicadores, con respecto a su relevancia biológica, metodológica y social (tomado de Burger, 2006).

Relevancia biológica	<ul style="list-style-type: none"> • Provee advertencia temprana • Presenta respuesta al estrés • Los cambios pueden ser medibles • La intensidad de los cambios tiene relación con la intensidad del factor estresor • Cambios de importancia biológica que pueden ser advertidos antes de que sea demasiado tarde • Los cambios señalan efectos tanto a nivel de individuo como en una población y a través de los niveles tróficos • Pueden ser usados como indicadores centinelas para la salud humana
Relevancia metodológica	<ul style="list-style-type: none"> • Fácil de medir en campo • Fácil de usar por el público en general • Fácil de analizar y de interpretar • Útiles para preguntas sobre pruebas de los planes de manejo • Pueden ser usados para pruebas de hipótesis • Pueden ser probados en periodos de tiempo razonables • No requieren de equipo costoso para la medición • Alta capacidad de réplica.
Relevancia social	<ul style="list-style-type: none"> • Del interés del público en general, accesibilidad del concepto. • Del interés de tomadores de decisiones, reguladores y políticos. • Transparencia con el público • Relación entre salud del ecosistema-salud humana • Costo-eficientes • Complementarios con otros indicadores

Debido al interés que ha generado la evaluación de la salud ecosistémica como consecuencia del uso intensivo de los recursos naturales y del crecimiento poblacional del ser humano, en 2003 se creó el Millenium Ecosystem Assessment (MEA) cuyo objetivo fue la identificación y selección de una lista de los servicios otorgados por los ecosistemas que cumplieran con las características mencionadas como indicadores en el cuadro 1.1, en donde se define su potencial con base en una gran variedad de estudios ecológicos previos como los mencionan Kremen (2005) y Burger (2006). A continuación se enlistan algunos ejemplos de estos servicios:

Cuadro 1.2. Algunos de los servicios ecosistémicos identificados por el Millenium Ecosystem Assessment (MEA), se enlistan los proveedores de los servicios, las unidades funcionales que tendrán una contribución directa en el servicio, la escala en la cual operan y su grado de cuantificación (Basado en Kremen, 2005).

Servicio	Proveedor de servicio ecosistémico/nivel trófico	Unidades funcionales	Escala espacial	Potencial de aplicación del marco conceptual para el estudio ecológico
Estético y cultural	Biodiversidad	Poblaciones, especies, comunidades, ecosistemas	Local-global	Baja
Protección contra UV	Ciclos biogeoquímicos, micro organismos, plantas	Ciclos biogeoquímicos, grupos funcionales	Global	Baja
Mitigación de sequía	Vegetación	Comunidades, hábitats	Local-regional	Media
Estabilidad climática	Vegetación	Comunidades, hábitats	Local-global	Media
Control de plagas	Parasitoides, depredadores	Poblaciones, especies, grupos funcionales	Local	Alta
Dispersión de semillas	Hormigas, aves, mamíferos	Poblaciones, especies, grupos funcionales	Local	Alta

Muchos de los servicios enlistados en el cuadro 1.2 están relacionados a fenómenos ecológicos y biológicos complejos como es el caso de los ciclos biogeoquímicos, la participación de la vegetación en la regulación del clima o la actividad de la fauna silvestre (Kremen, 2005). Sin embargo, la biodiversidad ha sido subestimada en la selección de estos indicadores, ya que, en la lista del MEA, sólo ha sido considerada como un servicio estético, es decir, cualitativo y no funcional o cuantitativo, pese a los efectos conocidos en la función

de los ecosistemas ocasionados por la pérdida de la misma, en sus diferentes escalas (Hooper *et al.*, 2005; Balvanera *et al.*, 2006).

En estudios recientes en los últimos quince años, a través de la perspectiva holística de la medicina de la conservación (Rapport *et al.*, 1998a; Rapport *et al.*, 1998b; Alonso-Aguirre *et al.*, 2002), se está considerando seriamente el papel que juegan los parásitos como reguladores de las poblaciones de sus hospederos y el efecto positivo que tienen en el resto de los organismos de vida libre que se encuentran en la misma comunidad biótica considerando su capacidad de complementariedad o de reducción de competencia interespecífica por partición de nicho y de facilitación de recursos, ya sea por el aligeramiento de condiciones ambientales estresantes o al proveer recursos críticos para otras especies de manera indirecta (Dobson y Hudson, 1986; Poulin y Morand, 2000; Hooper *et al.*, 2005; Mouritsen y Poulin, 2005; Hudson *et al.*, 2006; Lafferty *et al.*, 2008; Vidal-Martínez *et al.*, 2009).

Considerando lo anterior, actualmente se está formando una nueva línea de investigación al estudiar a los parásitos bajo una nueva perspectiva, considerando su potencial como especies indicadoras de la salud de los ecosistemas, ya que, para que exista una determinada especie de parásito, es indispensable que estén presentes las condiciones ambientales y los hospederos intermediarios específicos, definitivos o vectores necesarios para que se cumplan las distintas etapas de los ciclos de vida de éstos, lo que les permite entrar en contacto con los diferentes niveles tróficos y estar presentes en distintos ambientes físicos del sistema al mismo tiempo (Poulin y Morand, 2000; Bush *et al.*, 2001; Poulin y Morand, 2000; Lafferty *et al.*, 2006; Lindenfors *et al.*, 2007; Lafferty *et al.*, 2008; Vidal-Martínez *et al.*, 2009; Barber y Dingemanse, 2010; Harris y Nunn, 2010; Patterson y Piertney, 2011).

Por lo tanto, si parte del ciclo de vida de los parásitos fuera perturbado debido a la pérdida y/o fragmentación del hábitat y no se lograra cumplir alguna etapa de dicho ciclo, la posibilidad de extinción de esta especie de parásito se incrementaría y, a largo plazo, se lograría la erradicación de esta especie reguladora poblacional del ecosistema (Pence, 1990; Bush *et al.*, 2001; Hudson *et al.*, 2006; Palm y Rückert, 2009; Bordes y Morand, 2009) por otro lado, si la perturbación tuviera un efecto en el área de distribución de los parásitos lo que podría derivar en un aumento en la probabilidad de contacto con nuevas especies de

hospederos, este panorama podría terminar en algún episodio grave epizootico o incluso derivar en una situación con potencial zoonótico que pudiera representar un riesgo importante de salud para el resto del ecosistema y del ser humano (Karr, 1996; Rapport *et al.*, 1998a; Rapport *et al.*, 1998b; Alonso-Aguirre *et al.*, 2002; Brooks y Hoberg, 2007; Palm *et al.*, 2009, Vidal-Martínez *et al.*, 2009).

Esta situación es particularmente notoria con las especies de parásitos especialistas con ciclos de vida complejos, ya que las diferentes etapas de su ciclo de vida los ponen en contacto con los diferentes niveles tróficos del sistema y en distintos ambientes físicos, por lo tanto, son dichas especies las que presentan el potencial de especies indicadoras de la salud de los ecosistemas; al reaccionar al estado de las variables abióticas, como podrían ser los parámetros fisicoquímicos de los hábitats donde se localizan los hospederos intermediarios acuáticos y bióticas como es la abundancia de dichos hospederos (Buckling y Rainey, 2002; Mouritsen y Poulin, 2005; Hechinger *et al.*, 2007; Barber y Dingemanse, 2010; Lafferty, 2012).

A nivel mundial, los ecosistemas presentan cierto grado de perturbación por las actividades productivas antropogénicas y esto, a su vez, tendrá efecto en la composición de las comunidades parasitarias, al alterarse los ciclos de vida de las especies especialistas de parásitos, erradicándolas en la mayoría de los casos, permitiendo así que las especies de parásitos generalistas con ciclos de vida directos que no involucran a hospederos intermediarios, serán las especies dominantes en la comunidad, lo cual ocasionará un decremento de la diversidad parasitaria de dicho ecosistema (Jones *et al.*, 1994; Poulin, 1999; Thomas *et al.*, 2000; Buckling y Rainey, 2002; Mouritsen y Poulin, 2005; Hechinger *et al.*, 2007; Barber y Dingemanse, 2010; Lafferty, 2012).

Es importante considerar que un ecosistema biológicamente diverso y que no esté perturbado por la actividad humana, tendrá un efecto regulador en las comunidades de parásitos manteniendo el tamaño de sus poblaciones dentro de un umbral funcional que les permita cumplir su papel como reguladores de la densidad poblacional de sus hospederos; la diversidad de los parásitos y la estabilidad física del ecosistema mantiene a éstos dentro del sistema cumpliendo con sus funciones, sin un efecto negativo hacia el resto de las comunidades animales y de la población humana (Hudson *et al.* 2006; Johnson *et al.* 2008; Tompkins *et al.* 2011; Lafferty, 2012).

En este estudio se definirá como ecosistema *saludable* a aquel que presente una comunidad parasitaria diversa, constituida por especies con ciclos de vida simples y complejos que involucren varias especies de hospederos intermediarios, paraténicos y vectores, los cuales, a su vez, están relacionados directamente con la diversidad biológica del ecosistema y su estructura física, la cual dependerá del grado de intensidad de las actividades humanas y, por consiguiente, un ecosistema *enfermo*, será aquel cuya comunidad parasitaria se encuentre empobrecida, con especies generalistas como especies dominantes de la misma, como consecuencia de la intensidad de la presencia humana en la zona, las cuales a su vez pueden presentar potencialmente un alto riesgo de epizootias o de zoonosis (Pence, 1990; Bush *et al.*, 2001; Hudson *et al.*, 2006; Palm y Rückert, 2009; Vidal-Martínez *et al.*, 2009).

Los cánidos silvestres y sus parásitos como un sistema centinela de la salud de los ecosistemas.

Considerando este panorama sobre los ecosistemas *saludables* y *enfermos* y la posibilidad de monitorear estos estados de salud ecosistémica a través de indicadores relacionados con la diversidad de parásitos, principalmente con las especies de parásitos especialistas de ciclo complejo; es indispensable la selección adecuada de las especies de hospederos definitivos que son la parte complementaria de la relación simbiótica, ya que los primeros no pueden sobrevivir sin los segundos, formando así lo que puede ser considerado como un sistema bipartita de evaluación de la salud ecosistémica.

En los últimos años se han realizado estudios sobre la viabilidad del uso de especies centinelas que sirvan para la detección temprana de problemas de la salud de los ecosistemas, dichas especies presentan características biológicas y ecológicas que pueden servir para conocer rápidamente alteraciones en alguno de los niveles tróficos del sistema y, a través de ellos, se pueda detectar la presencia de determinados patógenos que pudieran tener un riesgo potencial epizoótico o zoonótico (Tabor y Alonso-Aguirre, 2004; Alonso-Aguirre, 2009).

Entre las especies de mamíferos que tienen el potencial de servir como sistemas centinela de la salud ecosistémica, que cumplen con los requerimientos mencionados con anterioridad, es la zorra gris (*Urocyon cinereoargenteus*) y el coyote (*Canis latrans*). Estas

especies de cánidos pertenecen al gremio de los mesodepredadores, habitan una gran variedad de hábitats, intervienen en varios procesos ecológicos como es la dispersión de semillas, la regulación de la demografía de especies presa o en la distribución y abundancia de otros meso depredadores; asimismo, participan en el ciclo de nutrientes al alimentarse de materia orgánica en descomposición y en los ciclos de parásitos de otros animales, incluyendo al ser humano (Morrison *et al.* 1992; Bender *et al.* 1998; Buskirk, 1999; Miller *et al.* 1999; Woodroffe, 1999; Sunkist *et al.* 2001; Crooks, 2002; Gehring *et al.* 2003; Alonso-Aguirre, 2009; Prough *et al.* 2009).

En muchas partes del mundo los mesodepredadores como la zorra gris y el coyote, ocupan el nivel trófico más alto por la extirpación histórica de los depredadores tope y permanecen en los ecosistemas perturbados y fragmentados. Desde la primera mitad del siglo XX, se han realizado una gran variedad de estudios ecológicos y biológicos sobre estas especies de cánidos silvestres, principalmente hacia la parte norte de su distribución (Canadá y Estados Unidos), siendo relevante la gran cantidad de información generada por los estudios de sus comunidades parasitarias durante este tiempo (Buechner, 1944; Fritzell y Haroldson, 1982; King *et al.* 1984; Pence, 1990; Davidson *et al.* 1992a; Davidson *et al.* 1992b; Harrenstien *et al.* 1997; Steelman *et al.* 1998 y 2000; Harris y Dunn, 2010; ver anexo 1).

En el caso específico de México, los estudios realizados sobre la zorra gris y el coyote han cubierto tradicionalmente aspectos sobre sus hábitos alimenticios, ecología espacial, biogeografía, asociación con infraestructura humana, entre otros, (González-Pérez *et al.* 1992; Aranda *et al.* 1995; Guerrero *et al.* 2002; Arroyo-Cabrales y Carranza-Castañeda, 2009; Hernández -Camacho y López González, 2009), mientras que los estudios enfocados hacia las comunidades parasitarias presentes en estos animales han sido escasos, siendo oportunistas en la mayoría de los casos (Pineda, 1984; Lamothe *et al.* 1997; Aranda *et al.* 1999; Hernández-Camacho *et al.* 2011; Hernández-Camacho *et al.* 2012a), lo anterior ha generado un vacío de información sobre la parasitofauna de estos carnívoros en México, tanto en la riqueza y diversidad de este grupo de organismos como en lo referente a la salud pública.

Considerando la actual carencia en información sobre la riqueza de parásitos de la zorra gris y el coyote a lo largo de su distribución en México, el estudio formal de las

comunidades parasitarias de estas especies de mesodepredadores en el país es necesario, particularmente al tener en cuenta el potencial de la presencia de especies de parásitos especialistas y con ciclo de vida complejo en estos carnívoros, que puedan servir como indicadores de la salud de los ecosistemas y que, de manera conjunta, se constituyan como un sistema centinela de la salud de los ecosistemas de uno de los países con mayor diversidad del planeta (McNeely et al. 1990).

En la última década se han realizado algunos trabajos sobre parásitos de cánidos silvestres para la región centro de México, específicamente en los fragmentos de selva baja caducifolia localizados al sur de la ciudad de Querétaro (Hernández-Camacho et al, 2010; Hernández-Camacho *et al.* 2011; Hernández-Camacho *et al.* 2012a y b) en donde se ha encontrado que lo registrado hasta ahora para el estado difiere notablemente de lo que se menciona en la literatura internacional sobre la parasitofauna de la zorra gris y del coyote, siendo constante en los cánidos de esta región la presencia de especies generalistas de parásitos y notoria la ausencia de determinados grupos de parásitos de ciclos de vida complejos como tremátodos o acantocéfalos, situación que no se presenta en los estudios realizados en Canadá y Estados Unidos, incluso en poblaciones suburbanas (ver anexo 1).

Por lo tanto, considerando lo anterior, se realizó un estudio sistemático de las localidades de selva baja caducifolia suburbanas situadas alrededor de la ciudad de Santiago de Querétaro, que presentaron distinto grado de actividad humana, para confirmar la siguiente hipótesis: si la composición y estructura de las comunidades de parásitos en las zorras y los coyotes, reflejó el estado de salud de los ecosistemas que habitan considerando su grado de alteración antrópica.

El objetivo general de este trabajo fue obtener información comparada sobre la diversidad parasitaria de la zorra gris (*Urocyon cinereoargenteus*) y el coyote (*Canis latrans*) en localidades que presentaron selva baja caducifolia con distinto grado de impacto humano en Querétaro, México, para explorar el uso de estos carnívoros y sus parásitos como un sistema centinela de la salud de los ecosistemas en estudio, siendo los objetivos particulares:

- a) Generar información básica sobre la estructura de la comunidad componente de parásitos de la zorra gris y del coyote capturados en fragmentos de selva baja caducifolia de Querétaro con un distinto grado de actividad humana.
- b) Examinar la relación entre la estructura de las comunidades parasitarias de ambas especies de carnívoros y las variables ambientales y antropogénicas seleccionadas para generar modelos de las zonas potenciales de presencia de los parásitos en los distintos fragmentos de selva baja caducifolia.
- c) Elaborar un plan con estrategias y recomendaciones a mediano y largo plazo que permitan establecer un plan de monitoreo de la salud y manejo de las relaciones faunísticas en el Parque Nacional El Cimatario.

II. ÁREA DE ESTUDIO

LOCALIZACIÓN GEOGRÁFICA

Este estudio se llevará a cabo en los distintos fragmentos de selva baja caducifolia o bosque tropical caducifolio que se localizan en los municipios de Querétaro, Corregidora Huimilpan y El Marqués (Fig. 2.1).

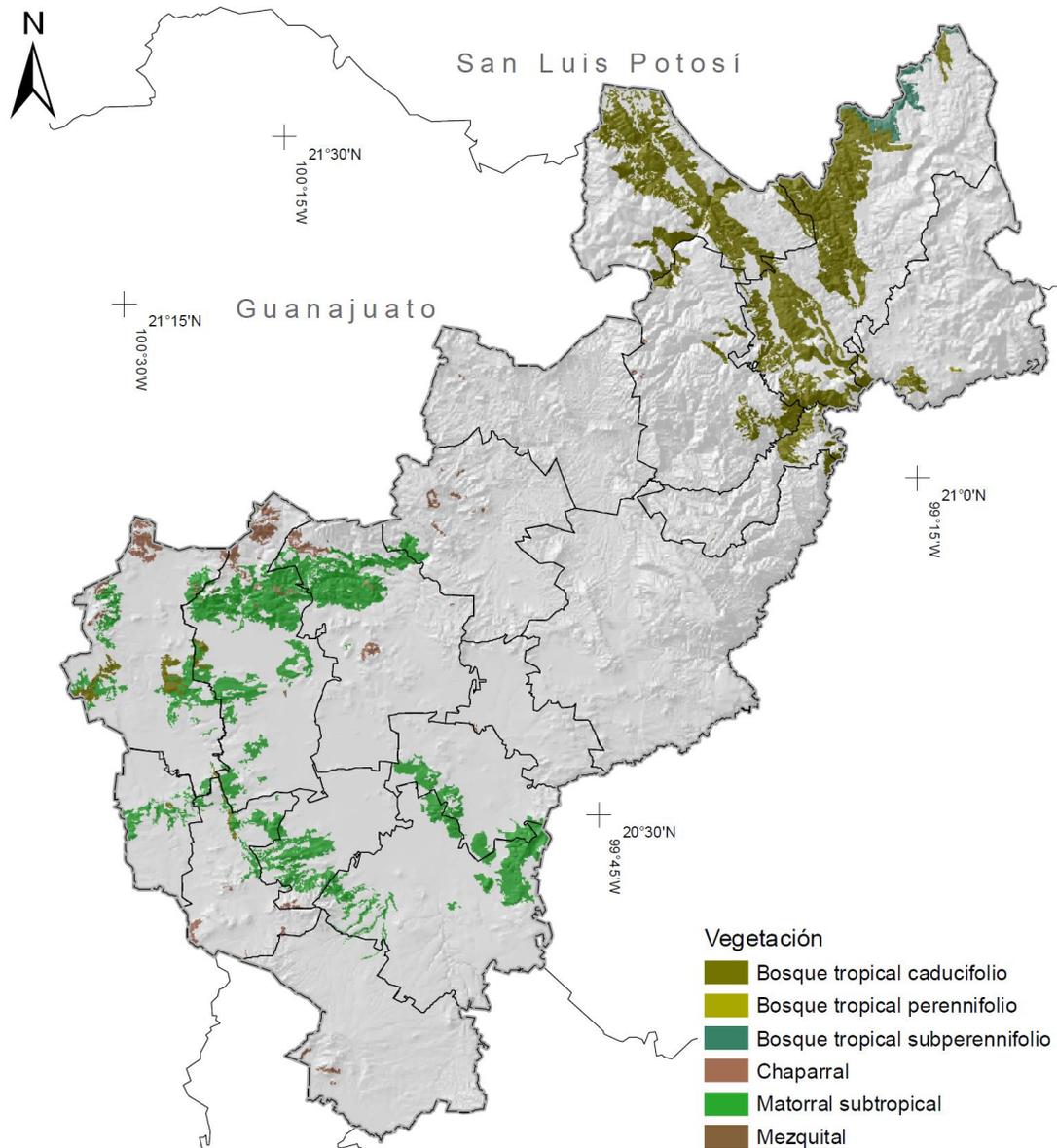


Figura 2.1. Ubicación de Bosque Tropical Caducifolio (Selva Baja Caducifolia) en Querétaro (Luna Soria, 2013).

Este tipo de vegetación se caracteriza por estar dominado por árboles de baja estatura (4-12 m), frecuentemente ramificados desde la base y que presentan un cambio estacional muy marcado, ya que cerca de seis meses al año se encuentran desnudos lo que corresponde al periodo de estiaje mientras que durante el periodo de lluvias, la presencia de las hojas es bastante notoria; este tipo de bosque prospera sobre laderas con suelo somero, pedregoso y bien drenado, entre los 300 y 2200 msnm, con un clima del tipo Aw según Köeppen que son libres de heladas aunque también se le puede encontrar en climas más frescos y secos, la precipitación media anual varía entre 500 y 1100 mm y la mayor parte (90%) de las lluvias se concentra en un periodo de 5 a 6 meses, principalmente de mayo a octubre (Zamudio *et al.*, 1992).

LOCALIDADES DE CAPTURA

Las localidades de captura se localizan dentro de lo que se denomina como Zona Conurbada de Querétaro (ZCQ) (Fig. 2.2), formada por los municipios de Huimilpan (0.10%), El Marqués (1.34%) Corregidora (10.19%) y Querétaro (21.42%), la cual incluye terrenos pertenecientes a dos de las tres provincias fisiográficas de México, la Mesa Central que está representada en una franja relativamente angosta (20%), localizada hacia el norte de los municipios de Querétaro y El Marqués y la provincia del Eje Neovolcánico al que pertenece el resto del área de los municipios (80%), esto permite una gran variedad de topoformas en el área de la ZCQ, como son las pequeñas sierras y mesetas volcánicas que alternan con llanuras y con fosas rodeadas por fallas o bajíos, lo que a su vez se refleja en los climas, en donde las llanuras presentan climas semisecos-semicálidos, las mesetas con climas semisecos y temperaturas medias un poco más bajas que las esperadas en los bajíos, todos con lluvias en verano (GEO, 2008).

Los tipos de vegetación principales de la ZCQ son los matorrales densos y fragmentos pequeños de selva baja caducifolia relativamente perturbados con manchones de bosque de encino en las partes más altas; históricamente la vegetación ha sido desmontada para agricultura, pero en los últimos 25 años su uso ha sido principalmente urbano, debido a la explosión demográfica de la ciudad de Querétaro permitiéndole crecer hasta 20 veces el tamaño que tenía en la década de los 50 (GEO, 2008).

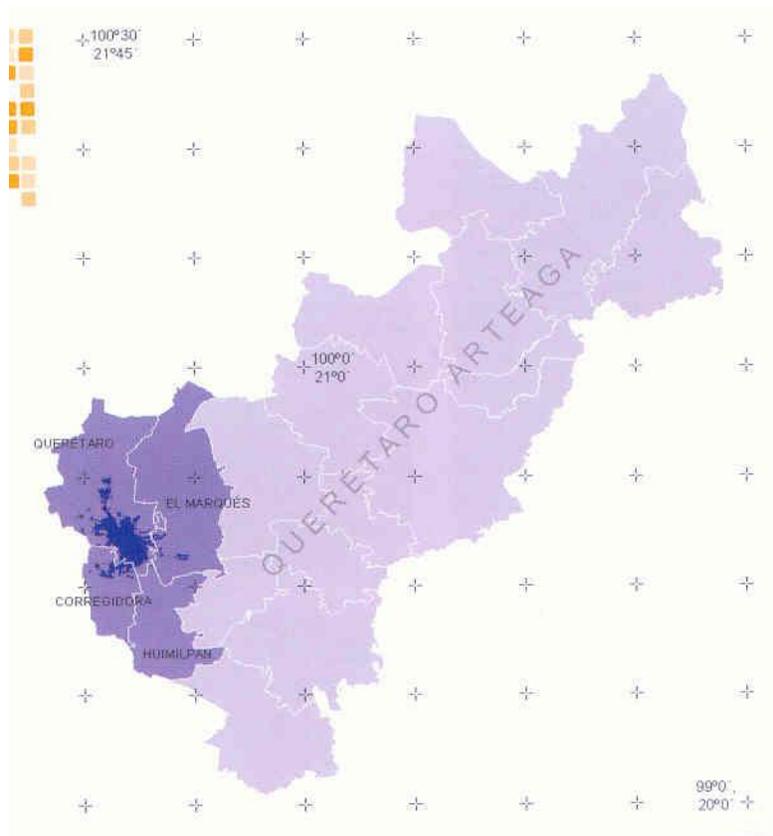


Figura 2.2. Zona Conurbada de Querétaro, con los cuatro municipios que la conforman en morado intermedio, se muestra también la mancha urbana en un tono más oscuro (Tomado de GEO, 2008).

Parque Nacional El Cimatario (PANEC). Es el tercer cerro en importancia por su altura en el municipio de Querétaro, está situado al sur de la ciudad de Santiago de Querétaro en las coordenadas $20^{\circ} 28' 30''$ y $20^{\circ} 33' 23''$ de latitud norte y $100^{\circ} 19' 37''$ y $100^{\circ} 23' 12''$ de longitud oeste, con una altura máxima de 2 390 msnm, hacia el este presenta una zona plana y una pendiente pronunciada que forma una cañada hacia el oeste. Abarca un área de 2 447. 84 ha en forma de un polígono irregular que se encuentra en fracciones de los municipios de Querétaro, Corregidora y Huimilpan (Martínez *et al.*, 2002, Baltasar *et al.*, 2004).

El Cimatario (Fig. 2.3) pertenece a la provincia del Eje Neovolcánico, a la Subprovincia de las Llanuras y Sierras de Querétaro e Hidalgo; está compuesto por rocas ígneas extrusivas del tipo basalto-brecha volcánica, su tipo de suelo en la zona de la

estación de microondas es Litosol con Feozem y hacia los alrededores es Vertisol Pélico de textura fina. El clima predominante es del tipo BS₁k (semiseco templado), con lluvias en verano, la precipitación promedio anual es de 549.3 mm, la temperatura media anual varía entre 18 y 19°C, con una máxima en mayo de 22 °C (Martínez *et al.*, 2002, Baltasar *et al.*, 2004).



Figura 2.3. Parque Nacional El Cimatario, se observa la selva baja caducifolia en la ladera norte del cerro, durante los meses de invierno (diciembre a marzo).

Esta topografía se ubica en la Provincia Florística de la Altiplanicie la cual pertenece a la Región Xerofítica Mexicana, donde los climas generalmente son semisecos (BS), la vegetación dominante es el matorral xerófilo. Frecuentemente se encuentran pastizales y bosque espinoso en las partes altas planas (Martínez *et al.*, 2002). En esta zona, se desarrollan cuatro tipos principales de vegetación: el bosque tropical caducifolio es uno de los de mayor extensión, es una comunidad conservada en cierto grado dado su cercanía con el matorral crasicale, variante del matorral xerófilo, localizado hacia el este, sur y oeste, principalmente hacia los lugares con poca pendiente o planos; fragmentos pequeños de bosque de encinos hacia la parte sur del parque y el pastizal, el cual se encuentra hacia las

partes planas del parque donde colinda y se combina con el matorral crasicaule (Fig. 2.4). Los tres primeros son considerados vegetación natural; el pastizal puede ser considerado como secundario o inducido para propiciar el pastoreo o por la tala de la vegetación original, está asociado con las zonas de reforestación y de sobrepastoreo (Martínez *et al.*, 2002, Baltasar *et al.*, 2004).

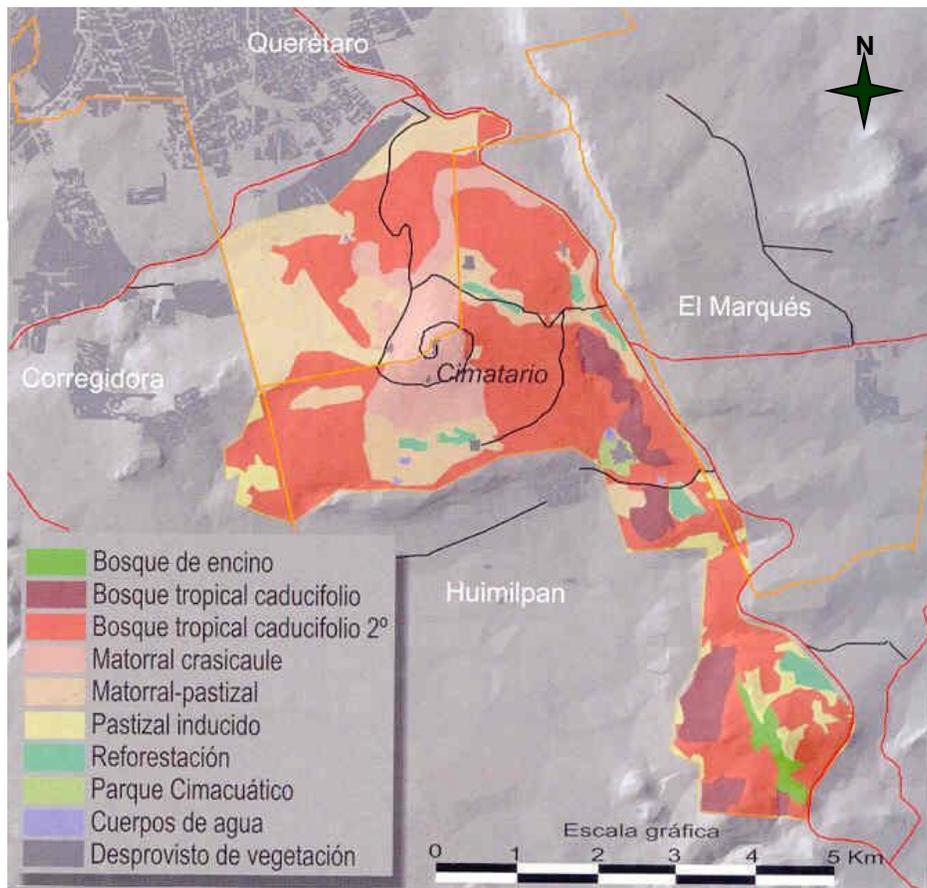


Figura 2.4. Tipos de vegetación de El Cimatario (Tomado de Baltasar *et al.*, 2004).

Reserva Comunitaria Zibatá (RCZ). La Reserva Comunitaria Zibatá se encuentra localizada entre las coordenadas $20^{\circ}42'19''N$ y $100^{\circ}21'35''O$ y $20^{\circ}40'5''N$ y $100^{\circ}18'40''O$, al noreste de la ciudad de Querétaro, en los municipios de Querétaro (38.64% de la superficie del residencial) y El Marqués (61.76% de la superficie). Al Sureste encuentra su límite entre los municipios de Santiago de Querétaro y El Marqués, al Oeste colinda con la comunidad de San Vicente Ferrer; al Norte y Noreste se encuentra delimitado por el libramiento México-San Luis Potosí. El clima predominante en la RCZ pertenece al grupo de los climas secos y

semisecos del centro (BS). Estos se presentan en terrenos rodeados de sierras, mesetas y lomeríos que impiden el paso de los vientos húmedos del Golfo y la Mesa del Centro, son zonas con un índice bajo de precipitación y una proporción P/T menor de 22.9 y oscilaciones térmicas de 7° a 14°C, que determina el carácter árido de estos climas. De acuerdo a la estación Querétaro-DGE (22063), puede existir una oscilación de 3.5 mm de precipitación en el mes más seco hasta 130.5 mm, mientras que la temperatura mínima promedio oscila entre 7 y 14.6° C y temperatura máxima oscila de 23°C en enero, a 30.7°C en mayo (Programa de Manejo y Conservación de la Reserva Comunitaria Zibatá, 2014).

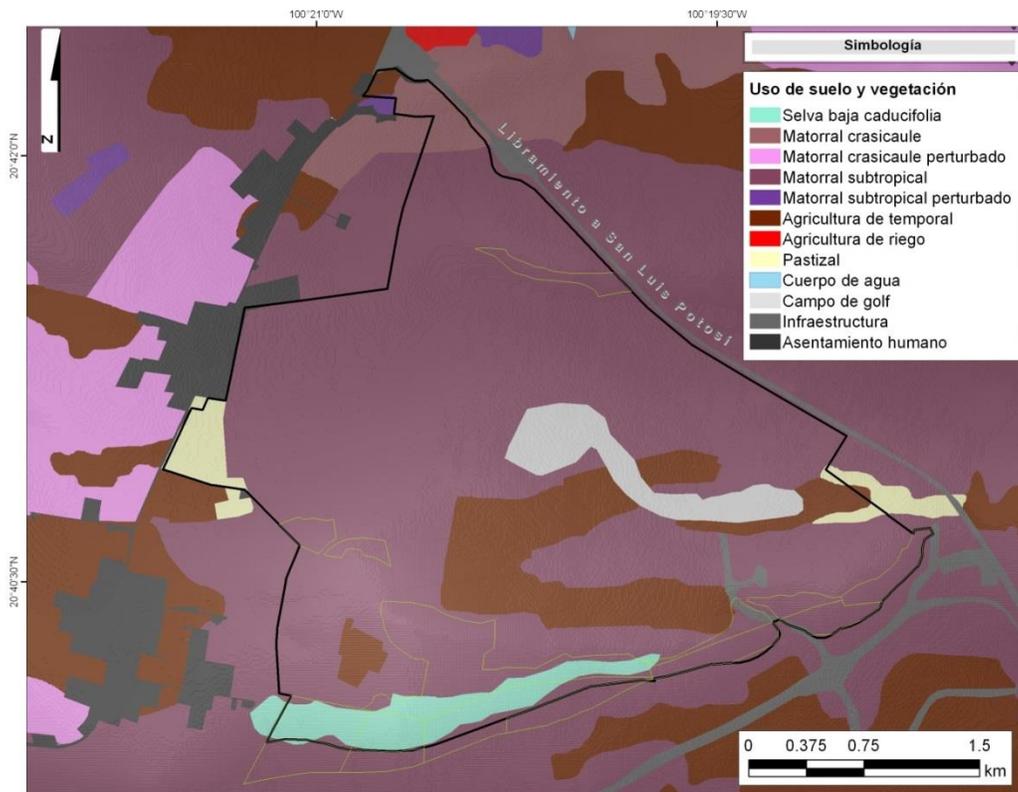


Figura 2.5. Uso de suelo y tipos de vegetación en La Reserva Comunitaria Zibatá (Tomado del Programa de Manejo y Conservación de la Reserva Comunitaria Zibatá, 2014).

La RCZ presenta un paisaje conformado por fragmentos de hábitat natural (Fig. 2.5) y zonas agrícolas abandonadas, lo cual ha generado zonas de transición de vegetación perturbada. Como consecuencia, se observa un paisaje fragmentado, con manchones de vegetación rodeados de coberturas antrópicas (zonas de cultivo, pastizales inducidos, caminos y veredas), a este paisaje se adicionará la infraestructura urbana que terminará por aislar a las zonas designadas para la conservación, las cuales estarán conformadas por

matorral crasicaule y mayormente de selva baja caducifolia (Fig. 2.6) (Programa de Manejo y Conservación de la Reserva Comunitaria Zibatá, 2014).



Figura 2.6. Selva Baja Caducifolia en la Reserva Comunitaria Zibatá.

III. Análisis de diversidad y de las comunidades componentes de parásitos de la zorra gris (*Urocyon cinereoargenteus*) y del coyote (*Canis latrans*) en Querétaro.

INTRODUCCIÓN

El estudio de la parasitofauna de vertebrados terrestres en México tiene una historia de 80 años, no obstante se estima que sólo se ha estudiado aproximadamente un 21% del total de las especies de vertebrados del país (1,145 especies de 5,488 registradas), siendo el grupo de los mamíferos uno de los menos estudiado con 121 especies de hospederos de 535 especies registradas (Pérez, 2001; Pérez y García, 2001; Pérez-Ponce de León *et al.*, 2011).

Estos datos reflejan la tendencia mundial con respecto a la información obtenida para la parasitofauna de los vertebrados terrestres, como consecuencia del sesgo existente entre el trabajo de investigación (p. ej. interés personal del investigador y apoyo para la investigación) y de las propiedades biológicas de cada taxa de hospedero (disponibilidad y tamaño corporal, tipo de hábitat o estado de conservación y de acceso legal de la especie), lo cual se podría considerar como contradictorio al tener en cuenta la importancia económica y de salud que tienen los parásitos de mamíferos, principalmente aquellas especies con las que pueden compartir el hábitat, como es el caso de los cánidos silvestres como son los lobos, coyotes, zorras, entre otros, con los cuales el ser humano tiene una relación evolutiva, histórica y emocional (Poulin y Morand, 2000; Pérez y García, 2001; Tabor y Alonso-Aguirre, 2004; Alonso-Aguirre, 2009).

La zorra gris (*Urocyon cinereoargenteus*) y el coyote (*Canis latrans*) son las dos especies de cánidos silvestres con mayor distribución y abundancia de México, pese a pertenecer al gremio de los mesodepredadores, en muchos lugares del país pueden ser considerados como depredadores tope funcionales debido a la extirpación histórica de los depredadores tope originales, aunque con un efecto regulador diferente; estas especies de cánidos son tolerantes al ser humano, incluso se ven beneficiadas por la presencia del

mismo, lo cual en muchos casos, ocasiona conflictos con resultados negativos para estos animales (Hernández-Camacho *et al.*, 2012b).

En México, los estudios realizados sobre estos cánidos tradicionalmente han cubierto aspectos sobre sus hábitos alimenticios, ecología espacial, biogeografía, asociación con infraestructura humana, entre otros, (González-Pérez *et al.*, 1992; Aranda *et al.*, 1995; Guerrero *et al.*, 2002; Arroyo-Cabrales y Carranza-Castañeda, 2009; Hernández-Camacho y López González, 2009), mientras que los estudios enfocados hacia su composición parasitaria de estos animales han sido escasos, con un registro de 13 especies de parásitos para la zorra gris y de dos especies para el coyote, este dato no es comparable con las más de 100 especies de parásitos registradas en *Canis latrans* para Estados Unidos, lo que lo constituye como el carnívoro con la carga parasitaria más diversa en ese país (Pineda, 1984; Lamothe *et al.*, 1997; Aranda *et al.*, 1999; Hernández-Camacho *et al.*, 2011; Hernández-Camacho *et al.*, 2012a; García-Prieto *et al.*, 2012), estos datos ejemplifican el vacío de información sobre la parasitofauna de estos carnívoros en México, tanto en la riqueza y diversidad de este grupo de organismos como en lo referente a la salud pública.

Es indispensable el estudio de las comunidades parasitarias de carnívoros en México, al tener en cuenta el potencial de los parásitos como indicadores de la salud de los ecosistemas de uno de los principales países megadiversos a nivel mundial (Sarukhán *et al.*, 2009) cuya diversidad biológica tiene relación con las características biogeográficas y topográficas del mismo ya que permite una gran variedad de hábitats con alto potencial para albergar un mayor número de especies en una zona relativamente pequeña; además, la posibilidad de que estos cánidos silvestres se constituyan en fuente de infección para otras especies de carnívoros con un comportamiento más restringido y susceptible a la presencia de especies de parásitos y enfermedades de carácter generalista que cuentan con un amplio espectro de hospederos y con un ciclo de vida directo, o para el ser humano, son cuestiones de salud ecosistémica y de salud humana para considerar seriamente (Hernández-Camacho *et al.*, 2012).

Por lo tanto, el objetivo de este capítulo fue generar información básica sobre la estructura y composición de la comunidad componente de parásitos de la zorra gris y del

coyote capturados en fragmentos de selva baja caducifolia de Querétaro con un distinto grado de actividad humana.

MATERIALES Y MÉTODOS

Localidades de estudio. El Parque Nacional El Cimatario y la Reserva Comunitaria Zibatá (ver capítulo anterior) fueron visitados una semana por cada localidad durante los meses de octubre y noviembre de 2013, enero y febrero de 2014 y enero de 2015.

Estimación de abundancia de los hospederos. Para la estimación de la abundancia de los hospederos se utilizó información ya publicada sobre estas dos especies en ambiente similares, en donde se consideró un rango de abundancia de 0.2 a 0.4 individuos/km² para los coyotes (Bekoff, 1977; Huxley y Servín, 1992; Carreón Hernández, 1998), con áreas de actividad desde 0.9 km² hasta 43.7km² (Huxley y Servín, 1992; Carreón Hernández, 1998; Hidalgo-Mihart et al. 2004); mientras que para las zorras grises, se usó una abundancia de 2 a 4 individuos/km², con áreas de actividad desde 0.5 km² hasta 5 km² (Fritzell y Haroldson, 1982; González-Pérez et al. 1992; Hernández-Camacho y López-González, 2009).

Captura y manejo de los hospederos. Se utilizaron 15 trampas tipo cebo Duke traps #3 para cánidos medianos, el periodo de colocación de las trampas se estandarizó a ocho días (siete noches activas), considerando la accesibilidad y seguridad de cada una de las localidades de captura. Los cánidos capturados fueron inmovilizados con ayuda de un lazo para perros y se utilizó clorhidrato de zolazepam y clorhidrato de tiletamina, la dosis dependió del peso del individuo (10 mg/kg), el cual fue determinado por observación directa; la administración fue intramuscular, en los cuartos traseros y el animal fue liberado de la trampa en cuanto el anestésico hizo efecto.

El animal liberado fue colocado en posición recumbente y revisado externamente para determinar su condición física y obtener datos merísticos (Fig. 3.1) como son la longitud de la cola, longitud del cuerpo, pata y oreja derechas, peso, sexo y estimación de la categoría de edad por medio de la coloración del esmalte dental y retraimiento de las encías, se monitoreó su temperatura y respiración cada 10 minutos para la prevención de una respuesta secundaria negativa al anestésico suministrado, el procedimiento en general

siguió las normas establecidas por la American Society of Mammalogists para el manejo y contención de mamíferos silvestres (Kreeger y Arnemo, 2007; Hernández-Camacho y López González, 2009; Gannon y Sikes, 2011).

Obtención de muestras para análisis en laboratorio especializado y molecular.

Microparásitos. De cada individuo, se extrajo una muestra de 10 ml de sangre a partir de punción en venas cefálica, plantar común o por medio de punción yugular. De dicha muestra, 1.5 ml fue colocado en un tubo vacutainer con anticoagulante (EDTA) para la descripción de la biometría hemática y para la realización de frotis sanguíneos en laboratorio (técnica de gota gruesa según lo descrito por Lamothe, 1997), un ml se colocó en un tubo vacutainer sin anticoagulante con tres ml de alcohol al 96% para análisis moleculares (DNAeasy blood and tissue kit) y el resto de la muestra se colocó en dos tubos vacutainer sin anticoagulante para la extracción del suero en laboratorio para el perfil bioquímico sanguíneo y análisis serológicos para determinación de anticuerpos de patógenos más comunes de cánidos como son *Leptospira interrogans*, *Babesia canis* y *Ehrlichia canis* así como de estadios larvarios de parásitos como *Dirofilaria immitis*, como segunda confirmación de lo obtenido a través de los kits.



Figura 3.1 Toma de datos merísticos de los cánidos capturados (Zibatá, 2014).

Análisis molecular. Como análisis complementario, se consideró utilizar pcr de punto final para la determinación de la presencia-ausencia de los micro parásitos antes mencionados, en caso de que alguna muestra no hubiera sido analizada en laboratorio especializado.

Macro parásitos. Durante la recumbencia, los cánidos fueron colocados sobre una manta de color claro para la búsqueda de ectoparásitos (pulgas, ácaros, garrapatas) mediante la inspección a contrapelo (Fig. 3.2) de todo el cuerpo del animal durante 30 minutos, usando talco antipulgas para minimizar el desplazamiento de los artrópodos, los cuales fueron colectados manualmente con ayuda de pinzas para ser almacenados en recipientes con alcohol al 70%, con su correspondiente etiqueta (Lamothe, 1997).



Figura 3.2 Búsqueda a contrapelo de ectoparásitos (Zibatá, 2014).

Necropsias. Se revisaron las cavidades orbital y nasal para la búsqueda de nematodos y pentastómidos y la cavidad oral para detectar parásitos enquistado, se hizo una incisión ventral en dirección cráneo-caudal sobre la piel para dejar expuesta las cavidades torácica y abdominal, mientras se hacía el registro de lesiones y cambios patológicos aparentes de cada órgano y sistema. Con ayuda de un microscopio estereoscópico, se buscó la presencia de quistes o gusanos en órganos parenquimatosos y huecos, así como en musculo estriado esquelético y vasos sanguíneos (Lamothe, 1997; Friend y Franson, 1999).

Se observó detalladamente la parte externa de los órganos de la cavidad abdominal antes de extraerlos, para identificar la presencia de endoparásitos. Se hizo un corte en la parte anterior del esófago cercana a la laringe, extrayéndose el estómago y los intestinos y las glándulas accesorias (bazo, páncreas e hígado), el corte posterior se hizo lo más cercano al ano. Todos los órganos fueron colocados en una charola con solución fisiológica, en donde fueron revisados individualmente, cada uno de los parásitos colectados se

dispusieron en cajas de Petri con solución salina para eliminar el detritus adherido y evitar su desecación, posteriormente fueron fijados con técnicas acordes al grupo de parásito (Lamothe, 1997, Friend y Franson, 1999) (Fig. 3.3).

Bioseguridad. El procesamiento de los hospederos durante las necropsias se hizo siguiendo estrictas normas de bioseguridad que incluyeron el uso guantes desechables, protector facial, bata, contenedores portátiles de desechos punzocortantes y bolsas para desechos biológicos para los cadáveres, los cuales fueron congelados con cal y enviados a un incinerador para su procesamiento.



Figura 3.3. Revisión de la glotis durante la necropsia de una zorra del PANEC.

Colecta y fijación de parásitos. Los parásitos fueron procesados siguiendo las técnicas descritas por Salgado (1979) y Lamothe (1997), la clave asignada al etiquetado de los parásitos, tanto colección húmeda como frotis, se elaboró usando la letra inicial en mayúsculas del nombre común del hospedero (Z para zorra gris y C para coyote), el número sucesivo ascendente dependiendo del orden de la captura y la fecha de la captura, como se muestra en el siguiente ejemplo: Z1101013, que significaría que la muestra identificada con esa clave corresponde a la zorra gris número uno capturada el 10 de octubre de 2013, con la cual puede ser ubicada en la base de datos.

Ectoparásitos. En el laboratorio, los ectoparásitos colectados durante la revisión externa del hospedero fueron perforados en el abdomen tres veces con ayuda de un alfiler entomológico número cero (Bioquip ®) y se colocaron en una solución de KOH al 10%

durante 24 horas para disolver los órganos internos, los cuales se extrajeron posteriormente aplicando presión en el abdomen con la ayuda de un alfiler entomológico de punta plana; las pulgas fueron deshidratadas utilizando un gradiente de concentraciones de alcohol etílico de 70°, 80°, 90°, 96° y 100° durante 15 minutos por solución.

Para el proceso de aclaramiento se utilizaron soluciones de ácido láctico al 25%, 50%, 75% en donde fueron sumergidas las pulgas por periodos de 30 minutos y un último periodo de 24 horas para el ácido láctico al 100%, al finalizar el tiempo en el ácido láctico, fueron montadas con Bálsamo de Canadá para hacer preparaciones permanentes y etiquetadas para su posterior identificación con claves especializadas como las de Hopkins y Rothschild (1953), Acosta y Morrone (2003) y Salceda (2004) o en caso necesario, fueron llevadas al Museo de Zoología de la Universidad Nacional Autónoma de México para su identificación con ayuda de un especialista.

Nemátodos. Los nemátodos fueron fijados en alcohol al 70% caliente (casi a punto de ebullición), estirándose con ayuda de pinceles para que se mantuvieran lo más recto posible, posteriormente se colocaron en viales con más alcohol al 70% con su correspondiente etiqueta, hasta su identificación con las claves correspondientes (Salgado, 1979; Lamothe, 1997; Anderson, 2000; Anderson, 2009; Gibbons, 2009).

Céstodos. El parásito colectado se colocó entre dos vidrios con solución fisiológica y se le agregó el líquido fijador AFA (alcohol-formol-ácido acético) por capilaridad, dejándolo 24 horas, posteriormente se almacenó en un vial con más fijador AFA con su etiqueta correspondiente (Salgado, 1979).

Excretas. Tanto de los animales capturados como en el área de la captura, se colectaron excretas las cuales fueron analizadas en el laboratorio por medio de la técnica de sedimentación en éter-formol (Medina *et al.*, 1994). Se diluyó la muestra de 1 g en 15 ml de formol salino al 10% hasta homogeneizar, se coló con ayuda de una gasa para retirar las partículas más grandes, de la solución resultante se tomaron 5 ml y se colocaron en un tubo de ensaye junto con 3 ml de éter, se mezcló y se centrifugó a 2000 rpm durante tres minutos. Posteriormente se retiró el sobrenadante y del residuo se hicieron tres

preparaciones para observación almenada en busca de huevos o larvas de parásitos, los cuales fueron identificados por medio de claves (Thienport *et al.*, 1979).

Análisis de los datos. Las noches-trampa se obtuvieron por medio del producto del número de trampas colocadas y los días efectivos que estuvieron abiertas; el éxito de trampeo se obtuvo en porcentaje, dividiendo el número de cánidos atrapados entre el total de noches-trampa y multiplicando por 100. Se utilizó el software estadístico Past versión 3x (Hammer *et al.*, 2001) para obtener índices de riqueza de especie como Menhinick (D_{Mn}) y Margalef (D_{Mg}), para índices de diversidad se seleccionaron los índices de Shannon (H'), Simpson (D) y el de dominancia de Berger-Parker (d), estos índices son útiles por su fortaleza para analizar la diversidad biológica (Magurran, 2004; Magurran *et al.*, 2011).

Las comunidades de macro parásitos fueron analizadas a nivel de comunidad componente, que incluye a todos los parásitos de una muestra de una población en una especie de hospedero por localidad, en este análisis se considera el número de hospederos examinados, la riqueza de especies de parásitos, las especies componentes que son las que cuya prevalencia sobrepase el 10% de la muestra, la especificidad hospedatoria (generalista-especialista), su estrategia de colonización o ciclo de vida (alogénico-autogénico) y la especie dominante, la cual se obtuvo por el índice de Berger-Parker:

$$d = N_{max}/N_t$$

Donde: N_{max} = Número total de parásitos de la especie dominante.

N_t = Número total de parásitos de la comunidad.

RESULTADOS

Durante los meses de octubre y noviembre de 2013, enero y febrero de 2014 y enero de 2015, se capturaron 19 individuos (15 zorras grises, cuatro coyotes) (cuadro 3.1) en las dos localidades seleccionadas y se realizaron dos necropsias de zorras grises provenientes del PANEC. Todos los cánidos capturados se encontraron dentro del rango de talla y peso esperados para las dos especies según Bekoff (1977) y Fritzell y Haroldson (1982) según se muestra en el cuadro 3.2, aunque se consideró que presentaron una condición física pobre.

Cuadro 3.1. Relación de datos merísticos de los cánidos capturados y de las necropsias (*) por periodo de captura y localidad.

Localidad	Clave de captura/necropsia*	Hospedero	Sexo	Peso (kg)	Longitud total (mm)	
PANEC	250913*	Zorra gris	H	4	1010	
	101013		H	4	1050	
	050214*		M	4.2	1050	
	250214		H	4	1000	
	270214		M	4	1070	
	100115a		H	4	1010	
	100115b		H	3.8	1055	
	120115		H	3.8	1070	
	130115		H	3.9	1010	
	140115		M	4.5	1070	
	150115		H	3.2	960	
	RCZ	111113	Zorra gris	M	3.5	980
		131113		M	4.3	1000
131113		Coyote	H	10	1110	
180114			M	15	1400	
200114			H	12	1240	
230114		Zorra gris	H	3.7	1030	
230114			M	4.6	1170	
270114		Coyote	H	12	1115	
200115		Zorra gris	H	3.7	1030	
220115		H	4.2	1060		

Cuadro 3.2 Valores promedio con desviación estándar (SD) de peso y talla por sexos de las dos especies de hospedero por localidad y su comparación con los valores esperados para zorra gris (Fritzell y Haroldson, 1982) y coyote (Bekoff, 1977).

Localidad	Hospedero	Sexo	Promedio peso(kg)±SD	Promedio longitud total(mm)±SD
PANEC	Zorra gris	H	3.8±0.27	1020.62±35.7
		M	4.23±0.25	1063.33±11.54
RCZ	Zorra gris	H	3.86±0.28	1040±17.32
		M	4.13±0.56	1050±104.4
	Coyote	H	11.33±1.15	1155±73.65
		M	15	1400
Fritzell y Haroldson (1982)	Zorra gris	H/M	3 a 7	800 a 1125
Bekoff (1977)	Coyote	H/M	10 a 16	11075-1150

Parque Nacional El Cimatario (PANEC).

Se usó como referencia de la abundancia de los hospederos el estudio previo de esta localidad de Hernández-Camacho y López-González (2009), en donde se obtuvo un valor de abundancia para la zorra gris de 2 ind/km², no se estimó la abundancia de coyotes ya que no se registraron rastros de 2013 a 2015. En octubre de 2013, con un esfuerzo de captura de 70 noches-trampa en octubre de 2013 y un éxito del 1.42%, se capturó una zorra gris hembra, mientras que durante febrero de 2014, se capturaron un total de tres cánidos, dos zorras grises (dos machos y una hembra) y un perro feral (macho), en un total de 90 noches trampa con un 3.33% de éxito de captura, el perro no fue considerado para análisis y se entregó a Control Animal Municipal para su reubicación. Finalmente, para enero de 2015, en 98 noches trampa, con un éxito de captura del 6.1%, se capturaron seis zorras grises, cinco hembras, un macho.

Biometría y perfil bioquímico. El animal capturado durante octubre de 2013 y dos de enero de 2015 presentaron una respuesta negativa al proceso de contención y no fue posible la extracción de sangre, mientras que los datos obtenidos de biometría hemática y perfil

bioquímico de los animales capturados durante febrero de 2014 y enero de 2015, se muestran a continuación en los cuadros 3.3 y 3.4:

Cuadro 3.3. Datos de la biometría hemática de los cánidos capturados durante febrero de 2014 en el PANEC. Los valores de referencia para ambas especies son de Hernández-Camacho *et al.* (2010). ^AEncontrado muerto en el área de estudio, realización de necropsia.

Biometría hemática	Valores de referencia: Zorra Gris	Valores de referencia: Coyote	Z1 ^A	Z2	Z3	Z1	Z2	Z3	Z4
			2013	2014	2015				
Eritrocitos	4.8-7.8	4.22-8.2	-	8.57	8.04	6.81	7.05	5.5	6.51
Hematocrito (%)	26-55	31.5-66	-	47	50	27	39	48	40
Hemoglobina (g/L)	89-178	110-208	-	153.86	166.66	90	130	160	133.3
VGM			-	53.67	62.18	39.64	55.31	87.27	61.44
CMGH	26.3-36	25.5-47.7	-	327.3	333.2	333	333.3	333.3	333
Leucocitos (10 ⁹ /L)	3.9-17.4	5-20.8	-	24.75	34.7	14.9	11.45	6.8	14.65
Neutrófilos segmentados (10 ³ /ml)	2.03-13.8	0-0.26	-	21.53 (87%)	31.23 (90%)	9.83 (66%)	7.32 (64%)	4.69 (69%)	10.69 (73%)
Neutrófilos no segmentados (10 ³ /ml)	0-4.55	0-0.26	-	0.49 (2%)	0.34 (1%)	0.29 (2%)	-	-	-
Linfocitos (10 ³ /ml)	0.16-5.11	0.325-3.92	-	0.99 (4%)	1.041 (3%)	2.53 (17%)	4.1 (36%)	1.02 (15%)	2.63 (18%)
Monocitos (10 ³ /ml)	0.064-0.92	0.058-1.17	-	1.73 (7%)	2.082 (6%)	2.23 (15%)	-	1.08 (16%)	1.31 (9%)
Eosinófilos (10 ³ /ml)	0.055-2.48	0.18-4.03	-	-	-	-	-	-	-

Cuadro 3.4. Datos del perfil bioquímico de los cánidos capturados durante febrero de 2014 en el PANEC. Los valores de referencia para ambas especies son de Hernández-Camacho *et al.* (2010). ^A Encontrado muerto en el área de estudio, realización de necropsia (ver datos más adelante en este capítulo). ^B La muestra para el perfil bioquímico fue extraviada por el laboratorio especializado donde se llevaron a cabo los análisis.

Perfil Bioquímico	Valores de Referencia: Zorra gris	Z1 ^A	Z2 ^B	Z3
		Alanina aminotransferasa	28-107	-
Aspartato aminotransferasa	16 - 83	-	-	420.6
Fosfatasa alcalina (U/L)	2.0 - 21	-	-	18.9
Proteinas totales (g/dl)	5.5 - 8.1	-	-	5.3
Albumina (g/dl)	2.7-4.4	-	-	2.3
Globulinas (g/l)	1.4 - 4.2	-	-	3
Relación A/G	-	-	-	0.7
Glucosa (mg/dl)	0-287	-	-	78.7

Urea (mg/dl)	8.0 - 49.0	-	-	39.2
Creatinina (mg/dl)	0.7 - 1.4	-	-	0.6
Amilasa (U/L)	826-1879	-	-	402.4
Sodio (mEq/L)	138 -158	-	-	151
Potasio (mEq/L)	3.8 - 5.8	-	-	5.2
Fósforo (mEq/L)	2.9 - 8	-	-	4.8
Gama glutamiltransferasa	1.0-19	-	-	4.5
Cloruros (mEq/L)	100 - 124	-	-	109.5

Microparásitos. Los análisis serológicos realizados en el laboratorio especializado para la detección de la presencia de *Leptospira interrogans* en los cánidos capturados dieron negativo en todas las muestras, para las especies *Leptospira interrogans*, *Babesia canis* y *Ehrlichia canis*.

Macroparásitos. Se colectaron cuatro individuos de *Pulex simulans* en la zorra capturada en 2013, mientras que los animales capturados en 2014, el primer animal de ese periodo corresponde al que se le realizó la necropsia (Z1) fue el que presentó el mayor número de especies de pulgas (n=4) con respecto al resto de los cánidos analizados, con dos machos y dos hembras de *Ctenocephalides canis*, cinco machos y dos hembras de *Ctenocephalides felis*, cuatro machos de *P. simulans*, seis machos y 19 hembras de *Echidnophaga gallinacea*, Z2 de este periodo de captura no presentó ectoparásitos y Z3 registró dos machos y seis hembras de *P. simulans* y nueve ninfas y un adulto de *Ixodes* sp.

Para 2015, se capturaron seis zorras grises, Z1 presentó tres hembras de *Euhoplopsillus glacialis affinis*, Z2 tuvo cuatro hembras y un macho de *E. glacialis affinis*, Z3 registró dos hembras de *Pulex simulans*, Z4 presentó tres hembras y un macho de *Pulex simulans* y un macho de *E. glacialis affinis*, Z5 presentó siete machos y cinco hembras de *Pulex simulans* y Z6 presentó siete hembras y seis machos de *Pulex simulans* y cinco hembras y tres machos de *E. glacialis affinis* (imágenes ver anexo 2).

Necropsia. A finales de septiembre de 2013, se encontró una zorra atropellada a 1.5 km de la entrada del PANEC, sobre la carretera a Huimilpan. El animal tenía aproximadamente 48 horas de haber sido atropellada por lo que la necropsia para la búsqueda de parásitos sólo permitió colectar nematodos de las especies *Physaloptera praeputialis* (una hembra en estómago y un macho en intestino delgado) y de *Toxocara canis* (10 hembras, un macho en

intestino delgado), la segunda ya había sido registrada en organismos del PANEC (Hernández-Camacho et al., 2011), no se realizó análisis histopatológico por la condición del cadáver.

Los datos de la necropsia de Z1 del periodo de 2014 indicaron que, pese a que el animal estaba dentro del rango de peso y talla esperado para la especie, presentaba una condición física tres, con ligera deshidratación (com. pers. Guerrero-Carrillo, 2014). El aparato digestivo estaba vacío y debido a que el animal llevaba más de 24 horas de muerto, no se encontraron endoparásitos. El análisis histopatológico no presentó ningún cambio aparente.

Análisis de excretas. Se realizó un análisis de cinco excretas colectadas durante el periodo de captura en 2014 a lo largo de los caminos en donde se colocaron las trampas y se registraron huevos de las especies *Uncinaria stenocephala* y *Strongyloides stercolaris*, ambos registrados previamente en el PANEC. De los animales capturados, no se obtuvo muestra de heces.

Reserva Comunitaria Zibatá (RCZ)

Se usó como referencia de la abundancia de los hospederos el estudio Hernández-Camacho y López-González (2009), en donde se obtuvo un valor de abundancia para la zorra gris de 2 ind/km² en selva baja caducifolia, mientras que para los coyotes se consideró la información Bekoff (1977), Huxley y Servín (1992), Carreón-Hernández (1998) e Hidalgo-Mihart *et al.* (2004).

En noviembre de 2013 se capturaron dos zorras grises (dos machos) y un coyote (una hembra) en 45 noches-trampa con un 6.6% de éxito de captura mientras que en enero de 2014, fueron capturados un total de cinco cánidos, tres coyotes (un macho y dos hembras) y dos zorras grises (un macho y una hembra) en un total de 140 noches trampa con un 3.57% de éxito de captura, mientras que en enero de 2015, con dos zorras capturadas (una hembra, un macho) en 120 noches trampa, se tuvo un éxito de captura del 1.6%.

Biometría y perfil bioquímico. Los datos obtenidos de biometría hemática de los animales capturados durante noviembre de 2013 se muestran en el cuadro 3.5, la muestra de suero fue insuficiente para el perfil bioquímico y para la realización de análisis serológicos para la búsqueda de patógenos, por lo que se dio prioridad a éstos últimos, los datos de los animales del periodo 2014 y 2015 se muestran en los cuadros 3.6 y 3.7, respetivamente:

Cuadro 3.5. Datos de la biometría hemática de los cánidos capturados durante noviembre de 2013 en la RCZ. Los valores de referencia para ambas especies son de Hernández-Camacho et al. (2010).

Biometría hemática	Valores de referencia: Zorra Gris	Valores de referencia: Coyote	C1	Z1	Z2
Eritrocitos (/μL)	4.8-7.8	4.22-8.2	5.39	5.95	7.62
Hematocrito (%)	26-55	31.5-66	0.48	43	45
Hemoglobina (g/L)	89-178	110-208	162.7	149	151.51
VGM (μ ³)			89.05	72.3	59.05
CMGH (%)	26.3-36	25.5-47.7	338.9	347	333.6
Leucocitos (10 ⁹ /L)	3.9-17.4	5-20.8	17.55	29.05	19.35
Neutrófilos segmentados (10 ³ /ml)	2.03-13.8	0-0.26	8.95 (51%)	84%	10.44 (54%)
Neutrófilos no segmentados (10 ³ /ml)	0-4.55	0-0.26	-	89%	-
Linfocitos (10 ³ /ml)	0.16-5.11	0.325-3.92	1.40 (8%)	11%	3.48 (18%)
Monocitos (10 ³ /ml)	0.064-0.92	0.058-1.17	3.86 (22%)	-	2.51 (13%)
Eosinófilos (10 ³ /ml)	0.055-2.48	0.18-4.03	3.33 (19%)	-	2.9 (15%)

Cuadro 3.6. Datos de la biometría hemática de los cánidos capturados durante enero de 2014 y 2015 en la RCZ. Los valores de referencia para ambas especies son de Hernández-Camacho *et al.* (2010).

Biometría hemática	Valores de referencia: Zorra Gris	Valores de referencia: Coyote	C1	C2	C3	Z1	Z2	Z1	Z2
			2014					2015	
Eritrocitos	4.8-7.8	4.22-8.2	5	6.14	5.28	6.4	7.39	5.78	6.76
Hematocrito (%)	26-55	31.5-66	45	55	53	48	45	46	42
Hemoglobina (g/L)	89-178	110-208	150	183.3	179.3	162.7	150.76	154.3	140
VGM			90	89.5	100.37	75	60.89	79.58	62.13
CMGH	26.3-36	25.5-47.7	333.3	333.2	338.3	338.9	335	335.4	333
Leucocitos (10 ⁹ /L)	3.9-17.4	5-20.8	19.5	9.6	19.05	26.45	29.9	23.05	13.6
Neutrófilos segmentados (10 ³ /ml)	2.03-13.8	0-0.26	14.82 (76%)	6.3 (66%)	17.52 (92%)	21.68 (82%)	26.97 (93%)	18.56 (79%)	12.10 (89%)
Neutrófilos no segmentados (10 ³ /ml)	0-4.55	0-0.26	2.1 (1%)	-	-	-	-	-	-

Linfocitos (10 ³ /ml)	0.16-5.11	0.325-3.92	1.17 (6%)	1.15 (12%)	0.57 (3%)	2.11 (8%)	0.89 (3%)	2.9 (13%)	-
Monocitos (10 ³ /ml)	0.064-0.92	0.058-1.17	1.36 (7%)	0.86 (9%)	0.95 (5%)	2.11 (8%)	0.89 (3%)	1.84 (8%)	1.49 (11%)
Eosinófilos (10 ³ /ml)	0.055-2.48	0.18-4.03	2.34 (12%)	1.24 (13%)	-	0.52 (2%)	-	-	-

Cuadro 3.7. Datos del perfil bioquímico de los cánidos capturados en la RCZ durante enero de 2014, no hubo datos para 2015. Los valores de referencia para ambas especies son de Hernández-Camacho *et al.* (2010).

Perfil Bioquímico	Valores de Referencia: Zorra gris	Valores de Referencia: Coyote	C1	C2	C3	Z1	Z2
Alanina aminotransferasa	28-107	15-133	34	39.4	82.6	111.5	134.7
Aspartato aminotransferasa	16 - 83	23-104	55.3	150.9	388	445.9	248.5
Fosfatasa alcalina (U/L)	2.0 - 21	7.0 - 209	11.7	15	98.9	25.7	26
Proteínas totales (g/dl)	5.5 - 8.1	4.8 - 8.2	6.1	6.5	6.5	5.3	6.9
Albumina (g/dl)	2.7-4.4	2.5 - 3.9	2.4	3.4	3.3	3.1	3.6
Globulinas (g/l)	1.4 - 4.2	2.5 - 3.9	3.7	3.1	3.2	2.2	3.3
Relación A/G	-	-	0.6	1.1	1.03	1.4	1.1
Glucosa (mg/dl)	0-287	57-231	167.5	216.4	77.4	68.7	83.2
Urea (mg/dl)	8.0 - 49.0	8.0 - 48.0	70.3	65	43.7	59.1	76.2
Creatinina (mg/dl)	0.7 - 1.4	0.7 - 2.2	1.1	0.7	0.6	0.5	0.5
Amilasa (U/L)	826-1879	220-1497	432.5	281.7	363.9	395.4	398.3
Sodio (mEq/L)	138 -158	138 -157	140	138	151	136	138
Potasio (mEq/L)	3.8 - 5.8	3.5 - 6.6	3	5.2	4.8	3.2	3.4
Fósforo (mEq/L)	2.9 - 8	2.1 - 7.3	4.5	2.8	6.2	4.8	5.6
Gama glutamiltransferasa	1.0-19	1.0-14	0.1	0.1	0.1	3.4	0.1
Cloruros (mEq/L)	100 - 124	110 - 119	110.5	101.7	110	105.2	109.5

Microparásitos. Los análisis serológicos realizados en el laboratorio especializado para la detección de la presencia de *Leptospira interrogans* en los cánidos capturados dieron negativo en todas las muestras, para las especies *Leptospira interrogans*, *Babesia canis* y *Ehrlichia canis*.

Macroparásitos. En los frotis sanguíneos de Z1 del periodo 2013 se observaron filarias de *Dirofilaria immitis* (Fig. 3.4), por lo que se procedió a una revisión más exhaustiva no invasiva del animal para búsqueda de los nematodos adultos en corazón.

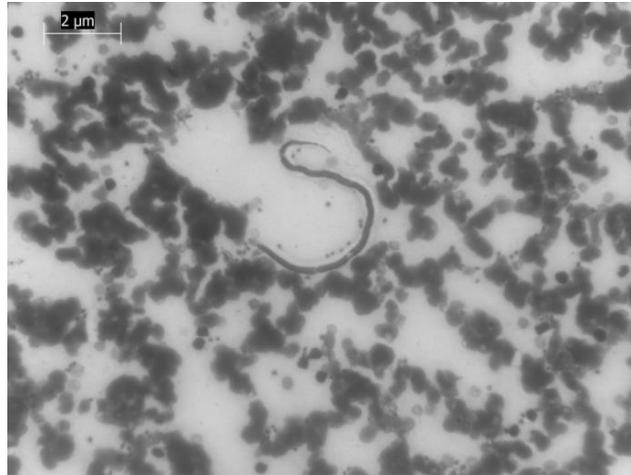


Figura 3.4. Filaria de *Dirofilaria immitis* en frotis sanguíneo de zorra gris.

Siguiendo recomendaciones veterinarias, se le extrajo un ml más de sangre al animal para la realización de una prueba específica de detección de antígeno de *Dirofilaria*, además de la extraída para el hemograma y para el diagnóstico de *L. interrogans*, así como la realización de un ecograma para la búsqueda de nematodos adultos en el corazón (Fig. 3.4). Más detalles sobre el diagnóstico, la relación de parámetros, valores e imágenes del ecograma se encuentran en el anexo 3.

Ectoparásitos. De los cánidos capturados durante 2013, C1 presentó tres hembras de *Pulex simulans*, Z1 registró una hembra de *Pulex simulans* y de *Euhoplopyllus glacialis affinis*, Z2 presentó tres hembras, de *Pulex simulans*, *Euhoplopyllus glacialis affinis* y *Ctenocephalides canis*, respectivamente; mientras que los animales capturados en 2014, los coyotes presentaron *P. simulans* (C1 una hembra, C2 tres hembras y C3 tres hembras y cuatro machos) y *Ctenocephalides canis* (C3 una hembra) mientras que las zorras presentaron *C. canis* (Z1 un macho), *P. simulans* (Z1 un macho y dos hembras y Z2 un macho y tres hembras) y *E. glacialis affinis* (Z2 un macho). Para 2015, Z1 registró un macho de *E. glacialis affinis* y un macho de *Pulex simulans* mientras que Z2 registró cinco hembras y tres machos de *Pulex simulans* y tres hembras y un macho de *E. glacialis affinis* (para imágenes ver anexo 2).

Análisis de excretas. No se obtuvieron excretas de los animales capturados así como tampoco sobre los caminos donde se colocaron las trampas.

Análisis de diversidad y de comunidades componentes de parásitos de *Urocyon cinereoargenteus* y *Canis latrans*

Análisis de diversidad. A continuación se muestran los datos obtenidos del análisis realizado en PAST versión 3x:

Cuadro 3. 8. Índices de Riqueza de especies y de diversidad para las comunidades parasitarias de la zorra gris y el coyote en ambas áreas de estudio.

Índices	PANEC	RCZ	
	Zorra gris	Zorra gris	Coyote
Menhinick (D_{Mn})	0.9167	0.7428	0.4588
Margalef (D_{Mg})	2.012	0.8909	0.3396
Shannon (H')	1.87	0.9518	0.5763
Simpson (D)	0.7881	0.5327	0.3878
Berger-Parker (d)	0.3819	0.6207	0.7368

La comunidad parasitaria de la zorra gris en el PANEC es más diversa que la registrada en la misma especie y en el coyote para la RCZ, lo cual se refleja de manera inversa en el índice de dominancia de Berger-Parker, el cual es más bajo en el caso del PANEC, que en el caso de RCZ, como se muestra en el análisis de la comunidad componente.

Comunidad componente. Para el PANEC, se registraron en este estudio 11 especies de parásitos en *Urocyon cinereoargenteus*, todos de carácter generalista, de los cuales el 54.54% (n=6) son organismos con ciclo de vida directo (ectoparásitos), un 45.45% (n=5) son especies de nemátodos que utilizan una serie de estrategias para llegar a sus hospederos definitivos y pueden o no usar hospederos paraténicos (Anderson, 2009) y sólo una especie, *Dirofilaria immitis*, requiere de un vector para ser transmitida a su hospedero, como son los mosquitos de los géneros *Culex* y *Anopheles* (Anderson, 2009); mientras que para la RCZ, sólo se registraron cuatro especies de parásitos en la zorra gris, todas generalistas, de las cuales tres son especies de ectoparásitos y una de nemátodos, la cual

requiere de vector (*Dirofilaria immitis*), mientras para *Canis latrans*, sólo se registraron dos especies de ectoparásitos generalistas (cuadro 3.10).

Cuadro 3. 9. Relación de especies de parásitos por especie de hospedero por localidad.* Datos obtenidos de excretas de *Urocyon cinereoargenteus* en los puntos de trapeo del PANEC.

	<i>Urocyon cinereoargenteus</i>	<i>Canis latrans</i>
Localidad		
Parque Nacional El Cimatario	<i>Dirofilaria immitis</i> <i>Physaloptera praeputialis</i> <i>Toxocara canis</i> <i>Uncinaria stenocephala</i> * <i>Strongyloides stercoralis</i> * <i>Pulex simulans</i> <i>Ctenocephalides canis</i> <i>Ctenocephalides felis</i> <i>Hoplopsyllus glacialis affinis</i> <i>Echidnophaga gallinacea</i> <i>Ixodes sp.</i>	
Reserva Comunitaria Zibatá	<i>Dirofilaria immitis</i> <i>Pulex simulans</i> <i>Ctenocephalides canis</i> <i>Hoplopsyllus glacialis affinis</i>	<i>Pulex simulans</i> <i>Ctenocephalides canis</i>

A continuación se muestra la caracterización de las comunidades componente (cuadro 3.10):

Cuadro 3.10. Caracterización de comunidades componentes de parásitos de *Urocyon cinereoargenteus* y *Canis latrans*.

Especies	<i>Urocyon cinereoargenteus</i>		<i>Canis latrans</i>
	PANEC	RCZ	RCZ
Hospederos examinados	11	6	4
Núm. Total de especies de parásitos	11	4	2
Núm. de especies componentes	2	4	2
% Especies generalistas	100	100	100
% Especies especialistas	0	0	0
% Especies alogénicas	54.54	75%	0

% Especies autógenas	45.45	25%	100
Núm. parásitos individuales	124	29	19
% Parásitos generalistas	100	100	100
% Parásitos especialistas	0	0	0
% Parásitos alogénicos	12.9%	96.55%	0
% Parásitos autógenos	87.09%	3.45%	100
Índice de Berger-Parker	0.3629	0.6206	0.7388
Especie dominante	<i>Pulex simulans</i>	<i>Pulex simulans</i>	<i>Pulex simulans</i>

DISCUSIÓN DE RESULTADOS

Este estudio se ha caracterizado por el surgimiento de nuevas situaciones que han tenido un efecto directo en la obtención de información a lo largo del trabajo de campo. Pese a que la tiletamina es una droga gentil para el uso en fauna silvestre y es el anestésico recomendado para la zorra gris (Kreeger y Arnemo, 2007) al menos para las poblaciones del norte de su distribución, es interesante observar que las poblaciones suburbanas de Querétaro presentan algunos efectos secundarios, como es la hipotermia. En este caso, todos los animales capturados presentaron una baja de temperatura (35°C) lo que requirió su traslado a las instalaciones de la Facultad de Ciencias Naturales en donde se tuvo acceso a personal veterinario para su tratamiento y control, lo que aseguró su liberación posteriormente sin efectos secundarios.

Los datos de biometría hemática y del perfil bioquímico obtenidos se mantuvieron dentro de los valores de referencia para ambas especies, sin embargo, es importante hacer notar que todos los animales, con excepción de la zorra gris macho capturada en enero de 2015 en el PANEC, presentaron una condición física pobre según valoración veterinaria, lo cual no se había presentado en los animales capturados en periodos previos de captura. Esta situación podría estar relacionada con la presencia de las jaurías de perros ferales que se han detectado en el PANEC en los últimos cinco años; la competencia intragremio, en donde ambas especies de cánidos compiten por los mismos recursos y puede terminar con la extirpación de una de las dos especies competidoras, generalmente con la de menor tamaño (Lenth *et al.*, 2008; Vanak y Gompper, 2009; Reed y Merenlender, 2011; Young *et al.*,

2011; Hughes y MacDonald, 2013), podría ser la responsable en este caso de la condición física de la zorra gris en el parque nacional.

Debido a que este estudio no consideró el análisis de la ecología espacial de los animales durante los periodos de captura, no se puede determinar qué factores pudieran estar afectando el éxito de captura, lo cual sería recomendable en próximos estudios de monitoreo de salud ecosistémica con el sistema centinela. Los periodos de captura en el PANEC comenzaron con un éxito de captura muy bajo (1.42%) y culminaron con un éxito de captura importante (6.1%) mientras que RCZ presentó inicialmente un éxito de captura de 6.6% pero terminó con uno muy bajo (1.6%) como se aprecia en la Fig. 3.5.

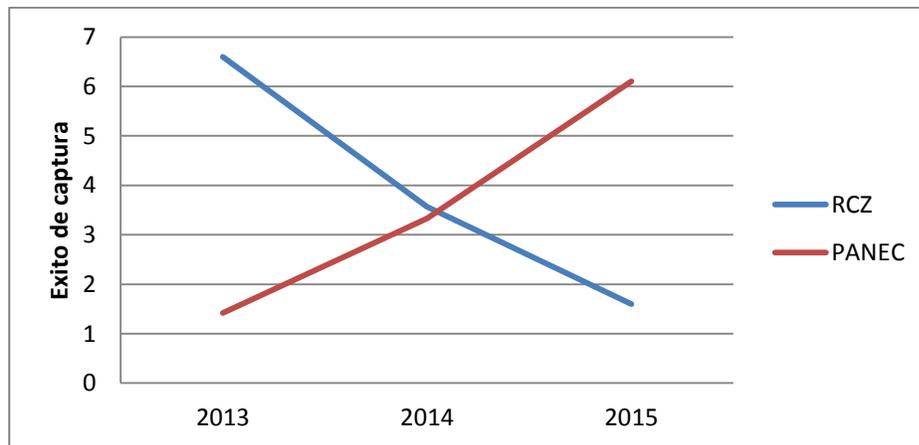


Figura 3.5. Relación del éxito de captura por localidades.

En el periodo de captura de 2015, las seis zorras grises fueron capturadas a lo largo de un kilómetro sobre el camino principal del PANEC, esto nunca se había presentado en periodos previos, considerando que la densidad poblacional estimada para *U. cinereoargenteus* para esta área es de 2 ind/km² (Hernández-Camacho y López González 2009); este camino se ubica hacia la cara norte del PANEC, justo en la zona en donde se han registrado con mayor frecuencia las jaurías de los perros ferales (com. pers. Dirección del PANEC, 2015), esto podría tener efecto en el cambio en la distribución, abundancia y movimientos exploratorios de las zorras grises, las cuales evitarían las zonas con una mayor presencia de perros ferales, seleccionando aquellas que brindarían mayor protección (una mayor pendiente, ambiente rocoso, vegetación más cerrada) pero a costa de la

disponibilidad de recursos (George y Crooks, 2006; Reed y Merenlender, 2011; Young *et al.*, 2011; Hughes y MacDonald, 2013).

Mientras que en el caso de RCZ, el proceso de fragmentación de los parches remanentes de hábitat por la apertura de nuevos caminos para la construcción de nuevas áreas residenciales a lo largo de los tres años de captura de hospederos, pudo haber tenido efecto en la disminución del éxito de captura, ya que, aunque la zorra gris y el coyote sean tolerantes a la fragmentación y a la presencia humana, si estas condiciones aumentan, eventualmente se retirarán del área (Harrison, 1997; Gehring *et al.*, 2003).

El análisis de diversidad es interesante, siendo la comunidad parasitaria del PANEC más diversa que la comunidad de la RCZ, pese a que se considera que el PANEC, debido a que ha estado sometido a distintos regímenes de reforestación con la introducción de especies exóticas (Baltasar *et al.*, 2004) y que la cobertura vegetal de la RCZ está constituida por vegetación nativa en un mejor estado de conservación; sin embargo, el análisis de la comunidad componente de macro parásitos en ambas localidades, está formada por parásitos generalistas, la mayoría autogénicos, que no requieren de hospederos intermediarios, aunque sí cuentan con una serie de estrategias que les permiten incrementar la posibilidad de contacto con el hospedero definitivo como es la hipobiosis, la transmigración placentaria y mamaria (Anderson, 2009).

Con base en la bibliografía revisada para Estados Unidos y Canadá sobre la parasitofauna de *U. cinereoargenteus* y *Canis latrans* (ver anexo 1), sí existen registros de especies de parásitos con ciclo complejo que requieren de al menos dos especies de hospederos intermediarios, para la parasitofauna de ambas especies de hospederos, pero en este estudio, no se registró ninguna especie con estas características, lo cual es un requisito para la funcionalidad del sistema centinela propuesto, sin embargo, es posible explorar si en este caso, los parásitos generalistas y no los especialistas pueden ser útiles para el modelo considerando las características específicas de El Cimatarío (ver siguiente capítulo).

Es importante mencionar que la especie dominante de la comunidad en ambas localidades, *P. simulans*, es la especie más común de pulga registrada en esta especie de carnívoro en Estados Unidos y que indica que puede existir contacto directo de estos

cánidos silvestres con los perros domésticos que habitan en los alrededores o con los perros ferales que están presentes en el área (Dobler y Pfeffer, 2011); históricamente El Cimatarío ha sido un paisaje importante de carácter sagrado y productivo desde el siglo XVI tanto para la población indígena como para los conquistadores españoles durante la época de la Colonia (Escobar 2002, Valencia 2010), lo cual podría haber tenido efecto en la extirpación a largo plazo de dichas comunidades de parásitos de ciclo de vida complejo.

Hasta el momento, no han sido detectadas especies de micro parásitos que usen a las especies de artrópodos parásitos registradas como vectores, pese a los análisis realizados en laboratorio especializado para el diagnóstico de *Ehrlichia canis* o *Babesia canis*, sin embargo no se descarta la posibilidad y se recomienda el monitoreo regular de las poblaciones de los cánidos silvestres para evitar cualquier posible epizootia o zoonosis de importancia a mediano o largo plazo.

Es importante hacer notar que las especies de parásitos registradas en estas especies de cánidos silvestres son especies cosmopolitas, que pueden estar presentes en varias familias del orden Carnívora, sin embargo, esto podría cambiar considerando la diversidad biológica y topográfica del país, en donde incluso se podría esperar el registro de nuevas especies de parásitos.

IV. Análisis factorial del nicho ecológico de la zorra gris (*Urocyon cinereoargenteus*) y su relación con la disponibilidad de hábitat para la comunidad parasitaria de este cánido en El Cimatario, Querétaro.

INTRODUCCIÓN

Vivimos en un mundo cambiante, la pérdida de hábitat y de la biodiversidad por actividades humanas productivas o el cambio climático global cuyos efectos se han acelerado sobrepasando las expectativas del IPPC en los últimos años, son dos de las amenazas más importantes para las propuestas de conservación a nivel mundial (Lawler *et al.*, 2009; Loarie *et al.*, 2009; Mawdsley *et al.*, 2009; Kannan y James, 2009; Heller y Zavaleta, 2009; Turner *et al.*, 2010).

Como consecuencia de estos cambios, la funcionalidad de los ecosistemas ha comenzado a deteriorarse debido a la alteración de los patrones y procesos que les dieron origen (Karr, 1996; Rapport *et al.*, 1998a; Rapport *et al.*, 1998b; Alonso-Aguirre *et al.*, 2002), la utilización de especies centinelas que permitan una evaluación rápida de la salud ecosistémica a través de sus características ecológicas y biológicas específicas ha recibido mucha atención recientemente y es la base conceptual de este estudio la cual ha sido explicada en la parte introductoria del escrito. El potencial del uso del sistema parásito-hospedero como indicadores de la salud ecosistémica se refuerza si se considera que una de las partes de este sistema centinela, los hospederos, de manera individual, también cumplan con estas características, como es el caso de los cánidos silvestres según lo propuesto por Alonso-Aguirre (2009).

Esta propuesta del sistema centinela formado por los cánidos silvestres y su carga parasitaria puede ser visualizada espacialmente, lo que permitiría la identificación de áreas con hábitat potencialmente en mejor estado de salud que en aquellas donde no sea registrado el sistema centinela, por lo tanto, es necesario evaluar el hábitat físico disponible para las dos partes que componen dicho sistema, tanto para los parásitos, como para los hospederos en el área en donde se distribuyen.

El área de distribución de una especie es una expresión compleja de su ecología e historia evolutiva, determinada por diversos factores que operan a diferentes escalas e intensidad como son las variables abióticas del clima, topografía, temperatura, humedad, entre otras; así como de variables bióticas como son las interacciones positivas y/o negativas que tienen un efecto directo en la sobrevivencia de las poblaciones de dichos organismos (Guisan y Zimmermann, 2000; Guisan y Thuiller, 2005; Soberón y Townsend, 2005), por lo tanto, si extrapolamos esto para definir el área de distribución de una interacción biológica como es el caso del parasitismo, la complejidad se incrementa (Haverkost *et al.*, 2010).

Los patrones de riqueza de los parásitos son consecuencia del seguimiento evolutivo y ecológico que hacen éstos a sus hospederos, por lo tanto, los parásitos tienen la posibilidad de encontrarse en la misma área de distribución de sus hospederos si existen las condiciones bióticas y abióticas del hábitat físico que así lo permitan (Poulin, 1998a, Poulin y Morand, 2000; Harris y Dunn, 2010), esto a su vez, es considerado como su nicho ecológico o fundamental, concepto propuesto por Hutchinson en 1957 quien lo define como un hipervolumen n-dimensional constituido por las tolerancias y requerimientos para la sobrevivencia de una especie determinada (Townsend *et al.*, 2008).

En los últimos años, el desarrollo del modelaje predictivo de la distribución de las especies se ha transformado en una herramienta importante para resolver problemas en ecología, biogeografía, evolución y más recientemente, en medicina de la conservación e investigación en cambio climático (Guisan y Thuiller, 2005), en los últimos años, se han realizado una gran variedad de estudios sobre el modelaje de la distribución potencial de las especies de parásitos y de sus vectores, sobre todo de aquellos de interés comercial para la salud animal y humana como son los trabajos sobre la distribución de *Trypanosoma* y *Leishmania* spp., sus vectores y hospederos (Townsend *et al.*, 2002; Nieto *et al.*, 2006; González *et al.*, 2010, Costa *et al.*, 2012), de garrapatas como vectores de enfermedades infecciosas (Estrada-Peña, 2008, Porreta *et al.*, 2013) o de *Necator americanus* en la población humana de Brasil (Mudenda *et al.*, 2012) por mencionar algunos ejemplos; esta propuesta de modelaje predictivo se considera como una de las aproximaciones más prácticas logísticamente para el estudio de las comunidades parasitarias en general (Poulin,

2014). Estas herramientas del modelaje permiten el análisis de la distribución de las especies que consideran los valores de presencia-ausencia de las mismas para el análisis como es el caso de MAXENT, GARP o BIOCLIM (Haverkost *et al.*, 2010, Pickles *et al.*, 2013), sin embargo, la obtención de los valores de ausencia de una especie son más complicados de obtener que los valores de presencia, ya que es indispensable confirmar que un hábitat no puede albergar a una determinada especie y que los datos de ausencia no sean consecuencia de un error en el trabajo de campo (Hirzel *et al.*, 2002; Pearce y Boyce, 2006).

Como se ha mencionado con anterioridad, los estudios enfocados hacia la composición parasitaria de *Urocyon cinereoargenteus* y *Canis latrans* han sido escasos (Hernández-Camacho *et al.*, 2011; Hernández-Camacho *et al.*, 2012a) y esto ha generado un vacío de información sobre la parasitofauna de los cánidos silvestres en México. Para paliar esta desventaja sobre la carencia de datos de ausencia de las especies y utilizar sólo los datos de presencia, se desarrolló una aproximación multivariada al análisis de la distribución de especies que utiliza como base el concepto del nicho fundamental, el análisis factorial del nicho ecológico (Ecological-Niche Factor Analysis, ENFA en inglés), el cual permite el análisis de variables ecogeográficas y su relación con los datos de presencia que se hayan registrado en un área en particular; de esta forma se obtendrá un modelo espacial que nos permita identificar las áreas de hábitat que sean adecuadas para la presencia de la especie, o en este caso, para la presencia del sistema parásito- hospedero, usando los datos obtenidos a lo largo de 12 años de trabajo con la zorra gris en el Parque Nacional El Cimatario (PANEC), lo que permitiría la identificación de zonas de hábitat disponible para el sistema parásito-hospedero y a su vez, confirmar su potencial como sistema centinela de la salud ecosistémica.

Por lo tanto, el objetivo de este estudio fue examinar la relación entre la estructura y composición de la comunidad parasitaria de la zorra gris (*Urocyon cinereoargenteus*) con las variables ambientales seleccionadas para generar el modelo del hábitat disponible para el sistema centinela en el Parque Nacional El Cimatario.

MATERIALES Y MÉTODOS

Area de estudio. La descripción del Parque Nacional El Cimatario se presenta en el capítulo correspondiente.

Elaboración de bases de datos. Se elaboró una base de datos sobre la abundancia y riqueza de los parásitos de la zorra gris del PANEC desde 2003 hasta 2015, que incluye registros de parásitos en excretas considerando el conteo de los huevos observados en los análisis copro parasitológicos bajo el supuesto de que cada huevo es equivalente a un adulto potencial (ver capítulo anterior para descripción de técnica de análisis), de ectoparásitos presentes en los hospederos capturados y endoparásitos obtenidos de las necropsias realizadas, con la georeferencia para cada uno de los 152 registros individuales de las 18 especies de parásitos asociados a los hospederos o al punto de colecta de la excretas que incluyen bacterias, nemátodos y artrópodos, con su correspondiente identificación para cada uno.

La selección de las variables ecogeográficas incluyó aquellas que son relevantes para la especie hospedero, la zorra gris, se consideró el sexo y peso del animal y las variables ecogeográficas (VEG) siendo éstas la altitud, tipo de vegetación dado en este caso como la representación visual de un índice normalizado diferencial de vegetación (NDVI en inglés) del 2014 del PANEC, considerado como el más reciente y generado en el Centro Queretano de Recursos Naturales (CQRN), el cual permite estimar y evaluar la productividad primaria en base a la radiación emitida por la vegetación, tipo de vegetación, estacionalidad categorizada como lluvias y estiaje, con los valores de precipitaciones mínima, máxima y acumulada de la localidad y valores de temperaturas observadas en el momento de la captura/colecta, mínima, máxima y media de la localidad (PEACC, 2014).

Descripción del modelo. El análisis factorial del nicho ecológico (ENFA en inglés) es un estudio multivariado que permite evaluar la distribución geográfica de una especie solamente con datos de presencia y no de ausencia lo cual es indispensable en otro tipo de modeladores espaciales, esto permite construir un mapa de disponibilidad de hábitat al realizar una serie de correlaciones entre las variables ecogeográficas y los puntos de registro de la especie en particular (Calenge *et al.*, 2008; Basille *et al.*, 2008; Xuezhi *et al.*, 2008 y 2009).

El ENFA utiliza dos conceptos principales o ejes, la *marginalidad*, considerada como la media de los requerimientos de las especies la cual difiere de la media global de una variable en particular y la *especialización*, la cual es la medida de la restricción del nicho relativa a la distribución de los puntos disponibles, por lo tanto, el nicho ecológico, desde la visión del ENFA, se refiere al sub-juego de células en el espacio ecogeográfico donde la especie n tiene la probabilidad razonable de ocurrir, por lo que el nicho, al ser multivariado y siguiendo el concepto de Hutchinson en 1957 sobre el nicho ecológico, puede ser cuantificado en cualquiera de sus ejes por los índices de marginalidad y especialización (Calenge *et al.*, 2008; Basille *et al.*, 2008; Xuezhi *et al.*, 2008 y 2009).

Para la realización del análisis del nicho ecológico, se obtuvieron los factores correspondientes a la marginalidad y a la especialización de las capas en formato raster de las variables ecogeográficas y de la capa de los registros de los parásitos. Cada celda de la capa de una variable ecogeográfica contiene el valor de una variable n del total de un valor continuo para toda la capa, mientras que la capa de los registros, contendrá valores de 0 y 1, siendo el 1 interpretado como la presencia de dicha especie en esa celda; por lo tanto, una vez que se han unido las capas, cada celda estaba asociada a un vector, cuyos componentes fueron los valores de todas las capas de las variables ecogeográficas (Hirzel *et al.*, 2002; Calenge *et al.*, 2008; Basille *et al.*, 2008; Xuezhi *et al.*, 2008 y 2009).

Si la distribución es multinormal, entonces la dispersión de los puntos tendrá la forma de una hiper elipsoide. Las celdas donde se tiene el registro de la especie X constituyen un sub juego de la distribución global, que en este caso, equivaldría a toda el área de El Cimatario, por lo tanto, se representarían como una hiper elipsoide más pequeña dentro de la hiper elipsoide total (Hirzel *et al.*, 2002; Calenge *et al.*, 2008; Basille *et al.*, 2008; Xuezhi *et al.*, 2008 y 2009).

El primer factor, la marginalidad (M), es la línea recta que pasa a través de los centroides de dos elipsoides y corresponde a la distancia entre los centroides, cuya fórmula es:

$$M = \frac{|m_G - m_S|}{1.96\sigma_G}$$

En donde M es la diferencia absoluta entre la media global (m_G) y la media de la especie (m_S), dividida entre 1.96 de la desviación estándar (σ_G) de la distribución global (Hirzel et al., 2002; Calenge *et al.*, 2008; Basille *et al.*, 2008; Xuezhhi *et al.*, 2008 y 2009).

Para obtener los factores de especialización, el sistema de referencia debe de modificarse para transformar las hiper elipsoides de las especies a una forma esférica. El primer factor de especialización es aquel que maximiza la varianza de la distribución global mientras permanece ortogonal al factor de marginalidad. Los otros factores de especialización se obtienen por medio de una extracción, cada uno se va eliminando de una dimensión a la vez, hasta que son extraídos en su totalidad (Hirzel et al., 2002; Calenge *et al.*, 2008; Basille *et al.*, 2008; Xuezhhi *et al.*, 2008 y 2009), la fórmula de la especialización es:

$$S = \frac{\sigma_G}{\sigma_S}$$

En donde la especialización (S) es el radio de la desviación estándar de la distribución global (σ_G) dividido entre el de la especie (σ_S) (Hirzel et al., 2002; Calenge *et al.*, 2008; Basille *et al.*, 2008; Xuezhhi *et al.*, 2008 y 2009).

Conforme los factores de la especialización son eliminados con base en un orden decreciente, se puede identificar que los primeros factores son los que aportan más información sobre la especie.

Normalización de los datos. Se realizó una transformación Box-Cox en el programa Minitab 17 Statistical Software (2010) para la normalización de los datos de abundancia de parásitos y de las variables ecogeográficas, a través de la revisión de la desviación estándar más pequeña para obtener Lambda (λ) = ± 5 , con un 95% de grado de confianza, en donde se arroja un valor estimado, con dos niveles de confianza, uno superior y el otro inferior. Para el caso de la abundancia de los parásitos, se realizó la transformación Box-Cox, considerando el sesgo en la colecta tanto de parásitos adultos como de estadíos de

dispersión y el uso de valores cualitativos diagnósticos para *Leptospira interrogans*, en este último caso, se usó la cantidad de serovariedades detectadas en la prueba de microaglutinación de diagnóstico veterinario.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN.

Desafortunadamente, la información disponible de las variables ecogeográficas no fue adecuada tanto en calidad como en cantidad para el procesamiento de los datos y la realización del ENFA, como se puede comparar con otros estudios que utilizan dicha metodología en donde se pueden contar arriba de 20 variables ecogeográficas para generar un modelo lo más cercano a la realidad, sin embargo, para el caso de El Cimatario, pese a ser un área natural protegida de gran importancia para la ciudad de Querétaro, sólo se cuenta con información disponible de ocho capas con la suficiente calidad para la realización de un análisis como el ENFA.

Por mencionar un ejemplo de la carencia de la información y del requerimiento de la precisión de la misma, para generar la información requerida de temperatura, precipitación y humedad, las cuales son variables indispensables para la sobrevivencia en el ambiente de las especies de parásitos, sería necesaria la colocación de al menos un par de estaciones meteorológicas automatizadas exclusivas del parque, que registraran información a mediano o incluso largo plazo, para identificar las diferencias entre las temporadas de lluvia y estiaje de una manera más puntual como se requiere para este caso, sin embargo, esto no existe actualmente, pese a que en la información disponible de la Comisión Nacional de Aguas para el estado aparece una estación de dichas características en El Cimatario, dicha estación se localiza realmente en pleno Centro Histórico de la ciudad, inicialmente sí se encontraba dentro de los terrenos del parque pero fue reubicada hace más de 20 años y no se ha actualizado la información desde entonces.

Pese a esta limitación, el modelaje de la distribución de parásitos se considera como una aproximación adecuada para el estudio de las comunidades de parásitos considerando que esta metodología puede solventar las dificultades logísticas existentes tanto de equipo de campo, de acceso, legales y económicas con las que se enfrentan los investigadores durante el trabajo con las comunidades de parásitos en general (Poulin, 2014); sin

embargo, hasta el momento, estos estudios han estado enfocados hacia parásitos con alto riesgo zoonótico y de importancia para la salud humana, de los que existe una gran cantidad de información disponible tanto de la biología de los organismos como de las áreas en donde han sido registradas dichas especies (Townsend *et al.*, 2002; Nieto *et al.*, 2006; González *et al.*, 2010 y Costa *et al.*, 2012) y no con comunidades de parásitos en fauna silvestre como es el caso de la zorra gris.

Se considera que la información obtenida sobre la composición y estructura de la comunidad parasitaria de la zorra gris en el parque a lo largo de estos diez años ha sido importante, se cuenta con datos puntuales de más de 150 registros individuales de parásitos, información que se considera no existe un equivalente en otros estudios a lo largo del país, siendo éste posiblemente el primer estudio a largo plazo de la comunidad parasitaria de un carnívoro en México, sin embargo, la falta de información de calidad sobre el hábitat del cánido, además de lo mencionado en el capítulo previo sobre las dificultades logísticas para la captura de los hospederos incluyendo la problemática de seguridad del parque y de la presencia de perros ferales en la zona, constituyen razones de peso para refutar la propuesta inicial del sistema centinela, pese al incremento en la información parasitaria, lo que se abordará en los siguientes capítulos del documento.

De manera colateral, se está planteando la posibilidad de realizar un análisis diferente, de fragmentación de hábitat, similar al realizado en Hernández-Camacho *et al.*, (2009) y hacer una comparación a 10 años de la productividad primaria de El Cimatario con las capas disponibles del ndvi y los registros parasitarios de 2004 y 2014, pero eso será publicado en otro documento.

V. Propuesta piloto de monitoreo de la salud ecosistémica del Parque Nacional El Cimatario, Querétaro, México.

Presentación

Esta propuesta para la implementación del programa piloto de monitoreo de la salud ecosistémica del PANEC, usando a *Urocyon cinereoargenteus* y a sus parásitos como un sistema centinela de la salud ecosistémica está fundamentada en la experiencia obtenida a lo largo de la realización de este proyecto, la cual me sirvió para concluir que sin la erradicación de los perros ferales, lo cuales tienen un fuerte impacto negativo en las comunidades de carnívoros silvestres (ver capítulo III) así como la generación de información geográfica de calidad que permita la elaboración de modelos adecuados para la zona (ver capítulo IV), esta propuesta piloto que hago aquí no podría ser aplicada de manera efectiva. Esta propuesta está organizada siguiendo el formato establecido para los proyectos de especies invasoras de la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP), con la finalidad de ser presentada en su momento a la Dirección del PANEC y gestionar su apoyo económico.

Introducción

Las especies centinela de la salud ecosistémica han sido una de las propuestas metodológicas para identificar, cuantificar y, de ser posible, prevenir y mitigar el efecto negativo de la pérdida de hábitat y de biodiversidad por actividades humanas productivas o el cambio climático global, que ha atraído la atención de investigadores a nivel global (Rapport *et al.*, 1998; Kremen, 2005; Burger, 2006; Müller and Burkhard, 2012). Los cánidos silvestres (zorras, chacales, lobos), cuentan con el potencial de servir como especies centinela de la salud de los ecosistemas según lo propuesto por Alonso-Aguirre (2009); estos carnívoros se distribuyen a nivel global por lo que se encuentran en una gran variedad de hábitats, son resilientes y tolerantes de las actividades humanas, en muchas partes del mundo ocupan el nivel trófico más alto pudiendo permanecer en los ecosistemas perturbados y fragmentados; además, intervienen en la modificación de paisajes al participar en varios procesos ecológicos como son la dispersión de semillas, la regulación de la demografía de especies presa, en la distribución y abundancia de otros meso

depredadores; asimismo, juegan un papel en el ciclo de nutrientes al alimentarse de materia orgánica en descomposición, en los ciclos de parásitos de otros animales, además del valor evolutivo y emocional que tienen los perros para la especie humana (Morrison et al. 1992; Bender et al. 1998; Buskirk, 1999; Miller et al. 1999; Woodroffe, 1999; Sunquist et al. 2001; Crooks, 2002; Gehring et al. 2003; Prough et al. 2009).

La importancia biológica y ecológica de los cánidos silvestres para el funcionamiento de los ecosistemas es innegable, sin embargo, su potencial como especies centinelas de la salud de los ecosistemas necesita ser reevaluada considerando que existirán factores bióticos y abióticos exclusivos de los ecosistemas que podrían tener un efecto negativo en dicho potencial (George y Crooks, 2006; Reed y Merenlender, 2011; Young et al., 2011; Hughes y MacDonald, 2013), como sucede en el caso de la presencia de las jaurías de perros ferales en el hábitat de la zorra gris (*Urocyon cinereoargenteus*). La competencia intragremio, en donde dos especies de cánidos, compiten por los mismos recursos, puede tener efecto en el cambio en la distribución, abundancia y movimientos exploratorios de las zorras grises, las cuales evitarían las zonas con una mayor presencia de perros ferales, seleccionando aquellas que brindarían mayor protección (una mayor pendiente, ambiente rocoso, vegetación más cerrada) pero a costa de la disponibilidad de recursos (George y Crooks, 2006; Reed y Merenlender, 2011; Young et al., 2011; Hughes y MacDonald, 2013). La problemática con los perros ferales es común en los ecosistemas que rodean a las ciudades como Querétaro, en donde se mezcla la infraestructura y las actividades humanas con áreas remanentes de hábitat natural, siendo un ejemplo de esta situación el Parque Nacional El Cimatario.

El Cimatario, nombre que surge de la castellanización de las palabras chichimecas “*simathae*” (coyote) e “*iro*” (macho), es un cono volcánico extinto situado al sur de la ciudad de Santiago de Querétaro, el cual ha sido venerado desde hace cientos de años por la población nativa, asociándolo con dioses chichimecas, teotihuacanos, toltecas, otomíes, purépechas y mexicas (Escobar, 2002, Valencia, 2010), es un paisaje con un alto valor histórico y es hasta finales del siglo XX, en julio de 1982, cuando se le decreta como Parque Nacional (Parque Nacional El Cimatario o PANEC) con el objetivo de que el área estuviera disponible para el uso público, donde la población pudiera hacer uso de las áreas verdes y, considerando su configuración topográfica característica, belleza natural y tradición, era

adecuado para propósitos de conservación, además de funcionar como zona de esparcimiento encaminada a la mejora de las condiciones de vida y bienestar de la población mediante las actividades científicas, educativas o de recreación (Martínez *et al*, 2002, Baltasar *et al* 2004).

Descripción de la problemática

Desde hace 15 años, la Licenciatura en Biología de la Universidad Autónoma de Querétaro se ha estado realizando estudios sobre su flora y fauna ya que es un lugar ideal para el estudio del efecto de la fragmentación del hábitat en los ambientes naturales tanto en las poblaciones de invertebrados como en las de vertebrados a través de cambios en la biodiversidad alfa, del estudio de la ecología espacial de vertebrados en ambientes suburbanos, de la determinación de especies indicadoras de perturbación o de la presencia de patógenos de carácter zoonótico (micro y macroparásitos) que puedan tener el potencial de transformarse en epidemias o epizootias de consideración para la salud pública.

Durante este tiempo, el PANEC pasó de ser un área con el acceso prohibido al público en general, a permitir el acceso desde 2005 al público autorizado por medio de credenciales para la realización de actividades recreativas, lo cual tuvo un efecto en la estructura y composición de las comunidades animales por la entrada de perros domésticos que entran al parque junto con sus dueños así como el incremento en la presencia de los perros ferales, por el abandono de estos animales. En la última década, se ha registrado una disminución en los registros visuales de *Geococix californianus*, *Silvilagus floridanus* y de *Mephitis mephitis*, así como una disminución en los rastros de coyote y zorra gris sobre los caminos y veredas del parque, en áreas monitoreadas durante dos años en 2002-2004, en uno de los caminos se registraron 50 excretas de zorra gris en una semana, lo cual ya no se presentó en 2014, con sólo dos excretas colectadas en el mismo camino y temporada del año.

Esta ausencia de registros, tanto físicos como visuales, es muy similar a la encontrada en otras áreas naturales con el mismo régimen de actividades antropocéntricas, en donde los meso depredadores evitaron las zonas con una mayor presencia de perros ferales, seleccionando aquellas que brindaran mayor protección (una mayor pendiente, ambiente rocoso, vegetación más cerrada) pero a costa de la disponibilidad de recursos (George y Crooks, 2006; Lenth, Kingth y Brennan, 2008; Reed y Merenlender, 2011).

Por lo tanto, si se desea aplicar un plan de monitoreo usando a los cánidos silvestres del PANEC como especies centinelas de la salud del ecosistema del parque, es necesaria la erradicación de las jaurías de perros ferales, para reestablecer la dinámica en la comunidad faunística de El Cimatario.

Objetivos

Objetivo general

Elaborar un plan con estrategias y recomendaciones a mediano y largo plazo que permitan establecer un plan de monitoreo de la salud y manejo de las relaciones faunísticas en el Parque Nacional El Cimatario para restablecer la comunidad de mesocarnívoros silvestres del parque.

Objetivos particulares

1. Elaborar un diagnóstico del estado, distribución y abundancia a través de un monitoreo sistemático de los cánidos silvestres en el PANEC.
2. Establecimiento de un plan de control y/o extirpación de las jaurías de perros ferales que involucre al sector gubernamental, la sociedad y la academia.
3. Realización de un seguimiento sistemático de las poblaciones de cánidos silvestres posterior a la extirpación de las jaurías de perros ferales a mediano y largo plazo.
4. Establecimiento de una serie de estrategias a mediano y largo plazo que mantengan bajo control la presencia de perros ferales en el PANEC.

Elección y descripción de las comunidades de estudio

Localización del área de estudio y características

El Cimatario es el tercer cerro en importancia por su altura en el municipio de Querétaro, está situado al sur de la ciudad de Santiago de Querétaro en las coordenadas 20° 28' 30" y 20° 33' 23" de latitud norte y 100° 19' 37" y 100° 23' 12" de longitud oeste, con una altura máxima de 2 390 msnm, hacia el este presenta una zona plana y una pendiente pronunciada que forma una cañada hacia el oeste. Abarca un área de 2 447. 84 ha en forma de un polígono irregular que se encuentra en fracciones de los municipios de Querétaro, Corregidora y Huimilpan (Martínez *et al*, 2002, Baltasar *et al* 2004).

Geología, suelos y climas

El Cimatarío pertenece a la provincia del Eje Neovolcánico, a la Subprovincia de las Llanuras y Sierras de Querétaro e Hidalgo; está compuesto por rocas ígneas extrusivas del tipo basalto-brecha volcánica, su tipo de suelo en la zona de la estación de microondas es Litosol con Feozem y hacia los alrededores es Vertisol Pélico de textura fina. El clima predominante es del tipo BS_{1k} (semiseco templado), con lluvias en verano, la precipitación promedio anual es de 549.3 mm, la temperatura media anual varía entre 18 y 19°C, con una máxima en mayo de 22 °C (Martínez *et al.*, 2002, Baltasar *et al.* 2004).

Vegetación

Esta topografía se ubica en la Provincia Florística de la Altiplanicie la cual pertenece a la Región Xerofítica Mexicana, donde los climas generalmente son semisecos (BS), la vegetación dominante es el matorral xerófilo. Frecuentemente se encuentran pastizales y bosque espinoso en las partes altas planas (Martínez *et al.*, 2002). En esta zona, se desarrollan cuatro tipos de vegetación: el bosque tropical caducifolio ubicado hacia la parte sur del parque, es una comunidad conservada en cierto grado dado su cercanía con el matorral crasicaule. El matorral crasicaule (variante del matorral xerófilo), circundado hacia el este, sur y oeste, es el que se encuentra en la mayor superficie del parque, principalmente hacia los lugares con poca pendiente o planos; el bosque de encinos localizado hacia la parte sur del parque y el pastizal, el cual se encuentra hacia las partes planas del parque donde colinda con el matorral crasicaule. Los tres primeros son considerados vegetación natural; el pastizal puede ser considerado como secundario o inducido para propiciar el pastoreo o por la tala de la vegetación original, está asociado con las zonas de reforestación y de sobrepastoreo (Martínez *et al.*, 2002, Baltasar *et al.*, 2004) (Fig. 5.1).

Se considera que la vegetación de El Cimatarío está perturbada, los factores principales de alteración son el pastoreo por vacas y cabras, la extracción de leña y las reforestaciones inadecuadas (Martínez *et al.*, 2002, Baltasar *et al.*, 2004).

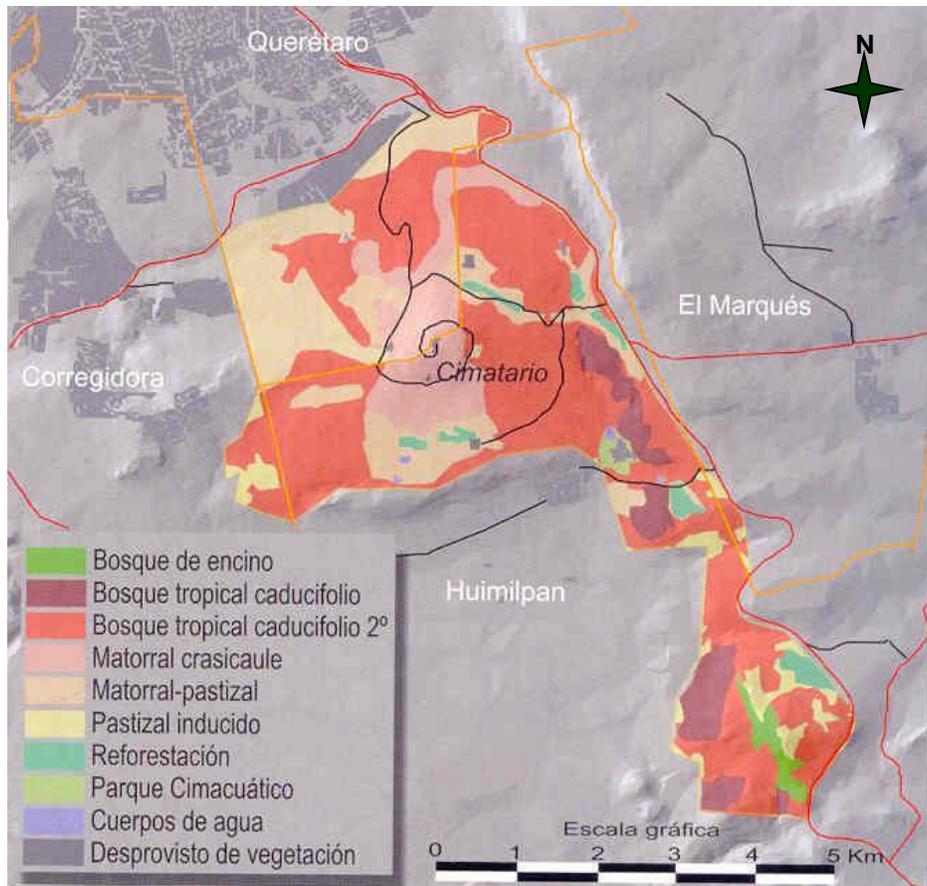


FIGURA 5.1. Tipos de vegetación de El Cimatario (Tomado de Baltasar *et al*, 2004).

Flora

En trabajos sobre la flora de esta área protegida, Martínez *et al* (2002) y Baltasar *et al* (2004) encontraron 104 especies de plantas vasculares nativas distribuidas en 92 géneros y 49 familias, de las cuales la familia Asteraceae es la más diversa. Algunas de estas especies como *Cedrella dugesii* y *Erythrina coralloides* son consideradas dentro de alguna categoría de riesgo según la Norma Oficial Mexicana (NOM-059 ECOL 2001). Entre las especies colectadas en este estudio, 26 tienen algún uso, ya sea actual o potencial. Los usos más comunes son: medicinales (8), comestibles (7), para leña (7), ornamentales (5), forrajeras (5), para cercas vivas (3), para elaborar artesanías (3) y como sustituto del jabón (2). Si bien la mayoría de las especies no se utilizan, hay algunas que presentan usos múltiples y se sobreexplotan como *Bursera fagaroides* (palo xixote) o *Senna polyantha* (palo fierro).

Además de las especies nativas se han introducido al parque 13 especies de árboles, ocho nativos de México pero de otras partes del país como son *Pinus greggi*, *P. michoacana*, *P. cembroides*, *P. montezumae*, *Cupressus lindleyi*, *Fraxinus uhdei*, *Ulmus mexicana* y *Acacia* spp. y cinco del extranjero como *Jacaranda mimosaeifolia*, *Eucalyptus* spp., *Casuarina equisetifolia*, *Schinus molle* y *Melia azederach* (Martínez *et al*, 2002; Baltasar *et al*, 2004).

Vertebrados

En El Cimatario se tienen registrados 84 especies de vertebrados terrestres, un 17.5% de la fauna total de vertebrados terrestres de Querétaro (Padilla *et al*, 1997). El grupo con menor representatividad son los anfibios con cuatro especies, debido a que el parque es considerado como una zona semiárida, en donde los anfibios están restringidos a la época de lluvias. En el caso de los reptiles, se tienen datos sobre 10 especies, de las cuales la víbora de cascabel (*Crotalus molossus*) es la que presenta problemas de conservación por causa del hombre (Martínez *et al*, 2002). Las aves conforman el grupo más numeroso en el parque, con 38 especies, las cuales no han sido asociadas a un tipo de vegetación específico. El segundo grupo con mayor número de especies lo constituyen los mamíferos con 32 taxa registrados para el parque, en donde los roedores y los murciélagos son los más numerosos y abundantes. El Cimatario representa el último refugio de la ciudad de Querétaro para especies como el venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*) (Martínez *et al*, 2002) y el lince (*Lynx rufus*).

Materiales y métodos

Métodos indirectos.

1. **Estaciones olfativas.** Establecimiento de cinco transectos con una longitud de tres kilómetros a lo largo de caminos y veredas del parque en donde se han registrado perros ferales y cánidos silvestres para la estimación de la abundancia de estas especies. Las estaciones olfativas se colocarán en un área plana de aproximadamente un metro cuadrado, la tierra de cada estación se cernirá con una malla de plástico con una abertura de 1 mm, tratando de colocar una cama uniforme de tierra (Wemmer *et al*. 1996). Se colocará un atrayente a distancia (Canine Call, Minnesota Trapline Products) aproximadamente a 1.5 m de altura y a 50 cm de distancia de la

estación, hacia la parte del centro se colocará un atrayente específico (Catnip Oil, Minnesota Trapline Products, o Gray Fox, Minnesota Trapline Products). Las estaciones se activarán a partir de las 18 horas, para ser revisadas a la mañana siguiente, a partir del amanecer, considerando los patrones de actividad de los carnívoros.

2. **Utilización de cámaras-trampa.** Se establecerán 20 estaciones de fototrampeo en el área del PANEC, separadas entre sí un kilómetro. Se realizará un estudio piloto para determinar cuáles son las áreas óptimas para las especies a estimar, una vez que se cuente con la información se establecerán tres periodos de colocación de las cámaras, antes, durante y después del proceso de extirpación de los perros ferales (Chávez et al, 2013). Este monitoreo se hará a mediano y largo plazo como parte de las estrategias de control de esta especie invasora.
3. **Análisis de excretas de perros ferales.** Para determinar si los perros ferales compiten directamente con los carnívoros por las presas potenciales en el PANEC, se coleccionarán las excretas de los perros ferales, de las cuales, un gramo será fijado en alcohol al 96% para su posterior análisis molecular (DNAeasy blood and tissue kit) y así confirmar la identidad del defecante y del contenido orgánico de la misma a través de un análisis de PCR en tiempo real.

Métodos directos.

4. **Ecología espacial de cánidos silvestres.** Para determinar el grado de la presión de las jaurías de los perros ferales con respecto a los cánidos silvestres, será necesario la obtención del ámbito hogareño y los patrones de actividad de estos animales antes y después de la extirpación de los perros ferales, por lo tanto, será necesaria la captura por medio de trampas tipo cebo y trampas de caja tipo tomahawk y la posterior contención química de estos organismos para la colocación de collares radiotransmisores. Este proceso será llevado a cabo siguiendo las normas establecidas por la American Society of Mammalogists para el manejo y contención de mamíferos silvestres, bajo la supervisión del personal veterinario del PANEC (Kreeger y Arnemo, 2007; Hernández-Camacho y López González, 2009; Gannon y Sikes, 2011).

5. **Obtención de muestras para búsqueda de parásitos.** De cada individuo capturado, se extraerá una muestra de 10 ml de sangre a partir de punción en venas cefálica, plantar común o por medio de punción yugular. De dicha muestra, 1.5 ml será colocado en un tubo vacutainer con anticoagulante (EDTA) para la descripción de la biometría hemática, un ml se colocará en un tubo vacutainer sin anticoagulante con tres ml de alcohol al 96% para análisis moleculares (DNAeasy blood and tissue kit) y el resto de la muestra se colocará en dos tubos vacutainer sin anticoagulante para la extracción del suero en laboratorio para el perfil bioquímico sanguíneo y análisis serológicos para determinación de anticuerpos de patógenos más comunes de carnívoros como son *Leptospira interrogans*, *Babesia canis*, *Ehrlichia canis*, *Borrelia* sp. y de estadios larvarios de parásitos como *Dirofilaria immitis*. Durante el periodo de recumbencia, los cánidos serán colocados sobre una manta de color claro para la búsqueda de ectoparásitos (pulgas, ácaros, garrapatas) mediante la inspección a contrapelo de todo el cuerpo del animal durante 30 minutos, usando talco antipulgas para minimizar el desplazamiento de los artrópodos, los cuales serán colectados manualmente con ayuda de pinzas para ser almacenados en recipientes con alcohol al 70%, con su correspondiente etiqueta (Lamothe, 1997).

Análisis de los datos

6. **Estimación de la abundancia.** La abundancia de carnívoros se estimará mediante la fórmula propuesta por Prikhlonski, en la cual se considera el número de veces que un rastro cruza el transecto, por la distancia recorrida en un día:

$$\text{Abundancia} = \text{Individuos} / \text{km}^2 = A \times 1.57 / \text{DMD}$$

Donde A es el número de veces que cruza el rastro y DMD la distancia recorrida en un día (Goszczyński 1989).

7. **Determinación de patrones de actividad.** Los datos obtenidos (coordenadas en UTM de la estación de búsqueda, frecuencia del collar, dirección de la lectura, hora y fecha) de cada collar se procesarán en el programa LOCATE III versión 3.34 para estimar la localización del transmisor, con las cuales se elaborará una base de datos para la determinación del ámbito hogareño, se graficará como polígono de frecuencia el patrón de actividad de cada especie y por sexos, otorgando valores de 1 a las lecturas que indicaron actividad y de 0 para las que señalaron los periodos de

descanso. Un ciclo de 24 horas se dividirá en periodo de cuatro horas y se sumarán las localizaciones correspondientes a cada uno de dichos periodos para observar las diferencias entre el porcentaje de tiempo activo e inactivo de cada uno de los periodos seleccionados para los animales capturados.

8. **Determinación del ámbito hogareño.** El cálculo del ámbito hogareño para cada uno de los carnívoros capturados será estimado por medio del método Kernel Adaptado, a través de la extensión Animal Movement 2.0 (ArcMap; ESRI, 1999). El Kernel Adaptado es un método probabilístico no paramétrico que permite estimar la distribución utilitaria (intensidad de uso de un animal en áreas diferentes) con base en el 95% del total de las localizaciones, de tal manera que excluye movimientos exploratorios ocasionales. Las áreas núcleo de actividad serán determinadas por el 50% de probabilidad de localizar al animal en una zona específica dentro del ámbito hogareño determinado (White *et al*, 1990; White, Saunders y Harris, 1996; Boitani y Fuller, 2000).
9. **Enfermedades y parásitos.** Las comunidades parasitarias de macro parásitos serán analizadas a nivel de comunidad componente por localidad de captura, que incluye a todos los parásitos de una población por especie de hospedero y se determina por el índice de dominancia Berger-Parker ($d = N_{max}/N_t$) lo que permitirá establecer si la composición parasitaria ha sido perturbada debido a la dominancia de determinada especie de parásito considerando su especificidad hospedatoria.
10. **Análisis de disponibilidad de hábitat.** Se crearán modelos de uso de hábitat de los perros ferales con los datos obtenidos de las cámaras trampa y con el análisis de la ecología espacial de los carnívoros.

Realización de talleres.

Se realizarán talleres orientados al público en general, con la participación de las sociedades protectoras de animales y Control Animal municipal para la concientización y el diseño de estrategias que favorezcan el control de las jaurías de perros ferales, ya

sea la captura de los animales o su posible eutanasia humanitaria, llevada a cabo por la dependencia gubernamental correspondiente.

Productos esperados

1. Estimación de la ecología espacial, patrones de actividad y densidad de cánidos silvestres.
2. Incremento de la información disponible sobre las comunidades parasitarias de cánidos silvestres para México.
3. Identificación de áreas potenciales de riesgo de contacto con las jaurías de perros ferales y cánidos silvestres.
4. Creación de un plan de control de las jaurías de perros ferales a largo plazo orientado a la restauración de las poblaciones de cánidos silvestres del PANEC.

Desglose presupuestal

Proveedor	Producto	Número de Catálogo	Precio Unitario	Unidades	Precio Total aproximado con gastos de envío
Qiagen	DNeasy Blood and tissue kit	69504	\$2,400.00	2	\$6,000.00
Consorcio Científico del Bajío S.A. de C.V.	DNA Size STD 50-2000 BP LADDER BIO-RAD	SF1708200	\$2,430.00	2	\$4,860.00
Consorcio Científico del Bajío S.A. de C.V.	CERT AGAROSE, LOW MELT, 125G BIO-RAD	SF1613112	\$9,355.50	1	\$9,355.50
Consorcio Científico del Bajío S.A. de C.V.	CERT AGAROSE, PCR LOW MELT, 500G BIO-RAD	SF1613115	\$2,7189.00	1	\$2,7189.00
Consorcio Científico del Bajío S.A. de C.V.	NA SAMPLE LOAD BUFFER 5X 10ML BIO-RAD	SF1610767	\$526.00	1	\$526.00
Consorcio Científico del Bajío S.A. de C.V.	TBE 10X BUFFER X-RANGE W/NA, 1L	SF1610741	\$1,431.00	1	\$1,431.00
Consorcio Científico del Bajío S.A. de C.V.	50X TAE BUFFER 1LT	SF1610743	\$1,215.00	1	\$1,215.00

Consorcio Científico del Bajío S.A. de C.V.	MULTIPLATE-48, NATL 50/BX BIO-RAD	SFMLP4801	\$2,848.50	1	\$2,848.50
Consorcio Científico del Bajío S.A. de C.V.	MICROSEAL B ADHES, 100/ PK BIO-RAD	SFMSB1001	\$2,754.00	1	\$2,754.00
Consorcio Científico del Bajío S.A. de C.V.	STARTER KIT MIDI TRANSFERPETTE S CE-IVD, 3 PIPETAS	SHLQ704791	\$10,225.00	1	\$10,225.00
Consorcio Científico del Bajío S.A. de C.V.	TRANSFERPETTE S DIG. CERT. CONF. CE-IVD, 0.1-1L	SHLQ704768	\$3,949.23	1	\$3,949.23
Consorcio Científico del Bajío S.A. de C.V.	TRANSFERPETTE S DIG. CERT. CONF. CE-IVD, 0.5-10L	SHLQ704770	\$3,949.23	1	\$3,949.23
DELL	INSPIRON 15 7000 SERIES	LA_BRAD15BDW1601_5 236_R_I7T161TGSW8S	\$21,300.00	2	\$42,600.00

Proveedor	Articulo	catalogo	Precio unitario	Cantidad	Total con gastos de envío
Forestry suppliers	Victor-Oneida Padded Jaw Spring Trap	35798	\$11.50 USD	15	\$3,500
Forestry suppliers	Ketch-All Animal Restraining Pole, 4 ft.	81506	\$99.50 USD	2	\$3,900
Forestry suppliers	Pesola@ Macro-Line Spring Scales 20 kg/40 lbs	93750	\$117.25 USD	2	\$4,000
Forestry suppliers	Pesola@ Macro-Line Spring Scales 10 kg/20 lbs.	93722	\$115.25 USD	2	\$4,500
Forestry suppliers	Garmin GPSMAP 64s GPS	39138	\$299.99 USD	2	\$11,700
Forestry suppliers	Tomahawk Folding Trap. 32 x 10 x 12	36077	\$104.95 USD	15	\$30,600
Telonics	Radiocollar para carnivoros medianos con sensor de movimiento y bacteria de litio			15	\$65,000
Telonics	Equipo de radiotelemetria que incluye receptor y antena			2	\$20,000

Leica	Microscopio Leica DM500		\$33 000 (pesos)	1	\$42,900
Leica	Microscopio estereoscópico Leica EZ		\$38 000 (pesos)	2	\$85,000
Ave óptica	Cámara trampa	Cuddeback Long-Range IR - E2	\$3,295.00 (Pesos)	25	\$107,000
Ave óptica	Binoculares 10x42	Eagle Optics Shrike 10x42	\$2,135.00 (pesos)	4	\$11,000
Consumibles	Guantes de latex, algodón, alcohol, jeringas, anestésicos	Varios	\$15,000	Varios	\$15,000
Pago de servicios a laboratorios especializados	Divet, Experto	Varios	\$30,000	Varios	\$30,000
Mantenimiento de vehiculo	Agencia	Varios	\$30,000	Varios	\$30,000
Organización talleres	Papeleria, reportes, logística	Varios	\$50,000	Varios	\$50,000
Gasolina	Vales de gasolina	Varios	\$30,000	Varios	\$30,000
Pago a responsables de grupo de estudio	Pago anual por responsable	Dos	\$25,000	Dos	\$50,000 (\$250,000)
Pago a personal	Pago mensual, contrato semestral	10 colaboradores	\$4,000	-	\$240,000 (\$480,000 anual)

Presupuesto total (dos años) \$1'534,602.46

Cronograma de actividades

Año 1

Actividades/meses	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
ETAPA 1: Monitoreo PRE-EXTIRPACION DE FERALEs												
Establecimiento de puntos de muestreo y piloto		X										
Establecimiento de estaciones olfativas, colocación de cámaras trampas, captura de animales.	X	X	X									
Radioseguimiento para ámbito hogareño de carnívoros capturados		X	X	X								
Análisis de muestras biológicas (excretas y sangre)	X	X	X									
Análisis de ectoparásitos	X	X	X	X								
Elaboración de bases de datos, anexo fotográfico y análisis preliminar de datos		X	X	X	X							
Organización de taller 1 de presentación de proyecto a sociedades protectoras y Control Animal						X						
Organización de taller 2 para creación de equipos de trabajo para la etapa de extirpación de ferales							X					
ETAPA 2: EXTIRPACION FERALEs												
Organización de cuadrillas con Sociedades protectoras y Control animal						X						
Recorridos intensivos de búsqueda de ferales en el PANEC						X	X					
Colocación de cámaras para monitoreo de nuevo ingreso de ferales						X	X	X	X	X	X	X
Organización de cuadrillas caninas de vigilancia del PANEC								X	X	X		
Análisis de los resultados preliminares obtenidos						X	X	X	X	X		
Elaboración de primer reporte							X	X	X	X	X	
Entrega primer reporte											X	x

AÑO 2

Actividades/meses	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
ETAPA 3: Monitoreo POST-EXTIRPACION DE FERALEs												
Establecimiento de estaciones olfativas, realización de transectos para herpetofauna, colocación de cámaras trampas, captura de animales.	X	X	X									
Radioseguimiento para ámbito hogareño de carnívoros capturados		X	X	X								
Análisis de muestras biológicas (excretas y sangre)	X	X	X									
Análisis de ectoparásitos	X	X	X	X								
Elaboración de bases de datos, anexo fotográfico y análisis preliminar de datos		X	X	X	X							
Organización de taller 3 de presentación de resultados a sociedades protectoras y Control Animal						X						
ETAPA 4: DISEÑO DE PROGRAMA DE RESTAURACION												
Implementación formal de las cuadrillas caninas de vigilancia en el PANEC y monitoreo de sus actividades de búsqueda de ferales.						X	X	X	X	X		
Elaboración de mapas de zonas de riesgo para los cánidos silvestres						X	X					
Creación de material informativo para el público en general sobre el control y efecto de los perros ferales en el PANEC						X	X	X	X	X	X	X
Establecimiento formal del programa de monitoreo de la fauna y vigilancia de los perros ferales a largo plazo en el PANEC								X	X	X		
Elaboración de reporte final						X	X	X	X	X	X	
Entrega de productos y reporte final											X	x

VI. CONCLUSIONES GENERALES

Después de la valoración de los datos obtenidos, se puede concluir que *Urocyon cinereoargenteus* y *Canis latrans* no cuentan con potencial para servir como un sistema centinela de la salud de los ecosistemas ya que no cumplen con las características básicas de los indicadores (fáciles de capturar, rápida obtención de información y acceso barato a los animales) pese a ser los meso depredadores con mayor abundancia en ambientes antropizados como es el caso de las dos localidades usadas en este estudio. Su comunidad parasitaria está constituida por parásitos generalistas, los cuales no cumplen con el postulado inicial de que son los parásitos especialistas, los que pueden servir como indicadores de la salud de los ecosistemas.

La dificultad técnica, la necesidad del uso de equipo especializado, tanto humano como material, un buen soporte económico y el poco acceso a cadáveres para obtener una mayor información de los endoparásitos, son las condiciones detractoras de esta propuesta, pese a lo sugerido por Tabor y Alonso-Aguirre (2004) y Alonso-Aguirre (2009), en donde consideran que los cánidos silvestres en general tienen un buen potencial de servir como especies centinela de la salud de los ecosistemas, es posible que especies de cánidos silvestres que se encuentren en niveles tróficos más altos, como es el caso del lobo, *Canis lupus*, puedan cumplir con estas características, pese a que los meso carnívoros como estas dos especies de cánidos silvestres pueden cumplir como depredadores tope en los ecosistemas perturbados, pero en este caso en particular, no fue así.

Una problemática reciente es el incremento de jaurías de perros ferales en El Cimatario en los últimos cinco años, si bien se había detectado su presencia desde estudios previos en 2003, su presencia no había sido tan intensa y con consecuencias negativas tan severas como ha sido recientemente. Por lo tanto, considerando que la presencia de los perros ferales juega un papel importante en la ecología espacial de los cánidos silvestres de parque y que esto tiene un efecto directo en su carga parasitaria, el programa piloto que se muestra en el capítulo V, está orientado a la extirpación inicial de los perros ferales para permitir que las poblaciones de cánidos silvestres se recuperen y pueden ser monitoreados en otras condiciones, además, en dicha propuesta, se sugiere que es necesario la inclusión del análisis de la ecología espacial de los cánidos silvestres al parejo del monitoreo de su

carga parasitaria. Para la aplicación de modelos espaciales, es necesario la generación de una gran cantidad de datos del punto específico en donde se haya colectado una excreta o se haya capturado un animal, por lo tanto, la búsqueda y ubicación de animales con radiocollar permitiría conocer el patrón de actividad del mismo y de su preferencia del hábitat, la cual también está ligada a la carga parasitaria.

Es indispensable la realización estudios a largo plazo sobre la carga parasitaria de los carnívoros en México, este estudio de tres años permitió duplicar el número de especies de parásitos para la zorra gris en México y de agregar cuatro especies más para el coyote, lo cual no se había hecho pese a la larga historia parasitológica en nuestro país.

LITERATURA CITADA

- Acosta, R.; J. J. Morrone. 2003. Clave ilustrada para la identificación de los taxones supraespecíficos de Siphonaptera de México. *Acta Zoológica Mexicana* 89: 39-53.
- Anderson, R. C. 2009. Keys to the nematode parasites of vertebrates. Archival volume. CABI ed. 480 p.
- Anderson, R. C. 2000. Nematode parasites of vertebrates. Their development and transmission. Second edition. CAB International, Canadá. 578 p.
- Alonso-Aguirre, A., R. S. Ostfeld, G. M. Tabor, C. House, M. C. Pearl. 2002. Conservation Medicine. Ecological health in practice. Oxford University Press. 407 p.
- Alonso-Aguirre, A. 2009. Wild canids as sentinels of ecological health: a conservation medicine perspective. *Parasites and vectors* 2 (Suppl 1): S7 doi: 10.1186/1756-3305-2-SI-S7.
- Aranda, M., N. López-Rivera y L. López-De Buen. (1995). Hábitos alimentarios del coyote (*Canis latrans*) en la sierra del Ajusco, México. *Acta Zoológica Mexicana* (nueva serie) 65: 89-99.
- Arroyo-Cabrales, J. y O. Carranza-Castañeda. (2009). Los cánidos prehistóricos mexicanos antes de la llegada del perro. *Arqueobios* 3(1): 34-45.
- Basille, M., C. Calenge, E. Marboutin, R. Andersen, J. M. Gaillard. 2008. Assessing habitat selection using multivariate statistics: some refinements of the ecological-niche factor analysis. *Ecological modeling* 211: 233-240.
- Begon, M., C. R. Townsend; J. L. Harper. 2006. Ecology. From individuals to ecosystems. Fourth edition. Blackwell Publishing. 759 pp.
- Bekoff, M. 1977. *Canis latrans*. *Mammalian species* 79: 1-9 pp.
- Bender, D. J.; T. A. Contreras y L. Farihg. 1998. Habitat loss and population decline: a meta-analysis of the patch size effect. *Ecology* 79: 517-533.
- Brooks, D. R., y E. P. Hoberg. 2007. How will global climate change affect parasite-host assemblages? *Trends in Parasitology* 23(12): 571-574.
- Buechner, H. K., 1944. Helminths parasites of the gray fox. *Journal of Mammalogy* 25(1): 185-188.

- Buskirk, S. W. 1999. Mesocarnivores of Yellowstone. Pp. 165-187. En: Carnivores in ecosystems. The Yellowstone experience (T. W. Clark; A. P. Curlee; S. C. Minta y P. V. Kareiva Ed.). Yale University Press. 429 pp.
- Carreón Hernández-Camacho, E. 1998. Area de actividad y características poblacionales del coyote (*Canis latrans*) en el altiplano potosino. Tesis. Colegio de postgraduados. 85 pp.
- Ceballos, G. G. y A. Miranda. 2000. Guía de campo de los mamíferos de la costa de Jalisco, México. Fundación Ecológica de Cuixmala A. C. 502 pp.
- Conti, J. A. 1984. Helminths of foxes and coyotes in Florida. Proceedings of the Helminthological Society of Washington 51(2): 365-367.
- Costa, J., Townsend, P. A. 2012. Ecological Niche modeling as a tool for understanding distributions and interactions of vectors, hosts and etiological agents of Chagas Disease. Pp: 59-70. In: Recent Advances on Model Hosts. E. Mylonakis et al. Eds. Springer Science.
- Crooks, K. R.; C. A. Scott; L. Angeloni; L. Bowen, R. B. Kimsey y D. Van Vuren. 2001. Ectoparasites of the island fox on Santa Cruz island. Journal of Wildlife Diseases 37(1): 189-193.
- Crooks, K. R. 2002. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. Conservation Biology (2): 488-502.
- Davidson, W. R., V. F. Nettles; L. E. Hayes; E. W. Howerth and C. E. Couvillion. 1992a. Diseases diagnosed in gray foxes (*Urocyon cinereoargenteus*) from the southeastern United States. Journal of Wildlife Diseases 28(1): 28-33.
- Davidson, W. R.; M. J. Appel; G. L. Doster; O. E. Baker and J. F. Brown. 1992b. Diseases and parasites of red foxes, gray foxes and coyotes from commercial sources selling to fox-chasing enclosures. Journal of Wildlife Diseases 28(4): 581-589.
- Delfín Alfonso, Christian Alejandro, S. Gallina Tessaro y Carlos A. López González. 2011. El hábitat: definición, dimensiones y escalas de evaluación para la fauna silvestre. Pp 317-350. In S. Gallina y C. A. López González. Manual de técnicas para el estudio de la fauna. Volumen I. Universidad Autónoma de Querétaro-Instituto de Ecología, A. C. 377 pp. ISBN 978-607-7740-98-8.

- Dobler, G., M. Pfeffer. 2011. Fleas as parasites of the Canidae Family. *Parasite and Vectors* 4, 139-151.
- Dobson, A. P., P. J. Hudson. 1986. Parasites, disease and the structure of ecological communities. *TREE* 1(1): 11-15.
- Dyer, W. G. 1984. *Paragonimus kellicotti* Ward, 1908 (TREMATODA: PARAGONIMIDAE) from red and gray foxes of Southern Illinois. *Transactions of the Illinois Academy of Science* 77 (1-2): 33-34.
- Escobar-Ledesma, A., 2002. Querétaro. La otra historia y otras más. Viterbo Editorial. México.
- Estrada-Peña, A. 2008. Climate, niche, ticks, and models: what they are and how we should interpret them. *Parasitology Research* 103: 87-95.
- Friend, M., J. C. Franson. 1999. Field manual of wildlife diseases. USGS. Biological Resources Division. 425 pp.
- Fritzell, E. K., K. J. Haroldson. 1982. *Urocyon cinereoargenteus*. *Mammalian species* 189: 1-8 pp.
- Gannon, W. L., R. S. Sikes and The Animal Care and Use Committee of the American Society of Mammalogists. 2011. Guidelines of the American Society of Mammalogists for the use of wild mammals in research. *Journal of Mammalogy* 92(1): 235-253.
- García-Prieto, L., J. Falcón-Díaz and C. Guzmán-Cornejo. 2012. Helminth parasites of wild mexican mammals. List of species, hosts and geographical distribution. *Zootaxa* (3290): 1-92.
- Gehring, T. M. and R. K. Swihart. 2003. Body size, niche breadth, and ecologically scaled responses to habitat fragmentation: mammalian predator in an agricultural landscape. *Biological conservation* 109: 283-295.
- GEO. 2008. Perspectivas del medio ambiente urbano. Zona Metropolitana de Querétaro. PNUMA, Gobierno del Estado de Querétaro. 155 pp.
- George, S. L., K. R. Crooks. 2006. Recreation and large mammals activity in an urban nature reserve. *Biological conservation* 133: 107-117.
- Gibbons, L. M. 2009. Keys to the nematode parasites of vertebrates. Supplementary volume. CABI ed. 424 pp.

- Guisan, A. N. E. Zimmermann. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135: 147-186.
- Guisan, A. W. Thuiller. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters* 8: 993-1009.
- González-Pérez, G. E., V. M. Sánchez-Bernal, Luis, I. Iñiguez-Dávalos, E. Santana-C. and T. K. Fuller. (1992). Patrones de actividad del coyote (*Canis latrans*), la zorra gris (*Urocyon cinereoargenteus*) y el tlacuache (*Didelphis virginiana*) en la sierra de Manantlán, Jalisco. *Anales del Instituto de Biología, Serie Zoología* 63(2): 293-299.
- González, C., O. Wang, S. E. Strutz, C. González-Salazar, V. Sánchez-Cordero, S. Sarkar. 2010. Climate Change and risk of Leishmaniasis in North America: predictions from ecological niche models of vector and reservoir species. *PLoS Neglected Tropical Disease* 4(1): 1-10.
- Gotelli, N. J., R. K. Coldwell. 2011. Estimating species richness. Pp: 39-54. In: *Biological Diversity. Frontiers in measurement and assessment*. A. E. Magurran and B. J. McGill Eds. Oxford University Press
- Goszczyński, J. 1989. Population dynamics of the Red Fox in Central Poland. *Acta Theriologica*. 34:141-154.
- Guerrero, S., M. H. Badii, S. S. Zalapa and A. E. Flores. (2002). Dieta y nicho de alimentación del coyote, zorra gris, mapache y jaguarundi en un bosque tropical caducifolio de la costa sur del estado de Jalisco, México. *Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)* 86: 119-137.
- Harrenstien, L. A., L. Munson; E. C. Ramsay, C. F. Lucash; S. A. Kania and N. D. Potgieter. 1997. Antibody responses of red wolves to canine distemper virus and canine parvovirus vaccination. *Journal of Wildlife Diseases* 33(3): 600-605.
- Heller, N. E., E. S. Zavaleta. 2009. Biodiversity management in the face of climate change: a review of 22 years of recommendations. *Biological Conservation* 142: 14-32.
- Henke, S. E., D. B. Pence; F. C. Bryant. 2002. Effect of short-term removal on populations of coyote helminths. *Journal of Wildlife Diseases* 38(1): 54-67.
- Hernández-Camacho-Camacho, N. and C. A. López-González. 2009. Efectos de la fragmentación del hábitat en la ecología espacial de la zorra gris (*Urocyon cinereoargenteus*) en el Parque Nacional El Cimatario, Querétaro, México. Pp. 153-

172. In: *Perspectivas en Zoología Mexicana*. A. J. Sanchez, M. G. Hidalgo Mihart, S. L. Arriaga Weiss, W. M. Contreras Sanchez (comp.).
- Hernández-Camacho-Camacho, N., R. F. Pineda-López, C. A. López-González, and R. W. Jones. 2011. Nematodes parasites of the gray fox (*Urocyon cinereoargenteus* Schreber, 1775) in the seasonally dry tropical highlands of central Mexico. *Parasitology Research* 108(6): 1425-1429.
- Hernández-Camacho-Camacho, N., R. W. Jones, R. F. Pineda-López and C. A. López-González. 2012a. Mexican wild and domestic canids: a potential risk of zoonosis? A review. Pp: 229-237. In: *Nematodes: morphology, functions and management strategies*. Nova Science Publishers, Inc. ISBN 978-1-61470-784-4.
- Hernández-Camacho Camacho, N. y R. F. Pineda López. 2012b. Primer registro de *Dirofilaria immitis* (Spirurida: Onchocercidae) en coyotes de México. *Acta Zoológica Mexicana* 28(3): 659-662. ISSN 0065-1737.
- Hidalgo-Mihart, M. G., L. Cantú-Salazar, A. González-Romero and C. A. López-González. 2004a. Historical and Present Distribution of Coyote (*Canis latrans*) in Mexico and Central America. *Journal of Biogeography* 31: 2025–2038.
- Hidalgo-Mihart, M. G., L. Cantú-Salazar, C. A. López-González, E. C. Fernandez and A. González-Romero. 2004b. Effect of a landfill on the home range and group size of coyotes (*Canis latrans*) in a tropical deciduous forest. *Journal of Zoology (London)* 263: 1-9.
- Hidalgo-Mihart, M. G., L. Cantú-Salazar, C. A. López González, P. G. Martínez-Gutiérrez, E. C. Fernández and A. González-Romero. 2006. Coyote Habitat Use in a Tropical Deciduous Forest of Western Mexico. *Journal of Wildlife Management* 70 (1): 216-221.
- Hidalgo-Mihart, M. G., L. Cantú-Salazar, S. E. Carrillo-Percástegui and C. A. López González. 2009. Daily Activity Patterns of Coyotes (*Canis latrans*) in a Tropical Deciduous Forest of Mexico. *Studies in Neotropical Fauna and Environment* 44 (2): 77-82.
- Hirzel, A. H., J. Hausser, D. Chessel, N. Perrin. 2002. Ecological-Niche factor analysis: How to compute habitat-suitability maps without absence data? *Ecology* 83(7): 2027-2036.

- Hopkins G., T. Rothschild. 1953. An illustrated catalogue of the Rothschild collection of fleas (Siphonaptera) in the British museum. Volume 1. Tungidae and Pulicidae.
- Hudson, P. J., A. P. Dobson; K. D. Lafferty. 2006. Is a healthy ecosystem one that is rich in parasites? *Trends in Ecology and Evolution* 21(7): 381-385.
- Hughes, J., D. W. MacDonald. 2013. A review of the interactions between free-roaming domestic dogs and wildlife. *Biological Conservation* 157: 341-351.
- Huxley, C., J. Servín. 1992. De coyotes a coyotes! *Ciencias* 25: 3-8.
- Johnson, P. T. J., R. B. Hartson; D. J. Larson, D. R. Sutherland. 2008. Diversity and disease: community structure drives parasite transmission and host fitness. *Ecology letters* 11: 1017-1026.
- Kannan, R., D. A. James. 2009. Effects of climate change on global biodiversity: a review of key literature. *Tropical Ecology* 50(1): 31-39.
- Karr, J. R. 1996. Ecological integrity and ecosystem health are not the same. In: *Engineering within ecological constraints*. Pp: 97-109. Blackwell Science Press. USA.
- Khalil, L. F., A. Jones y R. A. Bray. 1994. *Keys to the cestode parasites of vertebrates*. CAB international. 751 pp.
- Khatoun, N. y F. m. Bilqees. 2011. *Acanthocephala of vertebrates. A world record*. Verlag ed. 576 pp.
- King, A. W., A. M. Bohning. 1984. The incidence of heartworm *Dirofilaria immitis* (Filaroidea) in the wild canids of Northeast Arkansas. *The Southwestern Naturalist* 29(1): 89-92.
- Kreeger, T. J., J. M. Arnemo. 2007. *Handbook of wildlife chemical immobilization*. 3rd Edition. Sunquest print. 432 pp.
- Lafferty, K. D. 1992. Environmental parasitology: what can parasites tell us about human impacts on the environment? *Parasitology today* 13(7): 251-255.
- Lafferty, K. D. 1999. The evolution of trophic transmission. *Parasitology Today* 15(3): 111-115.
- Lafferty, K. D., A. P. Dobson; A. M. Kuris. 2006. Parasites dominate food webs links. *Proceedings of the National Academy of Science* 103(30): 11211-11216.

- Lafferty, K. D., S. Allesima, M. Arim; C. J. Briggs; G. De Leo; A. P. Dobson; J. A. Dunne; P. T. J. Johnson; A. M. Kuris; D. J. Marcogliese; N. O. Martinez, J. Memmott; P. A. Marquet; J. P. McLaughlin; E. A. Mordecai; M. Pascual; R. Poulin; D. W. Thiltges. 2008. Parasites in food webs: the ultimate missing links. *Ecology letters* 11: 533-546.
- Lafferty, K. D. 2012. Biodiversity loss decreases parasite diversity: theory and patterns. *Philosophical Transactions of The Royal Society* 367: 2814-2827.
- Lamothe, A. R., L. García Prieto, D. Osorio Sarabia, G. Pérez Ponce de León. 1997. Catálogo de la colección nacional de helmintos. Universidad Nacional Autónoma de México. Instituto de Biología. Comisión Nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad. México. 211 pp.
- Lamothe, A. R. 1997. Manual de técnicas para preparar y estudiar los parásitos de animales silvestres. AGT Editor. México DF. 43 pp.
- Lawler, J. J., S. L. Shafer, D. White, P. Kareiva, E. P. Maurer, A. R. Blaustein & P. J. Bartlein. 2009. Projected climate-induced faunal change in the western hemisphere. *Ecology* 90(3): 588-597.
- Lenth, B. E., R. L. Knigh, M. E. Brennan. 2008. The effects of dogs on wildlife communities. *Natural Areas Journal* 28(3): 218-227.
- Loarie, S. R., P. H. Duffy, H. Hamilton, G. P. Asner, C. B. Field, D. D. Ackerly. 2009. The velocity of climate change. *Nature* 462: 1052-1055.
- Luque, J. L. 2008. Parásitos: ¿componentes ocultos de la biodiversidad? *Biologist* 6(1): 5-7.
- Mawdsley, J. R., R. O'Malley & D. S. Ojima. 2009. A review of climate change adaptation strategies for wildlife management and biodiversity conservation. *Conservation Biology* 23(5): 1080-1089.
- Magurran, A. E., 2004. *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing, MA, USA.
- Magurran, A. E., B. J. McGill. 2011. *Biological diversity. Frontiers in measurement and assessment*. Oxford University Press. 345 pp.
- Marquardt, W. C.; R. S. Demaree y R. B. Grieve. 2000. *Parasitology Vector Biology*. 2nd edition. Harcourt Academic Press. 702 pp.
- Measures, L. N. y R. C. Anderson. 1985. Centrarchid fish as paratenic hosts of the giant kidney worm, *Dioctophyma renale* (Goeze, 1782), in Ontario, Canada. *Journal of Wildlife Diseases* 21(1): 11-19.

- Medina R. U; R. Loalza Reyes, L. Velueta y J. Díaz Romero. 1994. Manual de técnicas de diagnóstico en parasitología veterinaria. Centro de Investigaciones de Ciencias Agropecuarias. Unidad Sierra. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. División Académica de Ciencias Agropecuarias. 162 pp.
- Merlo, M. J., M. Parietti, J. A. Etchegoin. 2010. Evaluation of species richness estimators in studies of diversity involving two larval digenean communities parasitizing snail hosts. *Parasitology Research* 107: 1093-1102.
- Miller, B., R. Núñez, J. Terborgh, C. López, A. Miranda y R. Reading. 1999. La importancia de los grandes carnívoros en la conservación. *Especies* (8)3:4-8.
- Morrison, M. L.; B. G. Marcot y R. W. Mannan. 1992. Habitat fragmentation. Pp. 41-95. *En: Wildlife-Habitat relationships* (M. L. Morrison, B. G. Marcot y R. W. Mannan Ed.) . University of Wisconsin Press. 343 pp.
- Mudenda, N. B., J. B. Malone, M. T. Kearney, P. D. Mischler, P. M. Nieto, J. C. McCarrol, P. Vounatsou. 2012. Modelling the ecological niche of hookworm in Brazil based on climate. *Geospatial Health* 6(3): 111-123.
- Nieto, P., J. B. Malone, M. E. Bavia. 2006. Ecological niche modeling for visceral leishmaniasis in the state of Baha, Brazil, using genetic algorithm for rule-set prediction and growing degree day-water budget analysis. *Geospatial Health* 1: 115-126.
- Palm, H. W., S. Rückert. 2009. A new approach to visualize ecosystem health by using parasites. *Parasitology Research* 105: 539-553.
- Patterson, S., S. B. Piertney. 2011. Frontiers in host-parasite ecology and evolution. *Molecular Ecology* 20: 869-871.
- Pearce, J. L., M. S. Boyce. 2006. Modelling distribution and abundance with presence-only data. *Journal of Applied Ecology* 43: 405-412.
- Pence, D. B. 1990. Helminth community of mammalian hosts: concepts at the infracommunity, component and compound community levels. Pp: 233-260. In: *Parasite communities: patterns and processes* (Gerard Esch, Albert Bush and John Aho Ed). Chapman and Hall. London. 335 pp.

- Pérez-Ponce de León, G., L. García-Prieto and B. Mendoza-Garfias. 2011. Describing parasite biodiversity: the case of the helminth fauna of wildlife vertebrates in Mexico. Pp: 33-54. In: Changing diversity in changing environment (33).
- Pickels, R. S. A., D. Thorton, R. Feldman, A. Marques and D. L. Murray. 2013. Predicting shifts in parasite distribution with climate change: a multitrophic level approach. *Global Change Biology* 19: 2645-2654.
- Pineda López. R. 1984. Primer registro de *Dioctophyma renale* (Goeze, 1782) Mollet-Meygret, 1802 (NEMATODA: DIOCTOPHYMIDAE) en Tabasco, México. *Anales del Instituto de Biología de la Universidad Nacional Autónoma de México*. 55 (2): 307-310 pp.
- Poulin, R. 1998a. *Evolutionary Ecology of parasites*. Chapman & Hall. Great Britain. 212 pp.
- Poulin, R. 1998b. Comparison of three estimators of species richness in parasite component communities. *Journal of Parasitology* 84(3): 485-490.
- Poulin, R., S. Morand. 2000. The diversity of parasites. *The Quaterly Review of Biology* 75(3): 277-293.
- Poulin, R. 2004. Macroecological patterns of species richness in parasite assemblages. *Basic and Applied Ecology* 5: 423-434.
- Poulin, R. 2014. Parasite biodiversity revisited: frontiers and constrains. *International Journal for Parasitology* 44: 581-589.
- Porreta, D., V. Mastrantonio, S. Amedolia, S. Gaiarsa, S. Epis, C. Genchi, C. Bandi, D. Otranto, S. Urbanelli. 2013. Effects of global changes on the climatic niche of the tick *Ixodes ricinus* inferred by species distribution modeling. *Parasites and vectors* 6: 1-8.
- Prough L. R., C. J. Stoner, C. W. Epps, W. T. Bean, W. J. Ripple, A. S. Laliberte, J. S. Brashares. 2009. The rise of the mesopredator. *Bioscience* 59(9): 779-791.
- Rapport, D. J., R. Constanza, A. J. McMichael. 1998a. Assessing ecosystem health. *TREE* (13)10: 397-402.
- Rapport, D., R. Costanza, P. R. Epstein, C. Gaudet, R. Levins. 1998b. *Ecosystem health*. Blackwell Science Inc., USA.
- Reed, S. E., A. M. Merenlender. 2011. Effects of management of domestic dogs and recreation on carnivores in protected areas in northern California. *Conservation Biology* 25(3): 504-513.

- Rogers, E. D., 1984. Helminths parasites of the gray fox (*Urocyon cinereoargenteus*). M. C. Dissertation. Auburn University, Alabama. 81 pp.
- Salceda-Sanchez, B. 2004. Clave para la identificación de adultos de las especies de pulgas (Insecta: Siphonaptera), comunes y de mayor importancia medica en México. Folia Entomológica Mexicana 43(1):27-41
- Salgado, M. G. 1979. Procedimientos y técnicas generales empleadas en los estudios helmintológicos. Laboratorio de Helminología. Oficina de Sanidad. Nutrición y Genética. Dirección General de Acuicultura.
- Sarukhán, J., P. Koleff, J. Carabias, J. Soberón, R. Dirzo, J. Llorente, G. Halfter, R. González, I. March, A. MOhar, S. Anta y J. De la Maza. 2009. Capital Natural de México. Síntesis: Conocimiento actual, evaluación y perspectivas de sustentabilidad. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. 104 pp.
- Seese, F. M.; M. C. Steiner y D. E. Worley. 1983. Helminths of the coyote (*Canis latrans* Say) in Montana. Journal of Wildlife Diseases 19(1): 54-56.
- Stelman, H. G.; S. C. Henke and G. M. Moore. 1998. Gray fox response to baits and attractants for oral rabies vaccination. Journal of Wildlife Diseases 34(4): 764-770.
- Stelman, H. G.; S. C. Henke and G. M. Moore. 2000. Bait delivery for oral rabies vaccine to gray foxes. Journal of Wildlife Diseases 36(4): 744-751.
- Simmons, J. M., W. S. Nicholson, E. P. Hill y D. B. Briggs. 1980. Occurrence of *Dirofilaria immitis* in gray fox (*Urocyon cinereoargenteus*) in Alabama and Georgia. Journal of Wildlife Diseases 16: 225-228.
- Soberón, J., A. Townsend Peterson. 2005. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. Biodiversity Informatics 2: 1-10.
- Sunquist, M. E. and F. Sunquist. 2001. Changing landscapes: consequences for carnivores. Pp. 399-418. *En*: Conservation Biology 5. Carnivore Conservation. Cambridge University Press. The Zoological Society of London.
- Tabor, G. M. y A. Alonso-Aguirre. 2004. Ecosystem health and sentinel species: adding an ecological element to the proverbial "canary in the mineshaft". Ecohealth 1: 226-228.
- Thienport, D.; F. Rochette; O. F. J. Vanparijs. 1979. Diagnóstico de las helmintiasis por medio del análisis coprológico. Janssen Research Foundation. 187 pp.

- Towsend, P. A., V. Sánchez-Cordeo, C. Ben Beard, J. M. Ramsey. 2002. Ecologic niche modeling and potential reservoirs for Chaga Disease, México. *Emerging infectious diseases* 8(7): 662-673.
- Townsend, C. R., M. Begon; J. L. Harper. 2008. *Essentials of ecology*. Third edition. Blackwell Publishing. USA. 510 pp.
- Tuner, W. R., B. A. Bradley, L. D. Estes, D. G. Hole, M. Oppenheimer & D. S. Wilcove. 2010. Climate change: helping nature survive the human response. *Conservation Letters* 00: 1-9.
- Vanak, A. T. y M. E. Gompper. 2009. Dogs *Canis familiaris* as carnivores: their role and function in intraguild competition. *Mammal review* 39: 265-283.
- Van Emden, H. 2008. *Statistics for terrified biologists*. Blackwell Publishing. 343 pp.
- Valencia-Cruz, D., 2010. El valle de Querétaro durante la época Teotihuacana y Tolteca. Tomo I. Gobierno del Estado de Querétaro, México.
- Vidal-Martínez, V. M., D. Pech, B. Sures, S. Thomas Purucker, R. Poulin. 2009. Can parasites really reveal environmental impact? *Trends in Parasitology* 26(1): 44-51.
- Walther, B. A., P. Cotgrave, R. D. Price, R. D. Gregory, D. H. Clayton. 1995. Sampling effort and parasite species richness. *Parasitology today* 11(8): 306-310.
- Walther, B. A., S. Morand. 1998. Comparative performance of species richness estimation methods. *Parasitology* 116: 395-405.
- Wemmer, C., T. H. Kunz, G. Lundie-Jenkins, W. J. McShea. 1996. Mammalian sign. Pp: 157-176. En: *Measuring and monitoring biological diversity. Standard methods for mammals*. Eds. D. E. Wilson, F. R. Cole, J. D. Nichols, R. Rudran, M. S. Foster. Smithsonian Institution Press. Washington and London.
- Woodroffe, R. 1999. Managing disease threats to wild mammals. *Animal Conservation* 2: 185-193.
- Xhuezhi, W., X. Weiha, O. Zhiyun, L. Jianguo, X. Yi, C. Youping, Z. Lianjun, H. Junzhong. 2008. Application of ecological-niche factor analysis in habitat assessment of giant pandas. *Acta Ecologica Sinica* 28(2): 821-828.

- Xhuezhi, W., X. Weiha, O. Zhiyun. 2009. Integrating population size analysis into habitat suitability assessment: implications for giant panda conservation in the Minshan Mountains, China. *Ecological Research* 24: 1101-1109.
- Young, J. K., K. A. Olson, R. P. Reading, S. Amgalanbaatar, J. Berger. 2011. Is wildlife going to the dogs? Impacts of feral and free-roaming dogs on wildlife populations. *BioScience* 61(2): 125-132.

ANEXO 1

ESPECIES DE MICRO Y MACRO PARÁSITOS REGISTRADAS EN CÁNIDOS SILVESTRES O EN CARNÍVOROS EN AMÉRICA. (?) DATOS NO CONFIRMADOS, (*) REGISTRADO PARA LA ESPECIE EN MÉXICO.

Grupo	Especie	Intensidad	Hospederos	Distribución
	Rabia (<i>Lyssavirus</i>)	Susceptible, con epidemias locales de consideración (Zoonótico)	Carnívora	Cosmopolita
Parvoviridae	Parvovirus	Susceptible (Grupo desconocido)	Canidae	Cosmopolita
Paramixoviridae	Morbillivirus sp.	Altamente patógeno para la zorra gris	Carnívora	América
Flavivirus	Encefalitis de San Luis Tularemia (<i>Francisella tularensis</i>) Listeriosis (<i>Listeria</i> sp.)	Susceptible Zoonótico Epizootico Zoonótico Susceptible Zoonótico	Canidae Carnívora	América Norteamérica México Rusia Cosmopolita
	Histoplasmosis (<i>Histoplasma capsulatum</i>)	Susceptible Zoonótico	Canidae	América
	Leptospirosis (<i>Leptospira interrogans</i>)*	Susceptible Zoonótico	Animales domésticos Carnívora	Cosmopolita
	Enfermedad de Tyzzer (<i>Bacillus piliformis</i>)	Susceptible Zoonótico (?)	Carnívora	Canadá Norteamérica Australia
Protozoa	<i>Isospora</i> spp. <i>Sarcocystis</i> sp.	Desconocida Desconocida	Canidae Canidae	América América
Plathelmintha	<i>Alaria marcianae</i> <i>Spirometra</i> (<i>Diphyllobothrium</i>) <i>mansonoides</i> <i>Mesocestoides litteratus</i> <i>Mesocestoides</i> sp. <i>Taenia pisiformis</i> <i>T. serialis</i> <i>T. crassiceps</i> <i>Paragonimus kellicoti</i> <i>Echinococcus granulosus</i> <i>E. multilocularis</i>	Susceptible Susceptible Susceptible Susceptible Susceptible Susceptible Susceptible Susceptible Susceptible Zoonótico Susceptible Zoonótico	Canidae Canidae Canidae Canidae Canidae Canidae Canidae Canidae Canidae Canidae	América América Cosmopolita Cosmopolita Cosmopolita Cosmopolita América América
Nematoda	<i>Ancylostoma caninum</i> * <i>A. braziliense</i> <i>A. tubaeforme</i> <i>Haemonchus similis</i> <i>Spirocera lupi</i> <i>Physaloptera rara</i> <i>Physaloptera</i> spp.* <i>Eucoleus aerophilus</i> <i>Diriofilaria immitis</i> * <i>Capillaria aerophila</i> <i>Capillaria</i> sp.* <i>Molineus barbatus</i> <i>Molineus patens</i> <i>Molineus</i> sp. <i>Toxascaris leonina</i> *	Susceptible Zoonótico Susceptible Susceptible Baja, posiblemente accidental Baja Susceptible Susceptible Susceptible Susceptible Susceptible Susceptible Susceptible Susceptible Baja Susceptible Zoonótico	Canidae Canidae Felidae Canidae Bovidae Canidae Canidae Canidae Canidae Canidae Canidae Canidae Canidae Carnívora Canidae Canidae Canidae	Cosmopolita Cosmopolita Cosmopolita Cosmopolita América América América América América América América América América América América América

	<i>Toxocara canis</i> *	Susceptible Zoonótico	Canidae	Cosmopolita
	<i>Toxocara sp.</i>	Susceptible Zoonótico	Canidae	Cosmopolita
	<i>Trichuris vulpis</i> *	Susceptible	Canidae	Cosmopolita
	<i>Trichuris spp.</i>	Susceptible	Canidae	Cosmopolita
	<i>Uncinaria stenocephala</i> *	Susceptible Zoonótico	Carnivora	Hemisferio Norte
	<i>Strongyloides stercoralis</i> *	Susceptible Zoonótico	Canidae	Cosmopolita
	<i>Dioctophyma renale</i> *	Susceptible Zoonótico	Canidae	Cosmopolita
	<i>Crenosoma vulpis</i>	Susceptible	Canidae	Cosmopolita
	<i>Trichinella spiralis</i> *	Susceptible Zoonótico	Carnívora	Cosmopolita
Acantocephala	<i>Pachysentis canicola</i>	Susceptible	Canidae	América
	<i>Centrorhynchus wardae</i>	Susceptible	Canidae	América
	<i>Moniliformis moniliformis</i>	Susceptible	Canidae	Cosmopolita
Artropoda	<i>Pulex simulans</i> *	Susceptible Zoonótico	Canidae	Cosmopolita
	<i>Pulex spp.</i>	Susceptible Zoonótico	Canidae	Cosmopolita
	<i>Otodectes cynotis</i>	Susceptible	Canidae	Cosmopolita
	<i>Ixodes spp.</i>	Susceptible Zoonótico	Canidae	Cosmopolita

Referencias: Buechner, 1944; Simmons et al, 1980; Fritzell y Haroldson, 1982; Seese et al, 1983; Dyer, 1984; Rogers, 1984; Conti, 1984; King et al, 1984; Pineda-López, 1984; Measures y Anderson, 1985; Anderson, 1992; Davidson et al, 1992a; Davidson et al, 1992b; Lamothe et al, 1997; Steelman et al., 1998 y 2000; Aranda y López de Buen, 1999; Riley, 1999; Marquardt et al., 2000; Rupperecht et al, 2001; Bush et al, 2001; Barker Crooks et al, 2001, Barker y Parrish, 2001; Steinel et al, 2001; Truyen, 2001, Williams, 2001; Yuill y Seymour, 2001, Mörner y Addison, 2001, Mörner, 2001; Burek, 2001; Leighton y Kuiken, 2001; Wobeser, 2001, Hernández-Camacho et al, 2010, Hernández-Camacho et al, 2011, García-Prieto et al, 2012.

Anexo 2. Imágenes de pulgas parásitas de zorra gris



Ctenocephalides felis (hembra)



Ctenocephalides canis (macho)



Ctenocephalides felis (macho)



Ctenocephalides canis (hembra)



Pulex simulans (hembra)



Pulex simulans (macho)

ANEXO 3

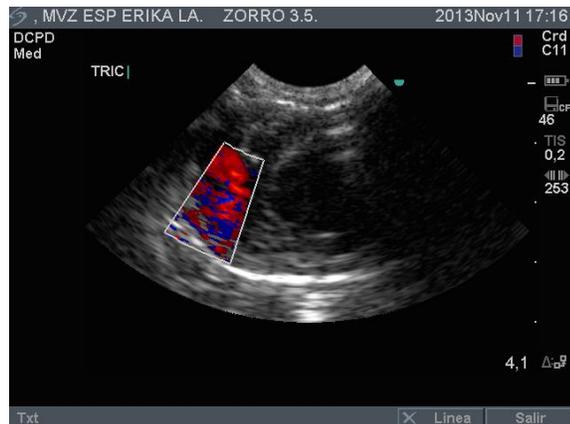
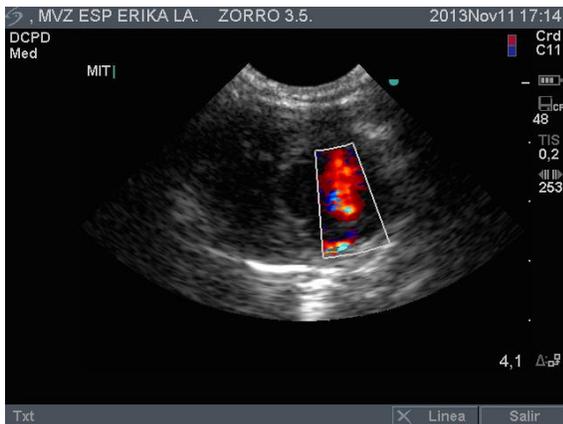
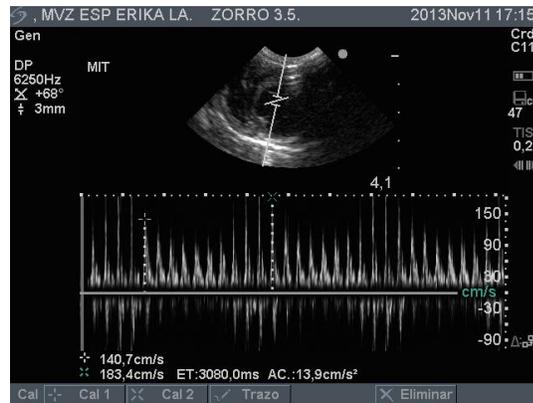
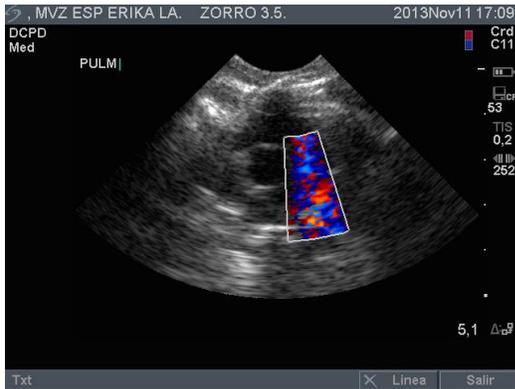
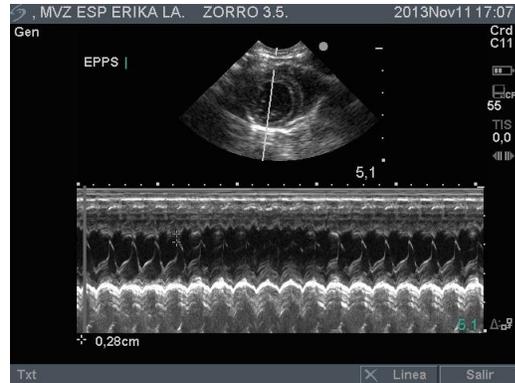
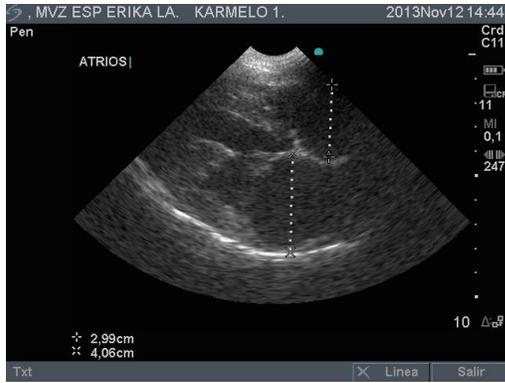
RELACIÓN DE PARÁMETROS, CALORES E IMÁGENES DEL ECOGRAMA REALIZADO A Z1 DEL PERIODO DE CAPTURA DE 2013 EN ZIBATÁ PARA BÚSQUEDA DE NEMÁTODOS ADULTOS DE *Dirofilaria immitis*.

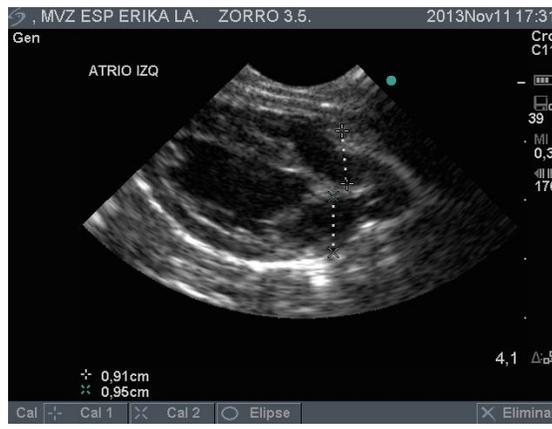
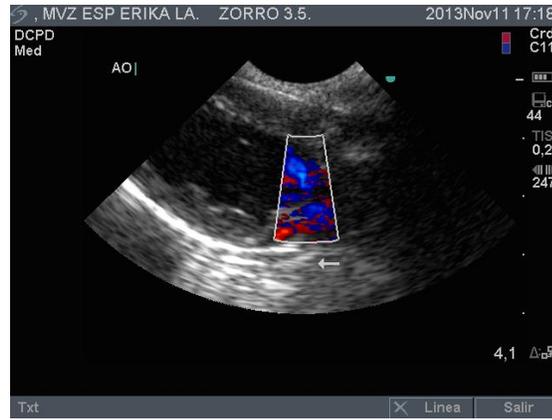
PARÁMETRO	VALORES DEL PACIENTE
GSIs	7.2 disminuido
GSId	5.6 normal
DVIs	11.3 normal
DVIId	16.6 normal
GPVIs	5.8 disminuido
GPVId	5 normal
AI	9.4 normal
Ao	7.2 normal
AI/Ao	1.3 normal
Acort.fracc.	33 % normal
EPSS	.3 normal
fc	176 l/m
IS	12 ML NORMAL

s = sístole; d = diástole; GSI = Grosor del septo interventricular; DVI = Diámetro del ventrículo izquierdo; GPVI = Grosor de la pared del ventrículo izquierdo; AI = Atrio izquierdo; Ao = Aorta; AI/Ao = Relación entre el diámetro del AI y de la Ao; Acort. Fracc. Acortamiento fraccional.

El diagnóstico final del especialista fue el siguiente:

La disminución de gsis gpvis y fracción de acortamiento ligeramente baja en rangos normales se relaciona a que el paciente se encontraba bajo efectos de anestésicos. No se observa presencia ni indicios de enfermedad cardiaca relacionada a *Dirofilaria*. Función de válvula mitral, tricúspide, aortica, pulmonar normales en doppler color y espectral, hígado normal.





ANEXO 4

ANÁLISIS MOLECULAR

EXTRACCIÓN DE DNA. A continuación se describe la técnica de extracción con las modificaciones necesarias para la extracción del DNA de la sangre fijada:

1. Pipetear 20 μ l de proteinasa k en el tubo de microcentrífuga correspondiente, añadir 50-100 μ l de sangre con anticoagulante por microtubo. Ajustar el volumen a 220 μ l de cada tubo con PBS. **Modificación:** de la muestra de sangre completa fijada con alcohol absoluto, tomar una muestra con ayuda de una espátula pequeña (la sangre fijada se puede coagular) equivalente a 100 μ l (0.1 ml a 0.2 ml), macerar con un pistilo pequeño por 90 seg. El uso del PBS se disminuyó un 50% de la cantidad inicial sugerida.
2. Agregar 200 μ l del buffer A1 a cada muestra, mezclar con energía con ayuda de un vórtex (30 seg), incubar las muestras a 56°C por 10 minutos.
3. Añadir 200 μ l de etanol (96-100%), mezclar con energía con ayuda de un vórtex (30 seg).
4. Pipetear la mezcla a una mini columna de giro en un tubo de 2 ml, centrifugar por un minuto a 8000 rpm, descartar el microtubo sin tapa. **Modificación:** si no se filtrara por el exceso de tejido, repetir la centrifugación a 8000 rpm durante 2 minutos más.
5. Transferir la mini columna de giro a un nuevo tubo de microcentrífuga (2 ml), añadir 500 μ l del buffer AW1 y centrifugar por un minuto a 8000 rpm, descartar el microtubo sin tapa.
6. Transferir la mini columna de giro a un nuevo tubo de microcentrífuga (2 ml), añadir 500 μ l del buffer AW2, centrifugar por tres minutos a 14 000 rpm, descartar el microtubo sin tapa.
7. Transferir la mini columna de giro a un nuevo tubo de microcentrífuga (2 ml).
8. Diluir el DNA añadiendo 200 μ l de buffer AE al centro de la membrana de la columna de giro. Incubar un minuto a temperatura ambiente, centrifugar durante un minuto a 8000 rpm. **Modificación:** Dilución del DNA con 50 μ l del buffer AE.
9. Transferir la muestra de 50 μ l a un microtubo de 0.6 ml para su lectura en el Nanodrop.