



**INSTITUTO POTOSINO DE INVESTIGACIÓN
CIENTÍFICA Y TECNOLÓGICA, A.C.**

POSGRADO EN CIENCIAS AMBIENTALES

**Estrategias de conservación *in situ* del perrito
llanero mexicano (*Cynomys mexicanus*) en el
Altiplano Potosino**

Tesis que presenta

Minerva Abigail Loredo Sánchez

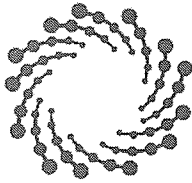
Para obtener el grado de

Maestra en Ciencias Ambientales

Director de la Tesis:

Dr. Leonardo Chapa Vargas

San Luis Potosí, S. L. P., 28 de Enero de 2020



IPICYT

Constancia de aprobación de la tesis

La tesis "***Estrategias de conservación in situ del perrito llanero mexicano (Cynomys mexicanus) en el Altiplano Potosino***" presentada para obtener el Grado de Maestra en Ciencias Ambientales fue elaborada por **Minerva Abigail Loredo Sánchez** y aprobada el veintiocho de enero del dos mil veinte por los suscritos, designados por el Colegio de Profesores de la División de Ciencias Ambientales del Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C.

Dr. Leonardo Chapa Vargas
Director de la tesis

Dr. Felipe Barragán Torres
Miembro del Comité Tutorial

Dra. Natalia Martínez Tagüeña
Miembro del Comité Tutorial

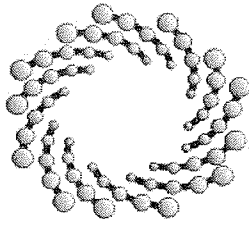
Dr. Alfredo Ramírez Hernández
Miembro del Comité Tutorial



Créditos Institucionales

Esta tesis fue elaborada en la División de Ciencias Ambientales del Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C., bajo la dirección del Dr. Leonardo Chapa Vargas.

Durante la realización del trabajo el autor recibió una beca académica del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (636199) y del Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A. C.



IPICYT

Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C.

Acta de Examen de Grado

El Secretario Académico del Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C., certifica que en el Acta 084 del Libro Primero de Actas de Exámenes de Grado del Programa de Maestría en Ciencias Ambientales está asentado lo siguiente:

En la ciudad de San Luis Potosí a los 28 días del mes de enero del año 2020, se reunió a las 16:00 horas en las instalaciones del Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C., el Jurado integrado por:

Dr. Felipe Barragán Torres	Presidente	IPICYT
Dra. Natalia Martínez Tagüeña	Secretaria	IPICYT
Dr. Alfredo Ramírez Hernández	Sinodal	IPICYT
Dr. Leonardo Chapa Vargas	Sinodal	IPICYT

a fin de efectuar el examen, que para obtener el Grado de:

MAESTRA EN CIENCIAS AMBIENTALES

sustentó la C.

Minerva Abigail Loredo Sánchez

sobre la Tesis intitulada:

Estrategias de conservación in situ del perrito llanero mexicano (Cynomys mexicanus) en el Altiplano Potosino

que se desarrolló bajo la dirección de

Dr. Leonardo Chapa Vargas

El Jurado, después de deliberar, determinó

APROBARLA

Dándose por terminado el acto a las 18:00 horas, procediendo a la firma del Acta los integrantes del Jurado. Dando fe el Secretario Académico del Instituto.

A petición de la interesada y para los fines que a la misma convengan, se extiende el presente documento en la ciudad de San Luis Potosí, S.L.P., México, a los 28 días del mes de enero de 2020.

Mtra. Ivonne Lizette Cuevas Vélez
Jefa del Departamento del Posgrado

Dr. Marcial Bonilla Marín
Secretario Académico



Dedicatoria

A mis padres, Alejandra Sánchez y Raymundo Loredo, y mi hermano Juan Raymundo, quienes siempre han confiado en mí y me han motivado y apoyado a lo largo de mi vida profesional y personal. Concretar esta etapa de mi vida no habría sido posible sin sus certeros consejos, su ayuda incondicional, su amor y su constante esfuerzo por formar en mí lo que soy, por ello este logro también es suyo.

A dos grandes pilares en mi vida, mi amiga Angélica Mireles y mi compañero de vida Joaquín Ibarra, por incentivar y ayudarme en los momentos más difíciles de este proceso. Gracias por siempre recordarme que puedo lograr cada meta que me proponga y que en cada paso estarán a mi lado.

A mis bebés, fieles acompañantes durante mis noches de desvelo.

Agradecimientos

Al Dr. Leonardo Chapa Vargas por constituir parte importante durante mi formación dentro de la División de Ciencias Ambientales. Gracias por compartir su conocimiento conmigo, por su atención a mis dudas, por su apoyo durante trabajo de campo y por hacer que esta tesis se haya desarrollado de la mejor manera.

A mi comité conformado por el Dr. Felipe Barragán Torres, la Dra. Natalia Martínez Tagüeña y el Dr. Alfredo Ramírez Hernández, por sus constantes revisiones y las certeras observaciones realizadas a esta investigación. Agradezco su tiempo y colaboración en la asesoría de esta investigación.

A mi equipo de trabajo: Larissa, Valeria, Eréndira, Guadalupe, Patricia y Yeraldi, por acompañarme a campo y por sus buenos consejos.

A Jacky, Kristell y Ángel, por su valiosa amistad y apoyo incondicional.

A mis compañeros y amigos Lupita, Max, Nallely, Frank, Carlos, Pancho, Neto, Daniel y Casandra por hacer divertida mi estancia en el instituto.

Contenido

Constancia de aprobación de la tesis	ii
Créditos Institucionales	iii
Acta de examen	iv
Dedicatoria	v
Agradecimientos	vi
Lista de figuras	viii
Lista de tablas	ix
Lista de gráficas	x
Resumen	xi
Abstract	xii
Introducción	1
Objetivo general	11
Objetivos específicos	12
Hipótesis	13
Justificación	14
Metodología	16
Análisis estadísticos	24
Resultados	26
Discusión	38
Conclusiones	46
Bibliografía	48
Anexos	55

Lista de figuras

Figura 1.1. Interacciones del Perrito llanero que contribuyen a la biodiversidad regional	15
Figura 1.2. Registros de colonias de perrito llanero en Vanegas, S.L.P.	16
Figura 1.3. Colonia “El Manantial”.	17
Figura 1.4. Ejemplo de realización de transectos en campo.	19
Figura 1.5. Cuadrante y punto centro cuadrado.	14
Figura 1.6. Ejemplo de buffer.	23
Figura 1.7. Ubicación de colonias de <i>Cynomys mexicanus</i> en el Altiplano Potosino.	27
Figura 1.8. Vegetación y uso de suelo en la RTP – 80 Tokio, Vanegas, SLP.	32

Lista de tablas

Tabla 1.1. Extensión ocupada por <i>Cynomys mexicanus</i> .	8
Tabla 1.2. Jerarquización por tipo de vialidad.	16
Tabla 1.3. Densidad, número de madrigueras y superficie por colonia.	29
Tabla 1.4. Comparación de modelos de la correlación entre la densidad de madrigueras y el porcentaje de cobertura herbácea y la densidad de arbustos.	34
Tabla 1.5. Resultados de regresiones logísticas.	35
Tabla 1.6. Razón de probabilidad.	36

Lista de gráficas

Gráficas 1.1. Superficie dedicada a agricultura y volumen de producción de carne en canal en el municipio de Vanegas, San Luis Potosí.	9
Gráfica 1.2. Cambios en la superficie ocupada por colonias de <i>Cynomys mexicanus</i> , de 1992-2019 en San Luis Potosí.	28
Gráfica 1.3. Cambios en la densidad de madrigueras por colonia de <i>Cynomys mexicanus</i> , de 1992 al 2019 en San Luis Potosí.	30
Gráfica 1.4. Uso de suelo y vegetación por colonia, 2018.	31
Gráficas 1.5. Asociación entre densidad de madrigueras de perrito llanero mexicano con DA, DPH, DV y Tamaño de colonia.	33
Gráfica 1.6. Correlación entre la densidad de madrigueras de perrito llanero mexicano y porcentaje de herbáceas.	35
Gráfica 1.7. Probabilidad de ocupación por densidad de arbustos.	36
Gráficas 1.8. Probabilidad de ocupación a partir de la interacción de arbustos con herbáceas.	37

Resumen

Estrategias de conservación *in situ* del perrito llanero mexicano (*Cynomys mexicanus*) en el Altiplano Potosino

PALABRAS CLAVE. Ingeniero ecosistémico; especie clave; ecosistema de pastizal

Una de las especies endémicas de gran relevancia distribuida al norte de México, es el *Cynomys mexicanus* también conocido como perrito llanero mexicano. Éste mamífero es considerado ingeniero ecosistémico y especie clave de conservación, ya que mediante sus actividades modifica la configuración espacial del paisaje e incide en la diversidad regional. Sin embargo, tiene una distribución restringida asociada a suelos gipsófilos, la cual ha disminuido históricamente con el desarrollo de actividades antrópicas, principalmente en San Luis Potosí. Por ello, actualmente la especie está catalogada en peligro de extinción, tanto en la lista roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza, como en la NOM-059.

El objetivo fue establecer estrategias de conservación *in situ* para el perrito llanero en el Altiplano Potosino. La metodología consistió en determinar su distribución actual y evaluar las condiciones de cada colonia mediante el análisis de indicadores ambientales y sociales, así como su relación con la densidad y ocupación de hábitat del *C. mexicanus*. Los resultados obtenidos demostraron que se ha perdido alrededor del 50% de la superficie ocupada por la especie y de la densidad de sus madrigueras en los últimos 27 años. Además, se identificó que conforme aumenta la densidad de arbustos, disminuye la probabilidad de ocupación del hábitat. Por otro lado, se encontró que en la región la especie tolera el desarrollo de actividades y asentamientos humanos, toda vez que estos no alteren la estructura de su hábitat, ya que las colonias con mayor densidad demográfica se ubicaron aledañas a estos usos de suelo. En este contexto, se propone la implementación de un plan de manejo para el control de plantas leñosas, así como la reintroducción de especies nativas de herbívoros que regulen la altura de los pastizales, considerando su capacidad de carga. Lo anterior con la implementación de programas participativos bajo esquemas sustentables de diversificación productiva.

Abstract

In situ conservation strategies for the Mexican Prairie Dog (*Cynomys mexicanus*) in northern San Luis Potosí

KEY WORDS. Ecosystem engineer; Keystone species; grassland ecosystems

One of the endemic species of great relevance distributed in northern Mexico is the Mexican prairie dog (*Cynomys mexicanus*). This mammal has been regarded as an ecosystem engineer and a keystone species; through its activities, it modifies the spatial configuration of the landscape and affects regional diversity. However, this species has a restricted distribution associated with soils having high content of gypsum. In San Luis Potosí, habitats associated to these soils have historically declined due to the development of human activities. Consequently, the species is currently listed as endangered both by the red list of the International Union for Conservation of Nature and the NOM-059.

The objective of this study was to establish *in situ* strategies for the conservation of the Mexican prairie dog in northern San Luis Potosí. The method consisted of determining its current distribution and assessing the conditions of each colony through evaluating the effect of environmental and social indicators on density and habitat occupancy by *C. mexicanus*. The results showed that about 50% of the original area is currently occupied by the species and that burrow density has decreased through the last 27 years. In addition, as shrub density increases, habitat occupancy decreases. On the other hand, it was found that in the region the species tolerates the development some human activities and settlements, since these do not alter habitat structure; colonies with the highest population density were adjacent to these activities and land uses. The implementation of a management plan for the control of woody plants and the reintroduction of native species of herbivores that regulate grassland height, considering their carrying capacity are proposed conservation actions. The implementation of these strategies should be framed under participatory programs frameworks under sustainable schemes of productive diversification.

Introducción

Cerca de la mitad del planeta se encuentra conformado por ecosistemas correspondientes a zonas áridas (Hobbs et al., 2008), cuyas condiciones son determinadas por la interacción entre los patrones de circulación atmosférica global, la configuración de la superficie terrestre y los océanos y por la topografía local, lo cual genera un gran déficit de lluvia con respecto a la evapotranspiración potencial y determina en gran medida su grado de aridez. No obstante, sus sistemas de producción pueden ser igualmente diversos a los de otros ecosistemas, al llevarse a cabo diferentes usos de suelo destinados a zonas de cultivo de secano o regadío, actividades acuícolas, así como ganaderas pastorales o trashumantes (De Pauw et al., 2000; FAO, 2007)

Además, la mayoría de los países que se ubican en zonas áridas tienen un alto crecimiento demográfico y sus densidades de población rural son mucho más altas que las de la población en general (De Pauw et al., 2000). Lo anterior es importante, si se considera que actualmente el número de habitantes a nivel mundial corresponde a más del triple del que se estimó tan sólo a mitad del siglo pasado (United Nations, Department of Economic and Social Affairs, & Population Division, 2015). En este contexto, el rápido crecimiento poblacional en los países emplazados en sitios con condiciones áridas, ha intensificado las presiones ambientales existentes (De Pauw et al., 2000), ya que estas áreas respaldan los medios de subsistencia de más de 20 millones de hogares (Hobbs et al., 2008). Aunado a lo anterior, la demanda de servicios ha incrementado debido al desarrollo del capitalismo, que mantiene una visión utilitaria de los recursos naturales (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2013), con lo cual se genera un consumo indiscriminado de bienes, que generalmente deriva en procesos autodestructivos (Ladrón, 2007).

Uno de ellos es la fragmentación de ecosistemas, que se refiere a la pérdida o división de hábitats en fragmentos, remanentes o parches dentro de una matriz destinada principalmente para uso agrícola o urbano a escala de paisaje (Balvanera

et al., 2016). Dicho proceso ha resultado de acciones orientadas a asegurar la propiedad de tierra y agua, así como a mejorar los medios de subsistencia y el bienestar humano (Hobbs et al., 2008), aunque generalmente estos objetivos no se cumplen. Aunado a lo anterior, las actividades agropecuarias pueden considerarse como el mejor predictor del estado de amenaza de un hábitat, seguidas de la densidad de población humana (Scharlemann et al., 2005). Esto resulta alarmante, ya que la cantidad de ganado, así como las áreas empleadas para agricultura, se han extendido a nivel mundial en los últimos 50 años (Kamp et al., 2012).

En consecuencia, se ha concluido que hay costos secundarios para los ecosistemas y las economías humanas que no se consideran al implementar este tipo de actividades económicas (Hobbs et al., 2008). Uno de ellos corresponde a la afectación de flujos de materia y energía a diferentes escalas, que influye en la pérdida de hábitats y especies, y daña los medios de vida al degradar los servicios ecosistémicos (Rexstad et al., 2000). Por ello, la fragmentación ha sido considerada como uno de los componentes principales del cambio ambiental global (Hobbs et al., 2008). Especialmente en regiones áridas, dónde la vegetación es altamente vulnerable ante la degradación de los suelos (Sarukhán et al., 2009), y por ende, también la distribución de las especies de flora y fauna que habitan dichos ecosistemas, en particular las que se ubican en espacios con características poco comunes (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2013).

En México las zonas áridas abarcan cerca del 40% de superficie y albergan una alta proporción de especies endémicas, a diferencia de las regiones tropicales (Sarukhán et al., 2009). Sin embargo, se ha identificado una tendencia desfavorable para la conservación de vertebrados en el Altiplano Mexicano, a partir de la correlación entre el incremento de la deforestación y los modelos de nicho ecológico de algunas especies. Por ello, resulta primordial el establecimiento de medidas de mitigación, que permitan realizar una conservación *in situ* de dichas especies, es decir, dentro de su hábitat natural (CONABIO y SEMARNAT, 2009).

La importancia de la conservación de especies endémicas, radica en su gran probabilidad de extinción ante los cambios en la configuración de su hábitat. La

mayoría se caracterizan por establecerse en regiones determinadas y por tener requerimientos especializados ante ciertos parámetros de temperatura o fuentes de alimento que, a diferencia de especies generalistas, les dificulta adaptarse o redistribuirse en nuevos espacios (López y Becerril, 1999). Con respecto a ello, se ha señalado que el valor del hábitat para animales silvestres depende de la heterogeneidad del paisaje, las características de los parches y la matriz, así como la presencia de estructuras como cercas vivas o vallas de roca, que permitan identificar la calidad y correlación entre parches, su conectividad y efectos de borde (Mellink et al., 2016).

Una de las especies endémicas de gran relevancia que se distribuye al norte de la República Mexicana, es el perrito llanero o de la pradera *Cynomys mexicanus* Merriam, 1892, el cual habita en zonas casi planas con pendientes menores al 3.7%, cubiertas por pastizales naturales (González, 2011). Dichos ecosistemas constituyen cerca del 6.1 del territorio nacional (11,832,000 ha) y el 40% a nivel mundial y se ubican en zonas con frecuentes sequías e incendios. Asimismo, en ellos hay poca abundancia de árboles o arbustos y predominan las herbáceas, principalmente gramíneas (Anderson, 2006; Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2013).

Se caracterizan por suministrar servicios ambientales como la conservación de la biodiversidad, el almacenamiento de carbono y la regulación de los recursos hídricos (Dong et al., 2020), así como por contribuir en la seguridad alimentaria al proporcionar leche, carne y cultivos a la sociedad, por lo que cumple funciones importantes en la productividad regional. No obstante, la degradación de los pastizales por la implementación de actividades agrícolas y ganaderas, ha derivado en la pérdida de diversas especies de fauna. Además, las condiciones fisiográficas de los sitios donde se distribuyen estos ecosistemas, propician que sean sensibles al cambio climático al haber menos disponibilidad del recurso hídrico, lo cual a su vez, deriva en el incremento en el sobrepastoreo, en la erosión del suelo, en cambios en la composición vegetal hacia zonas de matorrales improductivas y por ende en la pérdida de las especies que dependen del pastizal. Con ello, se reduce

el potencial socio-económico de los habitantes locales e incrementan los niveles de migración en busca de más oportunidades. Por esto, el pastoreo excesivo y el cambio de uso de suelo se consideran como los principales impulsores de la degradación de las praderas (Gang et al., 2018; Manzano, 2006; Zhang et al., 2020).

Ahora bien, en México estos ecosistemas mantienen una estrecha relación con animales de pastoreo nativos; de hecho, se considera que estos son más importantes que el fuego para evitar que se propaguen especies leñosas de arbustos. No obstante, el cambio de uso de suelo de dichos ecosistemas ha modificado las dinámicas anteriores, con lo cual se ha generado un declive continuo en la condición de los pastizales. Aunado a lo anterior, solamente el 2.25% aproximadamente de éstos tipos de vegetación se encuentra dentro del programa de Áreas Naturales Protegidas¹, y en ellos está permitido el pastoreo de ganado (Anderson, 2006; Askins et al., 2007).

En México los animales de pastoreo nativos más importantes son *Bison bison* (bisonte, Linneo, 1758), *Antilocapra americana* (berrendo, Ord, 1815), *Cynomys ludovicianus* (perrito de la pradera cola negra, Ord, 1815) y *C. mexicanus* (perrito llanero mexicano). Éste último es considerado, al igual que las otras cuatro especies que existen en Norteamérica, como ingeniero ecosistémico y especie clave de conservación (Treviño y Grant, 1998; Castellanos et al., 2016), al ayudar a regular el crecimiento de pastizal y coadyuvar en la disponibilidad de recursos y nutrientes para otras especies, con lo cual modifica la configuración espacial del paisaje que habita (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, 2011). Además, incrementa la heterogeneidad ambiental e incide en la diversidad biológica al influir en las propiedades físicas y químicas del suelo, el ciclo hidrológico, la estructura de la vegetación y la descomposición de materia vegetal (Ceballos y Pacheco, 2000).

¹ Hectáreas cubiertas por pastizal en Reservas de la Biósfera: Janos en Chihuahua, 223,228.54 ha (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, 2013); Mapimí en Durango, Chihuahua y Coahuila, 34,615 ha (Ruiz, 2010b); Área de protección y fauna Cuatro Ciénegas 8,594 ha (Ruiz, 2010a).

Al igual que las ardillas y marmotas, el perrito llanero mexicano pertenece a la familia de roedores Sciuridae, que se encuentra ampliamente distribuida a nivel mundial (Valdés, 2003). Ésta especie tiene el vientre café claro y el dorso color pardo más obscuro, con pelos negros y grises. Posee patas cortas con pies largos y garras grandes y la punta de su cola es negra. Mide de 38 a 44 centímetros de largo y pesa de 1 a 1.5 kilogramos. Vive hasta 7 años en vida silvestre, en congregaciones de hasta miles de individuos denominadas colonias o pueblos, que son integradas por grupos familiares conformados por un macho adulto y de una a cuatro hembras adultas con crías menores a dos años, los cuales se comunican mediante diferentes vocalizaciones o llamados. Alcanzan la madurez sexual en uno o dos años y pueden tener de 2 a 10 crías por camada. Se reproducen en enero y febrero, por lo que los nacimientos ocurren a mitad del mes de febrero y en marzo. Los juveniles surgen de las madrigueras en abril, después de un periodo de 23 días de lactancia (Mellink y Madrigal, 1993; Ceballos y Pacheco, 2000; Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, 2011).

La especie presenta una dinámica metapoblacional, definida como el intercambio de individuos de la misma especie entre un conjunto de poblaciones, que se distribuyen en parches aislados y que por lo tanto mantienen intercomunicación (López y Becerril, 1999). De esta manera, los perritos llaneros machos se dispersan, bajo fines reproductivos y de ampliar su territorio, a una distancia de 200 metros aproximadamente dentro y hacia otras colonias, mientras que las hembras mantienen un comportamiento filopátrico (González et al., 2012; Castellanos et al., 2016).

Por otra parte, este mamífero posee diversas interacciones interespecíficas debido a que sus madrigueras pueden ser ocupadas por insectos y arañas, roedores como la ardilla terrestre moteada (*Spermophilus spilosoma*) y aves como el tecolotito llanero (*Athene cunicularia*) y el chorlito llanero (*Charadrius montanus*). Cabe destacar que dichas guaridas alcanzan una profundidad y longitud de entre 5 y 34 metros, con un diámetro de 10 a 13 cm y que al construirlas se remueven alrededor de 200 a 225 kg de suelo por sistema de madrigueras (dos entradas) y cerca de

5,930 kg por hectárea. La tierra que se remueve para formar dichas cámaras, es acumulada en montículos cónicos a la entrada de las madrigueras, los cuales impiden la entrada de agua en temporada de lluvias, ya que las praderas se caracterizan por ser zonas inundables, y sirven como puestos de vigilancia para identificar depredadores (Whicker y Detling, 1988; Ceballos y Pacheco, 2000; Ceballos et al., 2005). Con respecto a ello, el *Cynomys mexicanus* forma parte importante de la cadena trófica, al servir de alimento para el águila real (*Aquila chrysaetos*), el águila cabeza blanca (*Haliaeetus leucocephalus*), el tejón (*Taxidea taxus*), la zorra del desierto (*Vulpes macrotis*) y el coyote (*Canis latrans*), considerado como su principal depredador (Mellink y Madrigal, 1993; Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, 2011).

Ahora bien, el *Cynomys mexicanus* se ha identificado como un “relicto geográfico aislado del *C. ludovicianus*”, fuertemente asociado a suelos gipsófilos cubiertos principalmente por pastizales cortos, como *Muhlenbergia repens*, *Halimolobos sp*, *Gaura coccinea* y *Calylophus hartwegii*, que constituyen su principal fuente de alimentación (Mellink y Madrigal, 1993; Scott et al., 2004) y cuyo porcentaje de cobertura debe ser del 15% al 91% (Clippinger, 1989). De esta forma, la especie se distribuye únicamente en zonas abiertas conformadas por pastizales cortos, los cuales son rodeados por arbustos que representan una barrera para la dispersión de los perritos, al estar más vulnerables ante depredadores. Por lo anterior, dentro de la colonia el porcentaje de vegetación arbustiva debe ser bajo (López, 2016). De hecho, se ha reportado que las colonias inactivas tienen mayor densidad de arbustos que las activas, lo cual muestra el valor de la especie como ingeniero ecosistémico, al mantener los espacios libres de la invasión de arbustos como el mezquite (Royo y Báez, 2001).

La relación dada entre la especie y las condiciones edafológicas, ha determinado potentemente su rango de distribución restringido al norte de México, en los estados de Coahuila, Nuevo León, Zacatecas y San Luis Potosí (Scott et al., 2004). Aunado a dichas condiciones, de manera histórica su distribución y abundancia han disminuido drásticamente debido a la destrucción de su hábitat por la

implementación de programas agropecuarios de corte extensivo, que incentivan el desarrollo de actividades ganaderas y la continua ampliación de la frontera agrícola, por los efectos del cambio climático, que ha propiciado temporadas de estiaje más prolongadas, y por conflictos agrarios y colonizaciones (Carabias et al., 2007). Esto ha derivado en procesos secundarios, tales como el incremento del nivel de fragmentación y el aislamiento en las colonias remanentes, y la erosión del suelo, que al cubrirse de una capa calcárea se vuelve inadecuado para el desarrollo del perrito llanero. Asimismo, las condiciones señaladas incrementan la depredación e inhiben los procesos naturales de recolonización de esta metapoblación, con lo cual también se presentan problemas genéticos al haber poco flujo génico intercolonial (Ceballos et al., 1993; Treviño y Grant, 1998; Scott et al., 2004).

Debido a las situaciones anteriores, desde 1986 el *C. mexicanus* fue catalogado como especie en peligro de extinción por instituciones internacionales como el Servicio de Fauna Silvestre de Estados Unidos y la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (Ceballos y Mellink, 1990; IUCN, 2018), mientras que en México se le asignó oficialmente dicha categoría en 1994 en la NOM-059 (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2010). Dentro de la lista roja de la UICN se encuentra bajo la categoría “B2ab” que se refiere a especies cuya área de ocupación tiene alto grado de fragmentación y es menor a los 500 km², y dónde ha disminuido la calidad del hábitat, así como el número de poblaciones e individuos maduros (UICN, 2012).

En este contexto, se han realizado acciones que pretenden contribuir al cuidado de la especie. Una de ellas es la inclusión del perrito llanero mexicano en el Programa de Conservación de Especies en Riesgo (PROCER), de la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, el cual comenzó en 2007 bajo la premisa de contribuir a la conservación, incorporando a todos los sectores implicados, como ejidos, comunidades, instituciones gubernamentales, de investigación y de la sociedad civil, entre otros. Asimismo, esta institución estableció la Región Terrestre Prioritaria (RTP) número 80 denominada “Tokio”, conformada por los estados de San Luis Potosí, Zacatecas, Nuevo León y Coahuila, dónde se destinaron 8,632 km² para la

conservación del hábitat de éste mamífero. Su delimitación se realizó con base en las curvas de nivel de 1,800 msnm al sur y de 2,000 msnm al norte y occidente, y en ella predomina la vegetación xerófila y en menor grado el chaparral y pastizal gipsófilo (Arriaga et al., 2000; Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, 2018).

Pese a todos estos esfuerzos, se consideró que es primordial la identificación de la distribución actual y las amenazas aledañas al hábitat del *C. mexicanus*. Lo anterior con el fin contribuir en su conservación, dado que la especie ha ido perdiendo espacios disponibles para su desarrollo. Incluso, la única población reportada en Zacatecas fue exterminada en 1992, y las ubicadas en los otros tres estados han desaparecido o están altamente fragmentadas (Ceballos et al., 1993; Fregoso, 2017).

Tabla 1.1. Extensión ocupada por *Cynomys mexicanus*.

	Ceballos <i>et al.</i> , 1993 ^a	Treviño y Grant, 1998 ^b	Scott <i>et al.</i> , 2004 ^c
Nuevo León	± 4,900 ha	35,470 ha	23,400 ha
Coahuila	± 2,400 ha	11,250 ha	8,200 ha
San Luis Potosí	± 630 ha	950 ha	600 ha
Total	16,000 ha	47,670 ha	32,200 ha

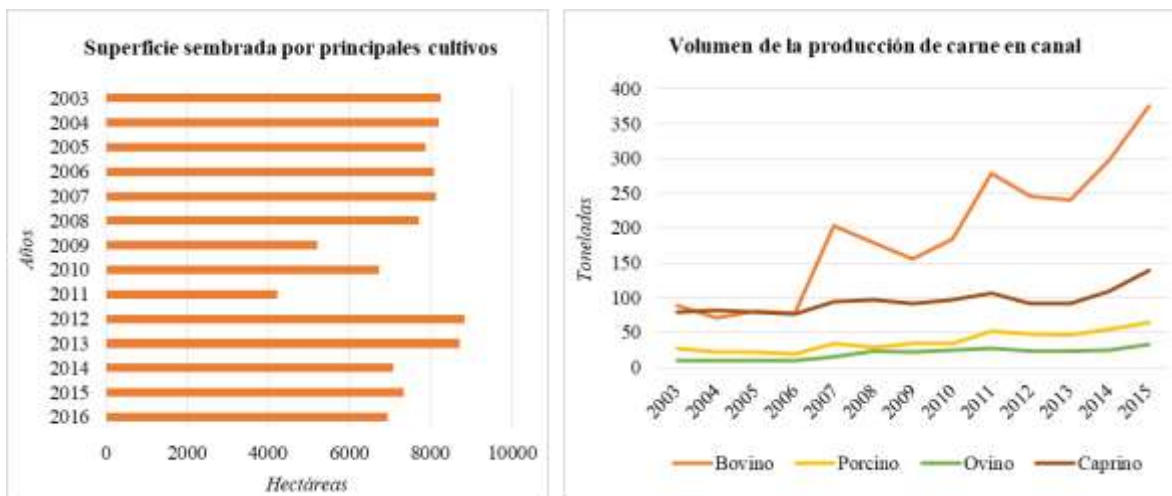
± De algunas colonias activas no se identificó su extensión, por ello la cantidad de hectáreas es aproximada. ^a Datos obtenidos de 1986-1988 ^b Obtenidos en 1992 y 1993 ^c Obtenidos en 1999.

Con respecto a ello, el rango de distribución histórico del perrito llanero según Ceballos *et al.* (1993) era de aproximadamente 60,000 ha, mientras que Treviño y Grant estimaron que fue de 125,500 ha en los estados de Coahuila, Nuevo León, Zacatecas y San Luis Potosí. Si se considera la segunda estimación, se puede deducir que hasta 1996 se había perdido cerca del 62% del hábitat de dicha especie (Treviño y Grant, 1998), mientras que de 1996 a 1999 se redujo un 33%, o bien un 74% a comparación de los registros históricos (Scott et al., 2004). En la Tabla 1.1 se puede observar la disminución de la superficie ocupada por perrito de la pradera

en tres estados del noreste mexicano a lo largo de una década², cabe recalcar que dichas cifras fueron obtenidas 7 años después de que la especie fuera catalogada como en peligro de extinción en el país, lo cual denota la falta de implementación de acciones enfocadas en su conservación durante ese periodo.

De acuerdo a la información señalada, el estado de San Luis Potosí fue el que mayor porcentaje de hábitat perdió de 1996 a 1999 (36.8%), por ello dicha zona se tomó como área de estudio para esta investigación. Además, las colonias que se encontraron inactivas para 1999 en la entidad, habían sido previamente clasificadas como parches aislados (Treviño y Grant, 1998). Lo anterior resulta primordial si se considera que según lo registrado, el estado cuenta con las colonias más pequeñas y con el máximo promedio de distancia entre colonias grandes y las aledañas, por lo que posiblemente presentan mayor riesgo de extinción (Scott et al., 2004).

Gráficas 1.1. Superficie dedicada a agricultura y volumen de producción de carne en canal en el municipio de Vanegas, San Luis Potosí.



Fuente: elaboración propia con base en Instituto Nacional de Estadística y Geografía 2018.

En la entidad Potosina las colonias de perrito llanero se distribuyen dentro del municipio de Vanegas, el cual colinda con los estados de Zacatecas, Coahuila y Nuevo León, y tiene una superficie de 2,805.75 km² habitada por 7,902 habitantes.

² El área reportada para 1993 por Ceballos *et al.* corresponde únicamente a una aproximación de la extensión del hábitat, ya que no se determinó el tamaño de todas las colonias encontradas activas.

Dicha población se ha empleado principalmente en el sector primario, de hecho, durante el año 2010 alrededor del 67% de la población ocupada³ trabajó en actividades asociadas a agricultura, ganadería y aprovechamiento forestal. En este sentido, se identificó que en cuanto a la extensión sembrada dentro del municipio se presentaron algunos incrementos durante 2012 y 2013 como se muestra en la Gráfica 1.1. Además, con respecto al volumen de producción de carne en canal, el ganado bovino y caprino han sido los dos que más han aumentado en el periodo revisado. Esto evidencia que aunque se haya establecido la RTP 80, se continúan desarrollando las actividades mencionadas, dónde destaca principalmente la ganadería extensiva. Por lo cual, si se considera que estas dos actividades son las principales impulsoras de la fragmentación en el ecosistema, se espera que haya habido una disminución en el hábitat del perrito llanero y por ende en el tamaño de sus colonias desde el último reporte emitido en 2004 hasta el año 2018.

Ante este panorama surge el interés por conocer el estado actual de la distribución de las colonias del perrito llanero mexicano, así como algunas de las posibles amenazas y causas en la disminución de su hábitat en el Altiplano Potosino. Lo anterior con el fin de coadyuvar en su cuidado, a partir de la elaboración de estrategias de conservación, ya que se han identificado algunos esfuerzos que han sido exitosos, principalmente en Coahuila y Zacatecas, dónde actualmente hay cinco colonias nuevas creadas en 2014 por la Asociación Civil Espacios Naturales y Desarrollo Sustentable (ENDESU) (Fregoso, 2017).

³ Personas de 12 años y más que trabajaron al menos una hora para producir bienes y servicios a cambio de una remuneración monetaria o en especie (Instituto Nacional de Estadística y Geografía 2018).

Objetivo general

Establecer la distribución actual del *Cynomys mexicanus* en el Altiplano Potosino y determinar su densidad poblacional y el estado de sus colonias, a fin de proponer estrategias de conservación *in situ* para sus poblaciones.

Objetivos específicos

- Determinar la distribución actual del perrito llanero mexicano y evaluar el efecto del porcentaje de cobertura herbácea, densidad de arbustos, densidad de población humana, densidad vial y el área de la colonia sobre la densidad poblacional de la especie en el Altiplano Potosino.
- Evaluar el estado de su hábitat con relación a los diferentes usos de suelo, así como al porcentaje de cobertura herbácea y a la densidad arbustiva, e identificar como éstas dos últimas variables determinan la permanencia o extinción local de la especie en la región (ocupación de hábitat).
- Elaborar estrategias de manejo que contribuyan a la conservación *in situ* del perrito llanero.

Hipótesis

Se espera que la superficie ocupada por colonias de *Cynomys mexicanus* haya disminuido. Las colonias con mayor densidad de perrito llanero mexicano tendrán un porcentaje de cobertura herbácea mayor al 15%, una densidad de arbustos baja y estarán alejadas de asentamientos humanos e infraestructura vial. De igual manera, las colonias que se encuentren ocupadas serán las que tengan una pradera abierta donde predominen las herbáceas, mientras que las desocupadas estarán cubiertas principalmente por especies leñosas. La evaluación del hábitat circundante a las colonias, permitirá integrar algunas de las variables que conforman la complejidad del ecosistema en el que se encuentra el perrito llanero y con ello se podrán establecer estrategias de conservación *in situ* con mayor efectividad.

Justificación

El *Cynomys mexicanus* es considerado como especie clave de conservación (Figura 1.1.), ya que ayuda a mantener los pastizales y todos los procesos biológicos, económicos, sociales y culturales entre otros, que se desarrollan en estos ecosistemas, al impedir la desertificación⁴ y evitar la colonización de flora invasora típica de zonas sobrepastoreadas, como el mezquite (Ceballos y Pacheco, 2000), el cual transforma la composición de especies, así como la abundancia de plantas y vertebrados. Ejemplo de lo anterior es la retroalimentación positiva observada en sitios donde se erradicó el perrito llanero, en los cuales, al predominar el mezquite, se presentó mayor abundancia de roedores heterómidos, quienes a su vez facilitaron la dominancia de dicho arbusto debido a sus actividades de forrajeo. Asimismo, resulta imposible volver a tener los atributos necesarios para el establecimiento de pastizal, debido a la transformación de las propiedades edafológicas (Ceballos et al., 2005).

Por otra parte, los perritos llaneros inciden en otros procesos ecosistémicos como el ciclado de nutrientes, ya que los niveles de Nitrógeno son más elevados en colonias activas que en las inactivas, por lo que dicha especie “incrementa el valor nutricional y la digestibilidad de la vegetación para otros herbívoros, incluyendo el ganado” (Ceballos et al., 1999). La situación anterior puede deberse a que estas zonas reciben mayor aporte de nitrógeno de las excretas de los herbívoros que pastan ahí, en formas disponibles como iones de amonio y nitrato. O bien, si se considera que la concentración de nitrógeno en las hojas disminuye con la edad, esta puede ser más elevada en las colonias de perrito llanero activas, debido a la continua defoliación y crecimiento de nuevas hojas (Whicker y Detling, 1988).

⁴ Degradación continua de los ecosistemas de las zonas secas debido a las actividades humanas y a los cambios climáticos (Naciones Unidas, n.d.)

Figura 1.1. Interacciones del Perrito llanero que contribuyen a la biodiversidad regional.



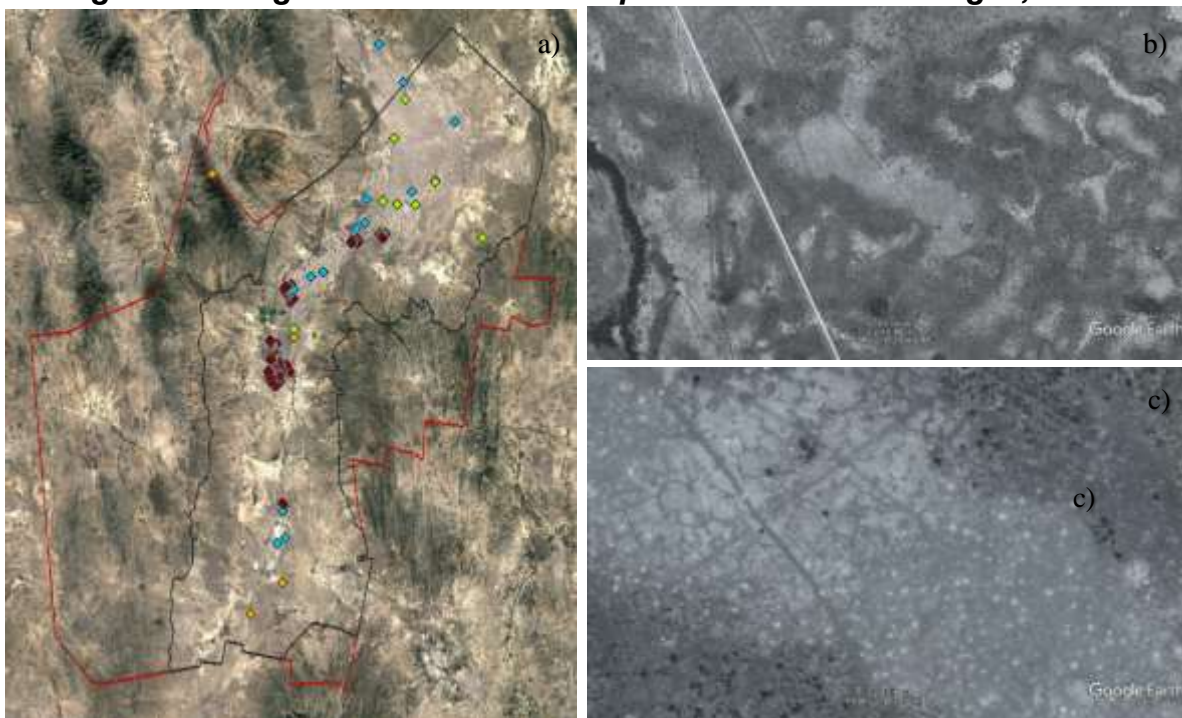
Fuente: elaboración propia con base en Ceballos et al., 2005; González et al., 2012; y Castellanos et al., 2016.

Asimismo, se ha registrado que, en la construcción de sus madrigueras, la especie puede llegar a revolver una gran cantidad de kilogramos de suelo por hectárea y que estas guaridas pueden utilizarse por 21 especies de vertebrados (Ceballos et al., 1999). Además, las zonas con altas densidades de *Cynomys mexicanus* se asocian con diferentes depredadores, por lo que su extinción puede conllevar a una reducción significativa de la biodiversidad a nivel regional (Ceballos et al., 2005). Por tal motivo, la preservación de perritos de las praderas “debería contribuir a la conservación de todo el ecosistema” (Scott et al., 2004), y por ende en el soporte y bienestar de los seres humanos al mantener la diversidad de servicios ecosistémicos. Dicho de otro modo, su conservación ayudaría a mantener un sistema ecológico dinámico estable.

Metodología

Para conocer la distribución actual de la especie en el Altiplano Potosino, fue necesario revisar registros previos sobre la actividad de las colonias en la zona de estudio, siendo los más recientes el trabajo de Scott *et al.* (2004) y el emitido por la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO, 2018), elaborado con datos recabados durante 2011. Posteriormente se ubicaron las coordenadas geográficas de las colonias en ArcMap 10.2 y se exportaron a Google Earth, para identificar zonas con posible presencia de perrito llanero mediante la técnica de percepción remota, al estar cercanas a los puntos registrados previamente y cumplir con una configuración espacial específica (Figura 1.2).

Figura 1.2. Registros de colonias de perrito llanero en Vanegas, S.L.P.



a) Se marcó el municipio de Vanegas con borde rojo, la RTP-80 Tokio correspondiente al municipio de color negro y los puntos que corresponden a las colonias registradas en 1993 (naranja), 1998 (azul), 2004 (verde) y 2011 (rojo). Cada uno de ellos cuenta con información asociada a la actividad dentro de la colonia, así como su extensión aproximada. b) Las colonias se caracterizan por mostrar una textura fina y color claro, ya que se cubren por pastizales cortos, a diferencia de sus bordes que son más rugosos y oscuros debido a que están compuestos por vegetación arbustiva. c) Se observan puntos blancos que corresponden a los montículos formados con la construcción de las madrigueras de los perritos llaneros, lo que permitió inferir si las colonias se encontraban activas. Fuente: Ceballos et al., 1993; Treviño y Grant, 1998; Scott et al., 2004; Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, 2011; y Google Earth, 2018.

Con dicha información se encontraron los sitios con posible presencia de la especie, y después se visitaron en campo. Para algunos de los sitios, la visita se llevó a cabo en compañía de habitantes de localidades aledañas. El borde de cada colonia fue delimitado a partir de la mayor ocurrencia de madrigueras inactivas; es decir, las que ya se encontraban colapsadas, con la entrada bloqueada por telarañas o vegetación y sin heces fecales frescas, así como con el incremento en la densidad de vegetación arbustiva.

Se caminó por el perímetro y con la herramienta “calculate area”, de un Sistema de Posicionamiento Global (GPS Garmin 64s), se marcaron los nodos que conectados formaron el borde de la colonia. Dicha información espacial se importó al programa ArcMap 10.2, dónde se delimitaron todos los polígonos correspondientes a las colonias activas de perrito llanero (Figura 1.3.), a partir de los cuales se pudo conocer el área de cada una. Los procedimientos anteriores fueron diferentes a los desarrollados por Treviño y Grant (1998), ya que para calcular el área de cada colonia se midió la distancia desde sus bordes de norte a sur y de este a oeste.

Figura 1.3. Colonia “El Manantial”.



Fuente: Google Earth, 2018 y Trabajo de campo, 2018.

Con la información recabada se pudo comparar la superficie de las colonias registradas en 1998 y las encontradas en 2018-2019, y se identificaron colonias en expansión, disminución, desocupadas y nuevas. Cabe destacar que, aunque la metodología empleada para determinar el área de cada sitio en este trabajo y el de Treviño y Grant (1998) no fue la misma, esta comparación representa una aproximación sobre los cambios ocurridos en cuanto a la superficie ocupada por la especie durante más de dos décadas.

Por otro lado, dentro de las colonias se realizaron transectos con un ancho fijo de 50 metros y longitud variable, dependiendo del tamaño de la colonia, en los cuales se midió la distancia a la que se encontraban perritos llaneros y madrigueras activas⁵ e inactivas de manera perpendicular al transecto (Figura 1.4). Para medir las distancias se utilizaron binoculares Zeiss con distanciómetro láser. Posteriormente los datos fueron analizados en el programa Distance 7.3., para estimar la densidad de población en cada colonia (Buckland et al., 1993). Cabe destacar, que se elaboró el mayor número de transectos posible en cada una de las colonias para poder tener repeticiones estadísticas y así obtener una muestra lo más representativa posible del número de madrigueras por colonia.

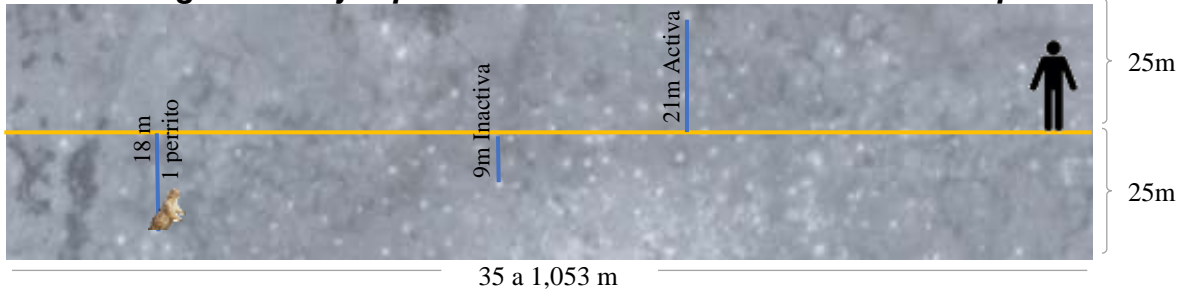
Este procedimiento también difirió del empleado por Treviño y Grant (1998), ya que en su investigación realizaron solamente un transecto por colonia, de 2 metros de ancho y de longitud y dirección indefinida, ambas características fueron condicionadas por la forma y tamaño de la colonia, y obedecieron a que se tuviera la mejor representación del área. Por ello, al igual que en el caso de la ubicación y tamaño de las colonias, aunque no se elaboraron con la misma metodología el trabajo citado y la presente investigación, si muestran una aproximación sobre los cambios que ha pasado la especie en el Altiplano Potosino.

Por otro lado, después de identificar la distribución actual y densidad poblacional del *Cynomys mexicanus*, se continuó con la evaluación de su hábitat mediante la

⁵ En trabajos previos de perrito llanero se realizan conteos de madrigueras activas para estimar la densidad poblacional, ya que por la biología de la especie es difícil hacer el conteo directo de los individuos.

obtención de indicadores tanto a nivel de colonia (PCH y DA), como de la Región Terrestre Prioritaria 80 – Tokio (DP, DV y SCP), como se describe a continuación.

Figura 1.4. Ejemplo de realización de transectos en campo.

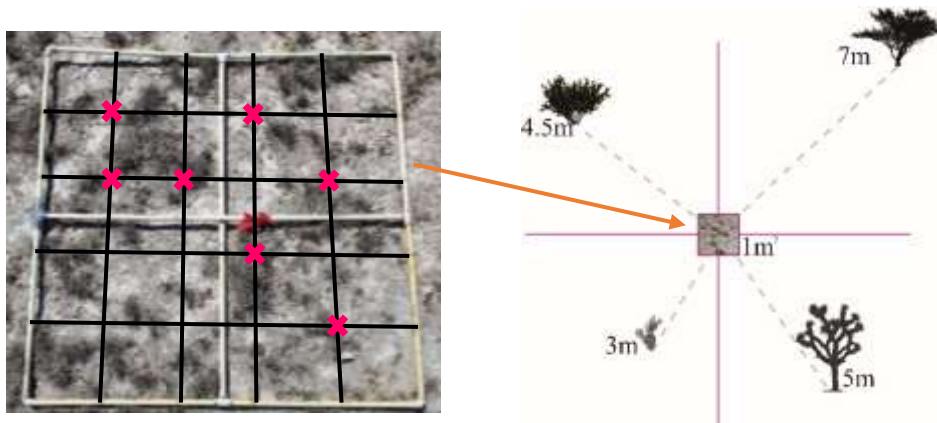


Fuente: Google Earth, 2018 y trabajo de campo.

Para conocer el Porcentaje de Cobertura Herbácea (PCH) se utilizó el método de cuadrante, el cual consiste en poner un cuadro de 1m² sobre la vegetación para determinar su densidad (Figura1.5). Este cuadro se dividió en 25 sub-cuadrantes, mediante la colocación de 4 alambres paralelos separados a la misma distancia, de arriba a abajo y con otros 4 de izquierda a derecha, por lo que se tuvieron 16 nodos. Se colocó aleatoriamente, dentro de los transectos que se realizaron para calcular densidad de perrito llanero, de tal manera que por transecto se tomaron alrededor de 3 mediciones y se contaron el número de nodos (o cruces entre los alambres) que intersectaron vegetación. A partir de la información obtenida se estimó el porcentaje de herbáceas por sitio (Mostacedo y Fredericksen, 2000). Este indicador se consideró de gran relevancia toda vez que la cobertura herbácea es fundamental en los sitios con presencia de perrito llanero, la cual debe ser mayor al 15% (Clippinger, 1989).

Por otra parte, en los mismos puntos en los que se estimó la vegetación herbácea, se empleó el método punto centro cuadrado para medir la Densidad de Arbustos (DA). Se marcó un punto imaginario al centro del cuadro, y a partir de él se establecieron cuatro cuadrantes, en los que se midió la distancia hasta el arbusto más cercano (Figura 1.5.).

Figura 1.5. Cuadrante y punto centro cuadrado.



Fuente: Elaboración propia con base en Mostacedo y Fredericksen, 2000 y trabajo de campo.

En seguida se dividió 10,000 entre la distancia promedio de cada sitio para obtener la densidad por hectárea. Algunos de los beneficios de este procedimiento son la necesidad de poco equipo y mano de obra y su rapidez para llevarlo a cabo, por lo cual es uno de los más utilizados para el muestreo de arbustos y árboles (Mostacedo y Fredericksen, 2000). Este indicador se realizó debido a que la vegetación arbustiva actúa como una barrera en las colonias de *Cynomys mexicanus*, que les impide distribuirse a nuevos sitios para colonizar, ya que se encuentran expuestos ante depredadores.

También fue importante conocer la Densidad de Población Humana (DPH) dentro de la Región Terrestre Prioritaria-80 Tokio, ya que a lo largo de la historia, ésta se ha caracterizado por incidir mayormente de forma negativa en la distribución del perrito llanero, sobre todo con el desarrollo de sus actividades económicas (Castellanos et al., 2016). La densidad demográfica se refiere al número de habitantes por km² y se obtiene mediante la siguiente fórmula (Palacio et al., 2004):

$$DPH = \frac{PT}{S}$$

DPH: Densidad de población humana
PT: Población total
S: Superficie en km²

Este indicador se desarrolló con datos del año 2010, los más recientes publicados por el INEGI, ya que permite evaluar la presión demográfica sobre el suelo y sus

recursos, principalmente en sitios cercanos a las colonias de perrito llanero, ya que esto puede representar diferentes situaciones dependiendo del tipo de relación que tenga la comunidad con la especie.

Similar al anterior, se obtuvo la Densidad Vial (DV), que se refiere a la longitud en kilómetros de carreteras o vías férreas por superficie (Palacio et al., 2004). Este indicador es relevante, ya que dichas vías de comunicación pueden representar un peligro para el desplazamiento de la especie, por lo cual los sitios donde se espera se tenga una conservación biológica de perrito llanero más efectiva, serán los que tengan una menor densidad de caminos en sus cercanías. Se calculó como se indica a continuación:

$$DV = \frac{(LC * J) + (LF * J)}{S}$$

DV: Densidad vial
 LC: Longitud en Km de carreteras
 LF: Longitud en Km de vías férreas
 S: Superficie en km²
 J: Jerarquía

Tabla 1.2. Jerarquización por tipo de vialidad.

Tipo	Carriles	Colonia	Jerarquía
Terracería	1	Fuera	1
Terracería	1	Dentro	1.2
Ferrocarril	-	-	1.4
Pavimentada	1	Fuera	1.6
Pavimentada	2	Fuera	1.8

Asimismo, fue necesario jerarquizar por el tipo de vialidad, tal y como se muestra en la Tabla 1.2., ya que, en términos de movilidad de la especie, diferentes tipos de caminos representan diferentes tipos de amenaza para la especie. En este sentido, los kilómetros de longitud carretera, fueron multiplicados por el valor jerárquico asignado a los diferentes tipos de vialidades y enseguida dividido entre la superficie en km².

Finalmente, se realizó una clasificación supervisada con el fin de conocer a escala de paisaje los diferentes usos de suelo y vegetación que se emplazan en las inmediaciones de las colonias para evaluar su potencial efecto en la distribución del perrito llanero. Se utilizaron imágenes de satélite Sentinel 2 del mes de julio de

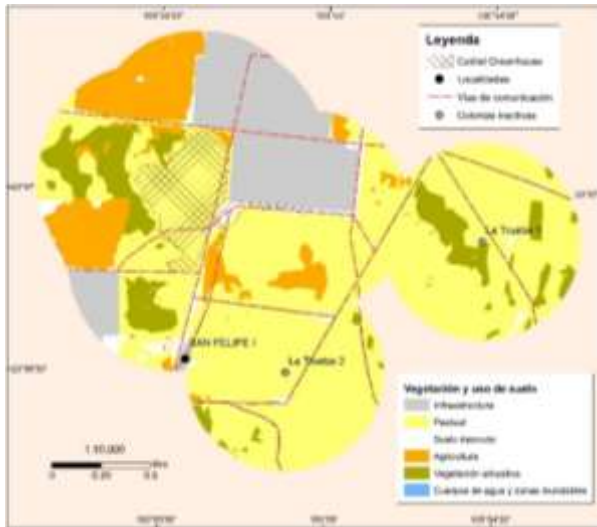
2018⁶ en la RTP-80 Tokio. Primero se elaboró un preprocesamiento de las imágenes en el programa QGIS 2.18.16, para hacer una corrección atmosférica. Este paso es esencial ya que permite eliminar las alteraciones radiométricas y geométricas, ocasionadas por la plataforma desde donde se están tomando, la rotación terrestre, el sensor o la atmósfera, que modifican el tono, tamaño y posición de los objetos. A continuación, se formó un juego de bandas con la B2 (azul), B3 (verde), B4 (rojo) y B8 (infrarrojo cercano), para aplicar un falso color que permitiera con mayor facilidad identificar los diferentes tipos de cubiertas vegetales y usos de suelo en la zona de estudio (Chuvieco, 1995).

Una vez que se obtuvieron los juegos de bandas por cada una de las tres imágenes se formó un mosaico, el cual se recortó en ArcMap 10.2 con base en los límites de la RTP-80 Tokio correspondiente al estado de San Luis Potosí. Después se continuó con la selección de zonas de entrenamiento en el programa ENVI 5.3., para lo cual fue primordial tener conocimiento sobre la zona de estudio. A éstas se les asigna una categoría temática, para posteriormente aplicar un algoritmo encargado de agrupar píxeles con información espectral similar en las categorías previamente establecidas, lo que permite obtener una clasificación de toda la imagen.

Finalmente, en QGIS 2.18.16 se realizó una matriz de confusión como parte de la post-clasificación, para evaluar si ésta fue elaborada correctamente. Dicho de otro modo, se compararon las clases de las áreas de entrenamiento seleccionadas, con otras que correspondieran a los mismos usos de suelo o vegetación, pero que se marcaron en sitios diferentes a las anteriores. Con ello se obtuvo la precisión general, que se refiere al total de píxeles bien clasificados sobre el total que existen en la imagen (porcentaje), así como el Coeficiente de Kappa, que evalúa la concordancia con valores que van de 0 a 1, dónde este último indica que la concordancia es perfecta (del 100%) (Cortés et al, 2010). A partir de esto se pudo conocer la Superficie Cubierta por Pastizales (SCP), con relación a otros tipos de vegetación y usos de suelo presentes en la región.

⁶ Imágenes con resolución espacial de 10 x 10 metros. Las claves de las que se utilizaron son: T14QKM, T14QLM y T14RLN.

Figura 1.6. Ejemplo de buffer.



Fuente: elaboración propia con base en United States Geological Survey, 2018, áreas de entrenamiento y trabajo de campo.

Posteriormente, se elaboraron buffers de 0.5 km de distancia a partir del borde de cada una de las colonias usando el programa ArcMap 10.2. (Figura 1.6.), en el cual se traslaparon la DPH, DV y SCP para estimar a nivel de paisaje la interacción que tiene la especie con otros usos de suelo y actividades humanas (Castellanos et al., 2016). Esta distancia se determinó siguiendo la metodología propuesta por Castellanos et al (2016), y al considerar los rangos de distribución del *Cynomys*

ludovicianus, que es de 1,000 m. alrededor de la colonia, y del *Cynomys mexicanus*, que recorre aproximadamente 200 m.

Análisis estadísticos

Para estimar la densidad de *Cynomys mexicanus*, se utilizó el algoritmo de “Conventional distance sampling” con los términos de ajuste de coseno, polinomio simple y polinomios de hermite en el programa Distance 7.3. Ésta es una metodología que modela la probabilidad de detección en función de la distancia desde el transecto hasta cada uno de los objetos que se están censando, y que asume que a la distancia cero todos son detectados. Utilizando el conjunto de distancias registradas y el modelo de detección en función de la distancia es posible estimar la densidad de animales (o madrigueras) (Thomas et al., 2010).

Por otra parte, para estimar el posible efecto de las variables que afectan la densidad de población de perrito llanero se ajustaron regresiones múltiples en el programa R 3.4.1., dónde se consideró como variable dependiente la densidad de madrigueras activas (Dmad) y las independientes fueron el porcentaje de cobertura herbácea, la densidad de arbustos, la densidad de población humana, la densidad vial y el área de la colonia. A partir de ello se identificó que las últimas 3 no tuvieron correlación con la densidad de *Cynomys mexicanus*, por lo que los modelos generados fueron los siguientes: M1) Dmad vs PCH; M2) Dmad vs DA; M3) Dmad vs DA + PCH; M4) Dmad vs DA * PCH; y M5) modelo nulo.

Además, se corrieron regresiones logísticas para elaborar un análisis de presencia – ausencia y conocer la probabilidad de ocupación de una colonia de acuerdo al PCH y la DA, por lo que para la variable de respuesta (presencia) se asignó el valor de 0 a las colonias inactivas y de 1 a las ocupadas. Para este análisis los modelos que se emplearon fueron: MA) presencia vs DA; MB) presencia vs DA + PCH; MC) presencia vs DA * PCH; MD) presencia vs PCH y ME) modelo nulo. Los modelos lineales generalizados para densidad y ocupación como variables de respuesta fueron comparados utilizando una versión para tamaños de muestra pequeños del Criterio de Información de Akaike (AIC), asimismo, se calcularon valores de delta de Akaike (ΔAIC) y los pesos de Akaike (w_i) (Burnham y Anderson, 2002).

Posteriormente, se procedió a promediar los parámetros pesados, y se llevó a cabo el mismo procedimiento para sus errores estándar de acuerdo a los procedimientos

descritos en Burnham y Anderson (2002). Para el caso de la regresión logística, se calcularon los “Odd ratios” (razón de probabilidad) para cada uno de los parámetros promediados. Los OR representan la probabilidad de que ocurra o no un evento, que en este caso se refiere a que un sitio sea ocupado o no por *Cynomys mexicanus* (Cerdeña et al., 2013), en función de los valores que toma cada una de las variables de respuesta. Además, se generaron intervalos de confianza del 95% para los OR. Para todas las variables de respuesta cuyos intervalos de confianza alrededor de los OR no incluyeran al valor 1, se generaron figuras que muestran el cambio en la probabilidad de ocupación en función del cambio en los valores de dicha variable, manteniendo los valores de las demás variables en su valor medio. Finalmente, se realizó la prueba de bondad de ajuste de Hosmer y Lemeshow, que comprara los valores esperados con los realmente observados mediante una prueba de X^2 .

Resultados

Se identificaron 14 colonias desocupadas y 12 activas⁷ en el Altiplano Potosino (Figura 1.7), de las cuales 3 son propiedad privada, 3 se encuentran en el Ejido El Gallo y 6 en el de Estación El Salado. De la totalidad únicamente en 5 incrementó la extensión, mientras que el resto disminuyeron, o bien se mantuvieron deshabitadas (Gráfica 1.2). Cabe destacar que de las colonias inactivas, sólo dos habían sido reportadas en 1992 bajo este estatus, por lo que el resto experimentó extinciones locales en los últimos 27 años. Además, se ubicaron 5 colonias que no habían sido registradas previamente, tres ocupadas “Cedral Greenhouse”, “El Gallo C” y “El Pozo”⁸, y dos deshabitadas “La Noria” y “El Gallo D”⁹.

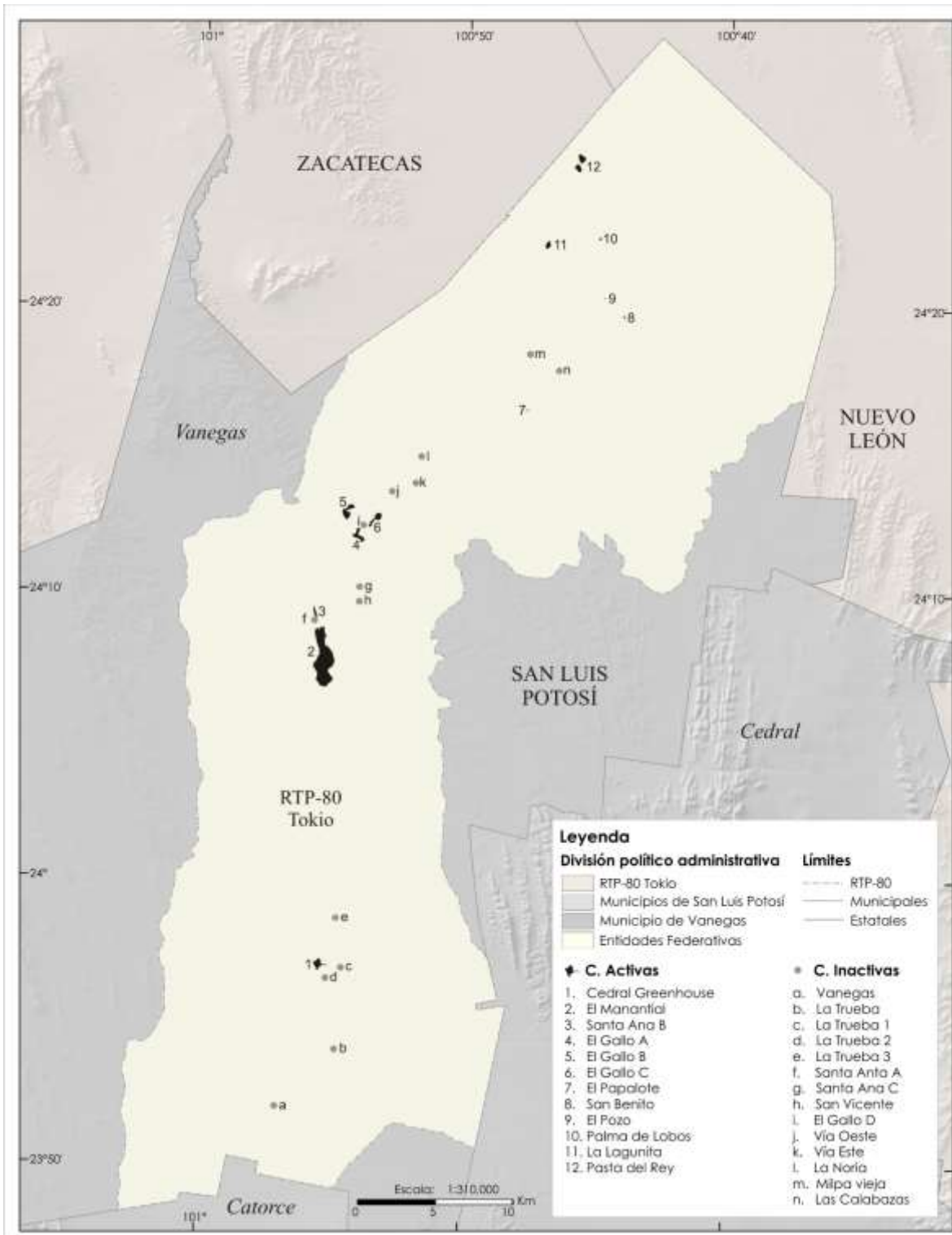
El límite inferior actual de la distribución del perrito llanero mexicano está cerca de los 24° latitud norte, en una colonia aislada ubicada dentro del rancho de “Cedral Greenhouse” (Figura 1.7). Diez minutos al norte se encuentran dos clúster separados por menos de 2 km, el primero está comprendido por “El Manantial” y “Rancho Santa Ana B”, y el segundo por las tres colonias del Ejido El Gallo. En ambos casos se observaron madrigueras colapsadas rodeadas de arbustos entre las colonias, las cuales se denominaron “Rancho Santa Ana A” y “El Gallo D” (colonias inactivas). Por ello, se infiere que en la región hubo un proceso de fragmentación y que los dos parches aislados de El Manantial anteriormente formaban parte de una misma colonia de mayor área, y los tres remanentes de El Gallo constituían otra.

⁷ En total son 13. No se consiguió el acceso a la colonia “La Loma”, por lo que se excluyó de este trabajo.

⁸ Las dos primeras ya consolidadas y la última recientemente colonizada según testimonios de los ejidatarios de Estación El Salado.

⁹ Ambas con madrigueras colapsadas o con la entrada obstruida por vegetación o telarañas.

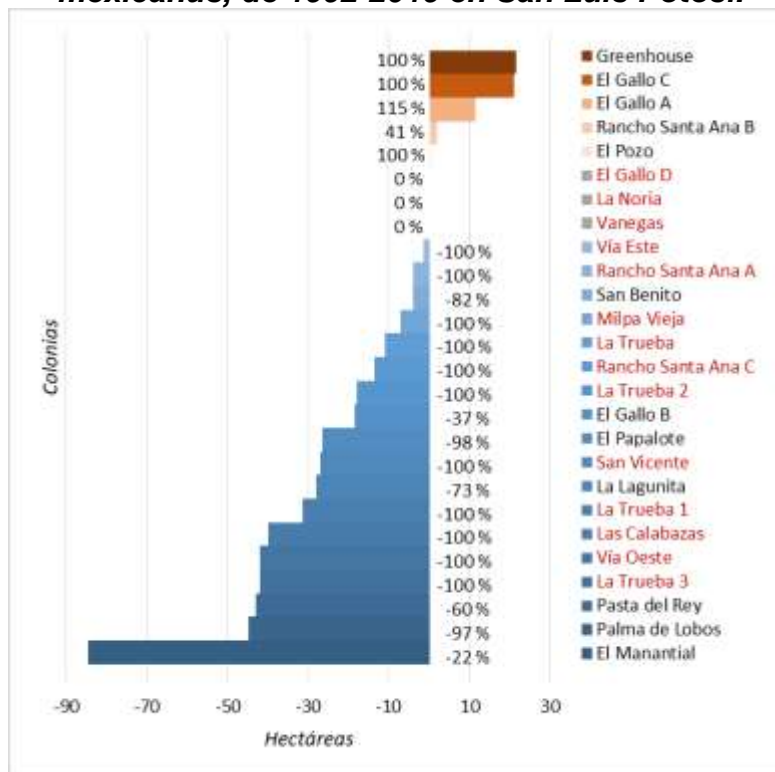
Figura 1.7. Ubicación de colonias de *Cynomys mexicanus* en el Altiplano Potosino.



Fuente: elaboración propia con base en trabajo de campo.

Finalmente, en el límite norte del estado se hallan un par de colonias cercanas “San Benito” y “El Pozo”, mientras que el resto están relativamente aisladas entre sí. Cabe destacar que “Pasta del Rey” se conforma por dos parches separados por una franja de vegetación arbustiva, los cuales se consideraron como parte de la misma colonia debido a que la distancia entre ellos es menor a los 200 metros.

Gráfica 1.2. Cambios en la superficie ocupada por colonias de *Cynomys mexicanus*, de 1992-2019 en San Luis Potosí.



Fuente: Elaboración propia con base en Treviño y Grant, 1998 y trabajo de campo. La tipografía roja corresponde a las colonias desocupadas, mientras que las barras en tonos fríos representan las colonias que disminuyeron, las grises a las que mantuvieron y las cálidas a las que incrementaron su extensión.

En cuanto al espacio empleado por la especie, para 1992 se tenía reportado un total de 869.5 ha ocupadas por perrito de las praderas en el estado (Treviño y Grant, 1998). No obstante, dicha superficie se redujo a la mitad (438.6 ha) en las últimas dos décadas, principalmente en el Manantial, propiedad de 3 personas diferentes, que a pesar de haber perdido el mayor número de hectáreas, continúa siendo la colonia que ocupa más extensión en la entidad Potosina. Situación contraria a la presentada en La Trueba 3, Vía Oeste y Las Calabazas, colonias actualmente

desocupadas, que en su momento juntas ocupaban una superficie mayor a las 130 ha (Treviño y Grant, 1998).

Por otra parte, para conocer la densidad de *Cynomys mexicanus* fue necesario utilizar el número de madrigueras activas en cada sitio (Castellanos Morales et al., 2016). Lo anterior derivado de la obtención de pocos registros de perritos en campo, dónde incluso en una de las colonias activas, dónde se encontraron excretas frescas y madrigueras ocupadas, no se observó ningún ejemplar de la especie (Palma de Lobos). A partir de lo anterior se pudo estimar el número de madrigueras por colonia (Tabla 1.3).

Tabla 1.3. Densidad, número de madrigueras y superficie por colonia.

Colonias	P	D	N	S
Greenhouse	0.6125	179.75	3,859	21.47230
Pozo	0.82113	107.74	13	0.12550
San Benito	0.93021	90.708	81	0.89180
Gallo B	0.84977	82.48	2,596	31.47930
Gallo A	0.90783	74.268	1,598	21.52020
Santa Ana B	0.88446	66.695	426	6.38170
Gallo C	0.74444	63.908	1,350	21.12010
P. Rey	0.98161	47.21	1345	28.48060
Manantial	0.7371	31.983	9,451	295.50020
Lagunita	0.99109	29.579	295	9.96650
Papalote	0.81091	17.363	8	0.45590
P. Lobos	0.81091	16.072	20	1.27660

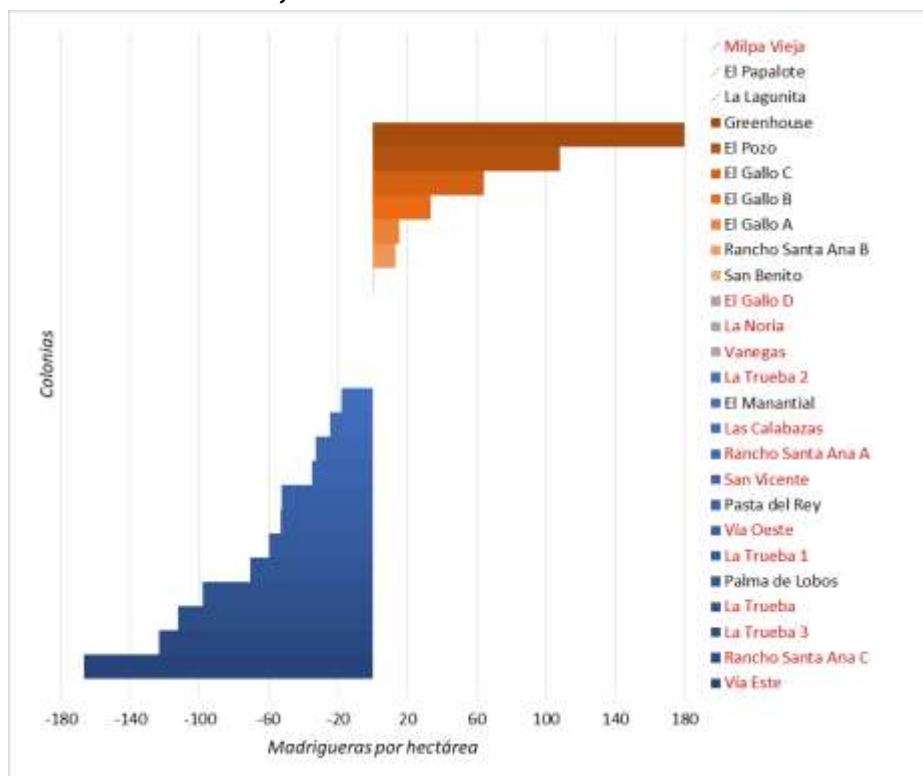
P: ajuste del modelo; D: densidad de madrigueras/ha; N: número de madrigueras por hectárea; S: superficie/ha

Fuente: Elaboración propia con base en trabajo de campo.

La colonia que obtuvo mayor densidad estimada de perrito llanero fue Cedral Greenhouse, propiedad privada que se encuentra dentro del rancho con el mismo nombre, dónde se calcularon 179 madrigueras por hectárea. Cabe señalar que esta misma es la que ha tenido más incremento en el número de madrigueras activas (Treviño y Grant, 1998), y por ende en individuos, como se muestra en la Gráfica 1.3. Asimismo, las tres colonias de El Gallo y la de El Pozo fueron las que mayor incremento tuvieron en la densidad de madrigueras, las cuales se encuentran dentro de propiedad ejidal.

De forma contraria, aunque el manantial tuvo una baja densidad de madrigueras en comparación con el resto de los sitios, fue la colonia que obtuvo un mayor número de madrigueras estimadas en su superficie. De todos los sitios, 7 tuvieron aumento, 3 no presentaron cambio y en el resto disminuyó la población de perrito. En correspondencia con la Gráfica 1.2., la reducción o crecimiento en la extensión de las colonias tuvo una relación aparente con la pérdida o ganancia de individuos, a excepción de los sitios El Gallo B y San Benito, dónde disminuyó la extensión, pero incrementó la densidad de madrigueras.

Gráfica 1.3. Cambios en la densidad de madrigueras por colonia de *Cynomys mexicanus*, de 1992 al 2019 en San Luis Potosí.



Fuente: Elaboración propia con base en Treviño y Grant, 1998 y trabajo de campo. La tipografía roja corresponde a las colonias desocupadas, mientras que las barras en tonos fríos representan las colonias que disminuyeron, las grises a las que mantuvieron y las cálidas a las que incrementaron su extensión.

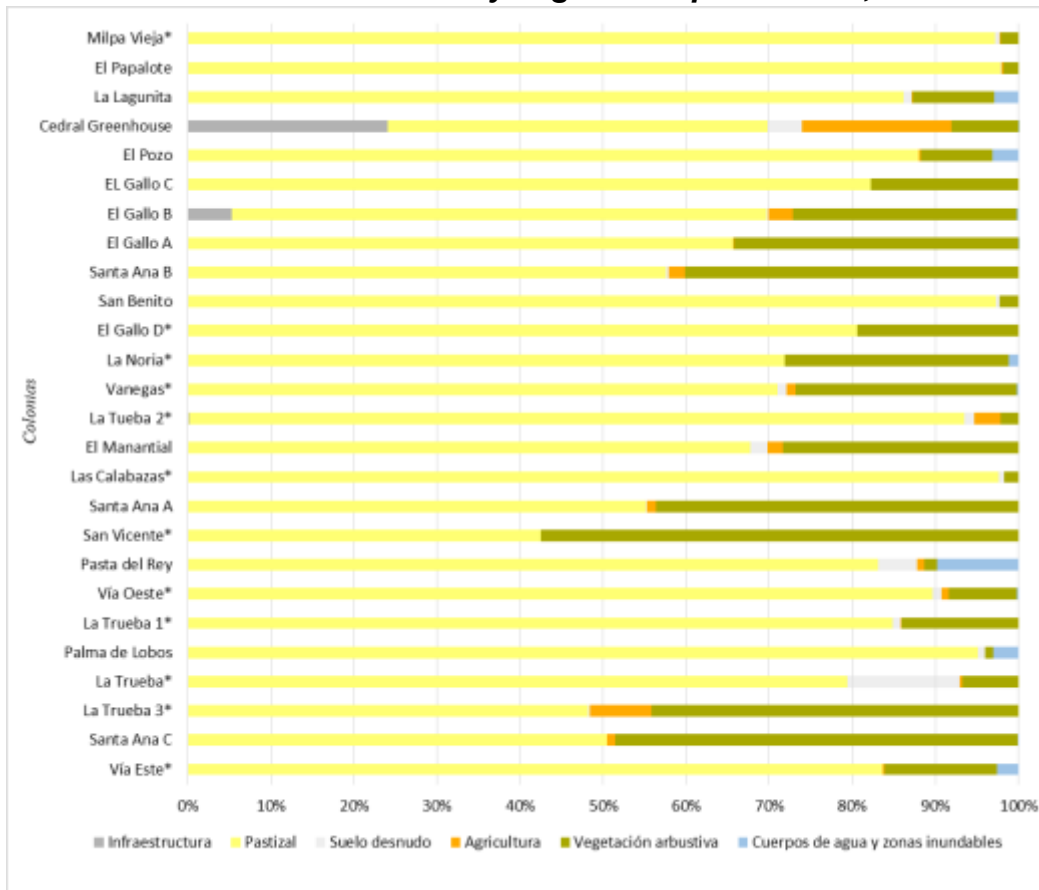
/ Colonias que se reportaron activas en 1992, pero en las que no se estimó la densidad de madrigueras, por lo que no se pudo realizar la comparación.

Además, los cuatro lugares que presentaron mayor descenso en la densidad de madrigueras, se encuentran desocupados por la especie y juntos suman una baja de 500 madrigueras por hectárea. En términos generales, el promedio de

madrigueras que había en 1992 en el Altiplano Potosino era de 66.41 (Treviño y Grant, 1998), mientras que en la actualidad este se redujo a 33.65 madrigueras por hectárea.

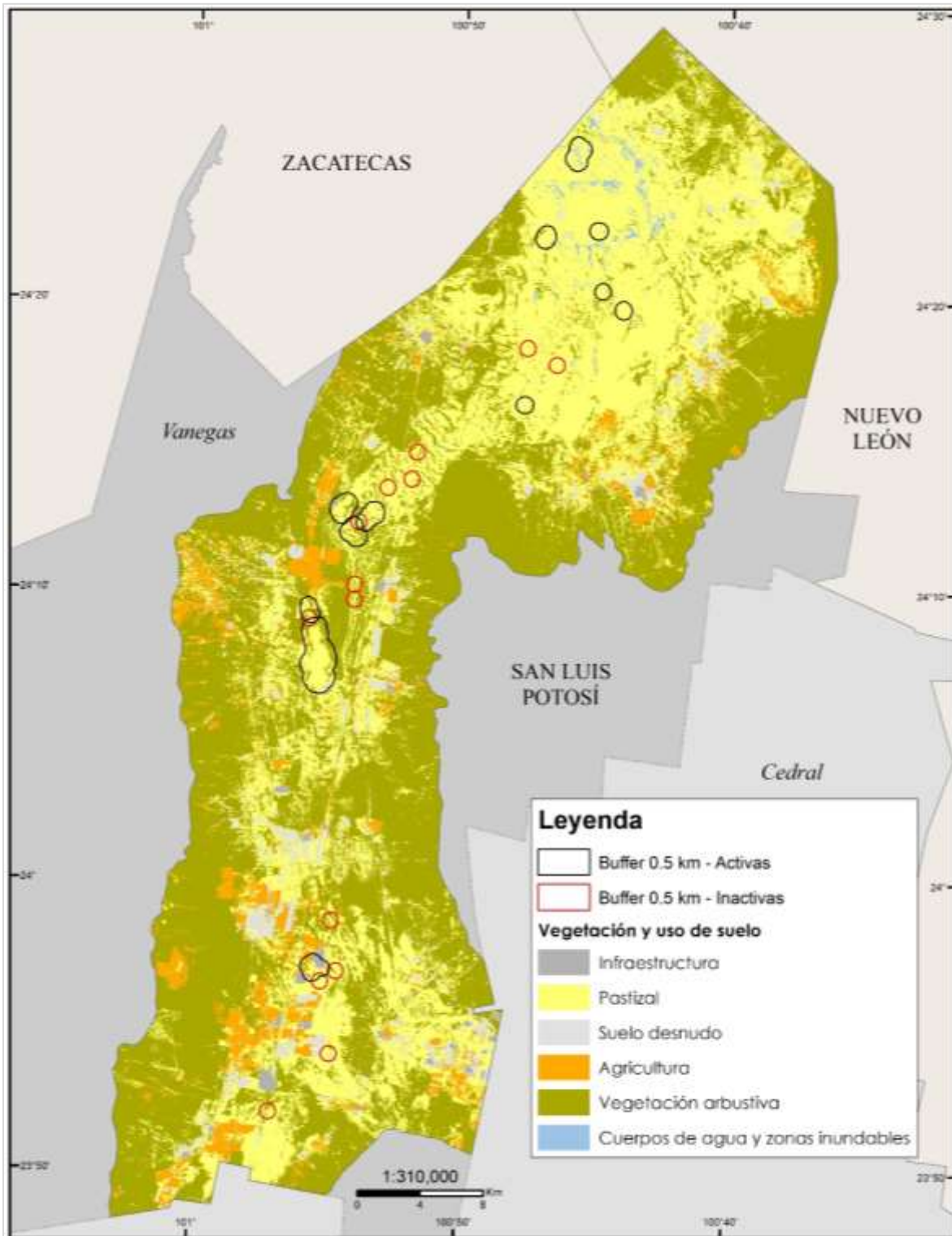
La clasificación supervisada para la Región Terrestre Prioritaria – 80 Tokio presentó 97.37% de precisión y un C.K. de 0.96. El 50% corresponde a vegetación arbustiva, el 38% a pastizales y el resto a diferentes usos de suelo como campos de cultivo e infraestructura, así como a suelo desnudo y cuerpos de agua intermitentes, como se puede observar en la Figura 1.8. Alrededor de las colonias activas e inactivas, el pastizal ocupa del 42 al 97% de la superficie. Sin embargo, sus características cambian de una colonia a otra, principalmente entre ocupadas y desocupadas, donde, aunque no se midió la altura del mismo, fue evidente que en las abandonadas este alcanzaba mayor estatura.

Gráfica 1.4. Uso de suelo y vegetación por colonia, 2018.



Fuente: elaboración propia con base en United States Geological Survey, 2018 y áreas de entrenamiento. *Colonias inactivas

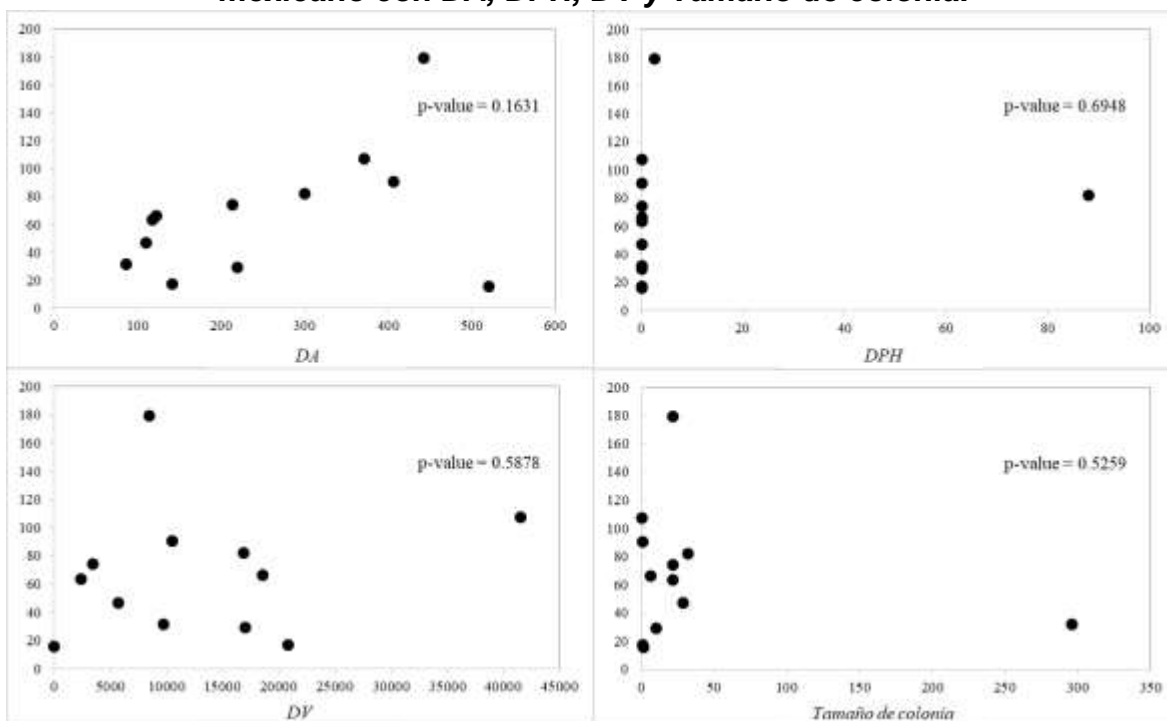
Figura 1.8. Vegetación y uso de suelo en la RTP – 80 Tokio, Vanegas, SLP.



Fuente: elaboración propia con base en United States Geological Survey, 2018 y áreas de entrenamiento.

Ahora bien, únicamente en las cercanías de dos colonias activas hubo desarrollo de infraestructura: en El Gallo B corresponde a la localidad conocida por el mismo nombre y en Cedral Greenhouse concierne a invernaderos de hortalizas. Asimismo, alrededor de esta última también se encontró que el 18% de superficie se destina al desarrollo de agricultura, mientras que en el resto de las colonias habitadas se consigna menos del 3% para dicha actividad. Finalmente, es importante señalar que al interior de la mitad de las colonias activas se identificó menos del 10% de vegetación arbustiva.

Gráficas 1.5. Asociación entre densidad de madrigueras de perrito llanero mexicano con DA, DPH, DV y Tamaño de colonia.



Fuente: elaboración propia con base en trabajo de campo.

Por otra parte, tanto el efecto de la DA y el tamaño de la colonia, que son condiciones naturales, como de la DPH y DV, que corresponden a factores antrópicos, sobre la densidad de madrigueras de perrito llanero mexicano en la región, no fueron significativos $p > 0.05$ (Gráficas 1.5). Con respecto a ello, es importante señalar que las colonias visitadas se caracterizaron por mantener una

pradera abierta, cuya vegetación arbustiva estuvo únicamente en sus bordes, por lo que su densidad fue baja.

Además, solamente en las inmediaciones de dos colonias se encontraron asentamientos humanos con poca cantidad de personas, por lo que este factor tampoco fue relevante en la región, de hecho, estos sitios se caracterizaron por tener altas densidades de madrigueras. De manera similar, las vías de comunicación tampoco parecen ejercer una influencia en la densidad de madrigueras, debido a que en la región corresponden principalmente a terracerías poco transitadas.

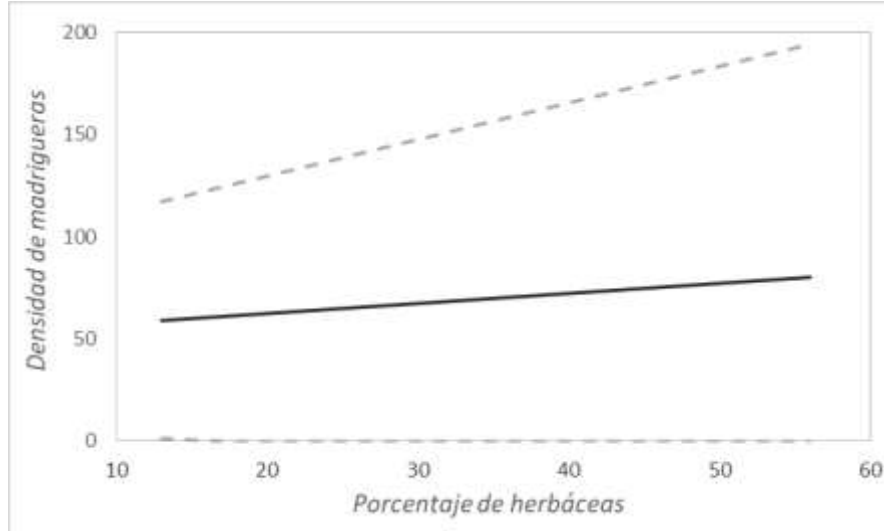
Tabla 1.4. Comparación de modelos de la correlación entre la densidad de madrigueras y el porcentaje de cobertura herbácea y la densidad de arbustos.

Modelo	K	AICc	ΔAIC	wi
M1 Dmad vs PCH	3	144.96462	0	0.99999858
M2 Dmad vs DA	3	235.04895	90.08433	-
M3 Dmad vs DA + PCH	4	223.275291	78.3106714	9.8867E-18
M4 Dmad vs DA * PCH	5	262.87108	117.90646	-
M5 Modelo nulo	2	171.887733	26.9231133	1.4247E-06

Fuente: elaboración propia con base en Burnham y Anderson, 2002.

En contraparte, los modelos empleados para las regresiones lineales mostraron que el Modelo 1 que consideró únicamente el Porcentaje de Cobertura Herbácea, fue el que tuvo sustancialmente más soporte por parte de los datos (Tabla 1.4.), con lo cual se identificó que el incremento en herbáceas se relacionó con el aumento en la densidad de madrigueras como lo muestra la Gráfica 1.6. Sin embargo, la tasa de incremento fue ligera y el error estándar para esta relación se acrecentó conforme aumentó la densidad de madrigueras en las colonias del Altiplano Potosino.

Gráfica 1.6. Correlación entre la densidad de madrigueras de perrito llanero mexicano y porcentaje de herbáceas.



Fuente: elaboración propia con base en trabajo de campo. Error estándar: Línea gris punteada

Tabla 1.5. Resultados de regresiones logísticas.

Modelos	n	k	AIC	Δ AIC	Wi
MA Arbustos	20	2	15.56445	0	0.50795
MB Arbustos + herbáceas	20	3	15.24746	0.477133647	0.40014
MC Arbustos * herbáceas	20	4	17.06313	3.459466314	0.09008
MD Herbáceas	20	2	27.9834	12.418954	0.00102
ME Nulo	20	1	28.92046	12.87235387	0.00081

Fuente: elaboración propia con base en Burnham y Anderson, 2002.

Posteriormente, los modelos MA y MB elaborados a partir de las regresiones logísticas mostraron menores diferencias entre modelos con base en sus valores de delta Akaike y pesos de Akaike (Tabla 1.5). Por ello, se obtuvo el promedio de los parámetros pesados y sus errores estándar (Burnham y Anderson, 2002), cuyos resultados fueron empleados para calcular los “Odd ratios”(Hosmer y Lemeshow, 2000). Finalmente, se identificó que los modelos con parámetros de Arbustos y Herbáceas fueron los que tuvieron mejor soporte (Tabla 1.6.), y la prueba de Hosmer y Lemeshow sugirió que existe un buen ajuste del modelo a los datos ($P = 0.9941$, y $X^2 1.404636$).

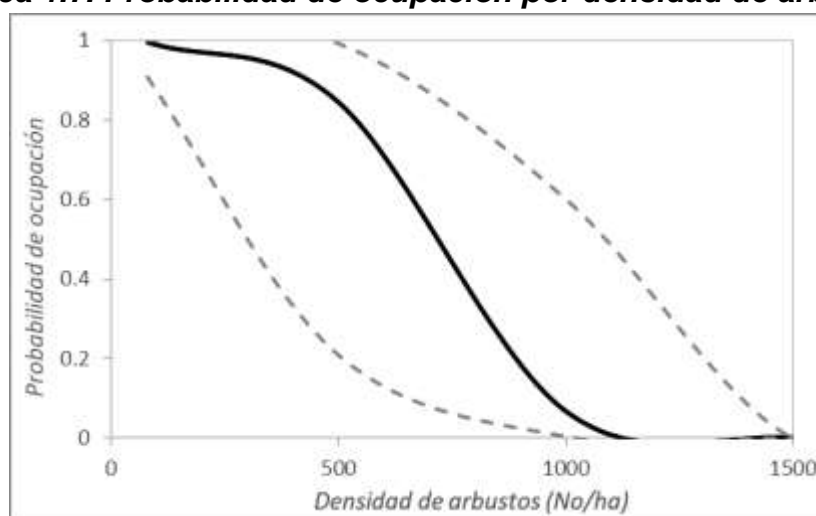
Tabla 1.6. Razón de probabilidad.

Parámetros	Estimate	Var	EE	Odd Ratio	IC(LL)	IC(UL)
Intercepto	6.008500171	9.165245834	3.0274157	406.872623	1.0776313	153619.639
Arbustos	-0.008632096	3.36088E-05	0.00579731	0.99140505	0.98020375	1.00273436
Herbáceas	-0.078233992	0.006779995	0.08234073	0.92474802	0.78692541	1.08670897
Arb*Herb	-0.0002011	8.25988E-08	0.0002874	0.99979892	0.99923589	1.00036227

Fuente: elaboración propia con base en Burnham y Anderson, 2002.

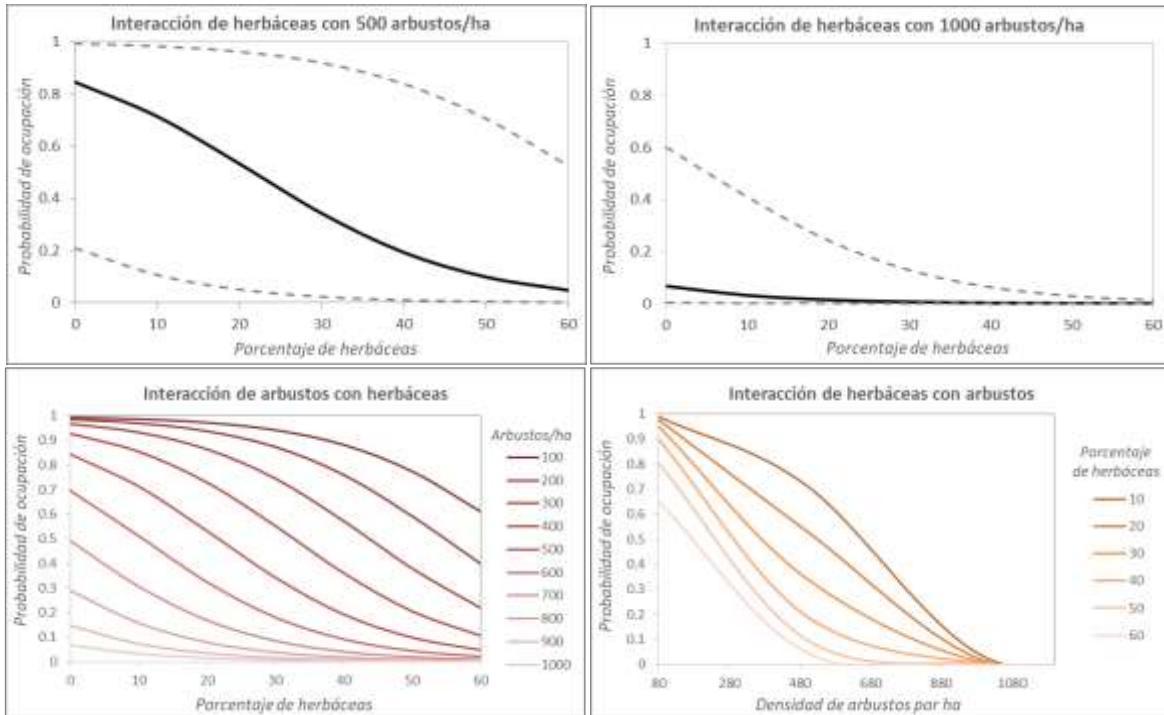
Los parámetros promediados y sus errores estándar (Tabla 1.6, Gráfica 1.7) sugieren que la probabilidad de ocupación de una colonia disminuye con el incremento en la DA. Por otra parte, se analizó la respuesta de ocupación de *Cynomys mexicanus* asociada a la dinámica dada entre arbustos y herbáceas (Gráficas 1.8.). A partir de esto se identificó que las herbáceas también juegan un papel fundamental en cuanto a la probabilidad de ocupación de las colonias, aunque no es tan determinante como los arbustos.

Gráfica 1.7. Probabilidad de ocupación por densidad de arbustos.



Fuente: elaboración propia con base en trabajo de campo. Error estándar: Línea gris punteada

Gráficas 1.8. Probabilidad de ocupación a partir de la interacción de arbustos con herbáceas.



Fuente: elaboración propia con base en trabajo de campo. Error estándar: Línea gris punteada

En la última gráfica se puede observar que con una DA de 80 individuos por ha, si hay incremento en el porcentaje de cobertura herbácea, también hay disminución en la probabilidad de ocupación de las colonias.

Discusión

Resulta primordial la estandarización de los métodos empleados para la estimación del tamaño de las colonias y la densidad de *Cynomys mexicanus*, ya que esto permitirá que el monitoreo de la especie muestre resultados más veraces y que se puedan evaluar las estrategias de conservación que se implementen en esta región, así como en otros espacios en dónde también se distribuye este mamífero.

Si bien, el *C. mexicanus* es una especie que cumple un papel fundamental en los ecosistemas de pastizales, en la presente investigación se encontró que la superficie que ocupa, y por ende su densidad poblacional, han disminuido drásticamente en los últimos 26 años, con lo cual se confirma la primer parte de la hipótesis. Durante este periodo se desocuparon 12 colonias en la entidad, y se perdieron alrededor de 430 hectáreas y 32.8 madrigueras por hectárea en promedio, es decir, la mitad de lo que se había registrado a principios de la década de los noventas (Treviño y Grant, 1998). Dichas cifras son alarmantes, si se considera que los pastizales naturales ocupan tan sólo el 6.1% del territorio mexicano y que estos son uno de los ambientes más amenazados de América del Norte, debido a la implementación de actividades agropecuarias (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, 2019). Aunado a lo anterior, únicamente el 5% están protegidos a nivel mundial y menos del 1% en el desierto Chihuahuense, del cual forma parte la zona de estudio de esta investigación (PACP-Ch, 2011). A partir de ello, reside la importancia en la conservación del perrito llanero mexicano, que a partir de sus actividades ayuda a mantener las praderas abiertas.

Ahora bien, los resultados del presente estudio sugieren que para la especie es primordial que haya baja densidad de vegetación arbustiva, es decir, menos de 200 ejemplares por hectárea, lo cual posiblemente permite que el perrito llanero mexicano pueda distribuirse y colonizar nuevos espacios. Lo anterior debido a que los arbustos generan condiciones de riesgo para este mamífero, al impedirle tener visibilidad de la zona y por lo tanto estar más expuesto a ser cazado por otros animales. Asimismo, representan un menor porcentaje de superficie ocupada por

pastizales, lo que significa menos alimento disponible para dicho herbívoro. En este contexto, las condiciones que propicia el incremento en la densidad de vegetación arbustiva, coadyuvan en la disminución de perritos.

Por otro lado, el decremento de *Cynomys mexicanus* en una colonia incrementa la DA, dado que la única especie en la zona que se encarga de regular su expansión sobre las praderas es este ingeniero ecosistémico. En consecuencia, al no haber otras especies que realicen dicha tarea, se propone la implementación de un plan de manejo que sea considerado dentro del Programa Nacional de Pago por Servicios Ambientales de la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR), en la modalidad de “Conservación de la biodiversidad” (Comisión Nacional Forestal, 2011). El objetivo principal del mismo sería ayudar y promover la conservación de los ecosistemas de pastizal, mediante el control de plantas leñosas que invadan los llanos, dentro de las cuales se ha observado que el arbusto dominante es *Larrea trindetata* (Gobernadora), una especie ampliamente distribuida en el norte país. Con dicha acción no solamente se garantizaría el mantenimiento de los pastizales y de la especie, sino que también se generarían ingresos extra para los ejidatarios o propietarios de estos sitios, caracterizados por su rezago social (Consejo Nacional de Evaluación de la Política de Desarrollo Social, 2015).

No obstante, primero es necesario promover el reconocimiento por parte de CONAFOR de los pastizales como zonas forestales, ya que si bien se ha encontrado que estos ecosistemas pueden prestar servicios ambientales tanto o mejores que las masas forestales, aun no son considerados dentro de sus planes de manejo (PACP-Ch, 2011). Con ello se mantendría una mejor calidad de vida en las zonas áridas del país, dónde cerca de 7 millones de habitantes demandan dichos servicios (Comisión Nacional Forestal, 2011).

Ahora bien, los resultados encontrados revelan que con respecto a las herbáceas es recomendable que estas cubran menos del 40% de la superficie del sitio, ya que conforme incrementan, también disminuye la presencia de éste mamífero (50% = 0.8; 60% = 0.65). Esto puede deberse a que las raíces de los pastizales no permiten la creación de nuevas madrigueras, o bien a que la altura que algunos llegan a

alcanzar, dificulta la visibilidad de la especie para detectar la presencia de depredadores. De hecho, la altura del dosel de los pastizales no colonizados corresponde al doble de la que tienen los que están dentro de una colonia activa, dónde el perrito llanero corta la vegetación sin necesidad de comerla (Whicker y Detling, 1988). Asimismo, se puede explicar mediante el desarrollo de la sucesión secundaria en dichos hábitats, dónde el incremento en la densidad y altura de los pastos permite la colonización de individuos arbustivos; con ello se da un proceso de retroalimentación negativa, debido a que el incremento de arbustos genera el decremento de perritos llaneros, mientras que a su vez, éstos ingenieros del paisaje ya no desarrollan sus actividades para el mantenimiento de los pastizales (Whicker y Detling, 1988) .

Es importante señalar que el error estándar en la correlación de densidad de madrigueras y porcentaje de cobertura herbácea incrementa conforme crece la densidad de madrigueras, lo cual puede estar determinado por características que no se tomaron en cuenta para esta investigación como son las especies de pastos que se distribuyen dentro de las colonias, la altura de los mismos, la densidad de depredadores o la estructura del paisaje.

Por otra parte, se ha registrado que los pastos dentro de las colonias activas se caracterizan por tener mayor concentración de nitrógeno y digestibilidad, por lo que dichas características brindan una mejor nutrición por unidad de alimento ingerido. De hecho, se ha reportado que el bisonte (*Bison bison*) y el berrendo (*Antilocapra americana*) seleccionan preferentemente colonias de perros de las praderas sobre pastizales no colonizados. De igual manera, distinguen entre las zonas al interior de las colonias, dónde se ha señalado que el bisonte se alimenta de la vegetación ubicada en los bordes, dominados por pastos más altos y descansa en las áreas con mayor densidad de perritos, caracterizadas por pastos enanos (Whicker y Detling, 1988). Por lo tanto, las actividades de este ingeniero ecosistémico facilitan el flujo de energía y nutrientes en otros herbívoros; no obstante, el uso intensivo de dichos sitios por el ganado puede afectar la alimentación del *Cynomys mexicanus*. Asimismo, aunque se ha reportado que la calidad del forraje es mejor en las colonias

ocupadas que en las zonas aledañas, se debe considerar que la cantidad absoluta de herbáceas disponible para otros herbívoros es menor, ya que dichos pastos solo cubren una porción y éstos son consumidos por el perrito llanero mexicano. En este sentido, la capacidad de carga que puede soportar un sitio estará asociada directamente a esta compensación entre la calidad y la cantidad de forraje disponible (Whicker y Detling, 1988).

Por tanto, considerando la asociación histórica de esta especie con otros herbívoros nativos en la región, se podría realizar la reintroducción de *Antilocapra americana* en las colonias ocupadas. De esta forma, los berrendos ayudarían a los perritos llaneros mexicanos a mantener los pastos enanos, así como a evitar la propagación de especies leñosas¹⁰, y por tanto a garantizar su existencia en dichos sitios. Con ello, es posible que se genere una interacción mutualista entre ambas especies, como se ha registrado históricamente, ya que los berrendos se alimentarían de vegetación con mayor cantidad de nitrógeno utilizable (Ceballos et al., 1999), y esto coadyuvaría en su conservación, debido a que esta especie también se encuentra catalogada en peligro de extinción.

Sin embargo, es necesario realizar previamente una planeación del pastoreo sustentable, considerando la capacidad de carga animal de estos pastizales, sin comprometer la alimentación del *Cynomys mexicanus*, por lo que se requiere hacer estudios previos a su implementación. Aunado a lo anterior, se podría hacer un aprovechamiento cinegético de berrendos que represente otra alternativa productiva que genere ingresos a los lugareños, como prestadores de servicios y comerciantes. De igual manera, conviene evaluar el estado de los pastizales en toda la región, en función de las necesidades de diferentes herbívoros, ya que aunque en la RTP-80 existen más de 50 mil hectáreas ocupadas por herbáceas y pastos, no se conoce la condición en la que se encuentran.

Por otra parte, algo importante a destacar es que, contrario a lo que se estableció en la segunda sección de la hipótesis y que se ha registrado en las colonias

¹⁰ El 22% de su alimentación está constituida por especies arbustivas (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2009)

emplazadas dentro del estado de Nuevo León (Castellanos et al., 2016), las correspondientes a la entidad Potosina en la actualidad no parecen ser afectadas negativamente por el desarrollo de infraestructura, ni por las actividades económicas. Incluso en las dos colonias¹¹ que colindan con usos de suelo destinados a la agricultura, vías de comunicación y asentamientos humanos, fue en las que se obtuvo una mayor densidad de madrigueras. Lo anterior puede deberse a que, en cuanto a las vialidades se identificó que en la zona de estudio corresponden principalmente a terracerías, en las que la movilidad de vehículos es poco frecuente y a velocidades bajas. Además, los sitios con alta densidad de vías de comunicación se ubicaron cerca de los asentamientos humanos, dónde es posible que se tenga un efecto refugio, el cual puede verse de dos maneras. La primera corresponde a la disminución del número de depredadores naturales, ya que estos no se acercan a las localidades, mientras que la segunda se refiere a las facilidades de obtención de alimento para el perrito llanero.

De hecho, a partir de la examinación visual de los individuos da la impresión de que tienen mayor masa corporal. Sin embargo, sería necesario realizar estudios posteriores midiendo esta variable que permitan asegurar dicha hipótesis. De igual manera, se observó que la respuesta a la intrusión humana en estas colonias fue menos pronunciada que en las que se encuentran alejadas de asentamientos humanos, como el Manantial o las correspondientes al ejido Estación el Salado. No obstante, es preciso realizar más investigaciones en estos lugares para comparar los diferentes niveles de impacto antropogénico a los que está acostumbrada la especie de acuerdo a las características de la colonia que habita (Magle et al., 2005).

De igual forma, durante trabajo de campo en el ejido Estación el Salado, dedicado principalmente a la ganadería bovina extensiva, se observó que posiblemente el desarrollo de esta actividad no impacta a las poblaciones de perrito. De hecho, en el año 2004 las colonias que se encuentran dentro de su administración fueron cercadas por los ejidatarios bajo la supervisión de Odila Eufracio Obregón,

¹¹ Cedral Greenhouse y El Gallo B.

coordinadora regional de SEMARNAT en el Altiplano Potosino, para lo cual no solamente se consideró la superficie ocupada por la especie, sino que se tomó un excedente a fin de que esta pudiera extender su dominio en la zona. Por lo tanto, en la región se ha impulsado el trabajo de conservación de la especie, así como la vinculación con los pobladores (Vázquez, 2008).

En este sentido, con respecto a la tenencia de la tierra se identificó que no es un factor determinante que contribuya o no a la conservación de perrito llanero mexicano en la región. Por un lado, se encuentra el ejido Estación el Salado, dónde desde hace años se ha realizado trabajo comunitario, al desarrollar talleres de educación ambiental y en la actualidad la mayoría de los habitantes concuerda con la protección de este mamífero. En contraparte está el ejido El Gallo, dónde si bien dos de las 3 colonias con las que cuenta fueron cercadas, los lugareños se rehúsan a contribuir en el cuidado de la especie según testimonios de investigadores que han acudido a la zona.

Con respecto a la propiedad privada, se encontró que las colonias de El Manantial y Rancho Santa Ana B están fragmentadas administrativamente al menos en 3 secciones correspondientes a distintos dueños. Además en sus inmediaciones se identificaron campos de cultivo tanto de temporal como de riego por pivote central, lo cual puede representar efectos negativos para el *C. mexicanus* a largo plazo. Además, al hablar con uno de los propietarios señaló su interés por la erradicación de la especie, derivado de la falta de conocimiento sobre su biología. En cambio, en el rancho Cedral Greenhouse se ha conservado a la especie dado que las afectaciones de sus procedimientos implicarían multas para la empresa por parte SEMARNAT, según lo indicó un trabajador de este lugar. Incluso, en dicha colonia se han hecho capturas de individuos para reubicarlos en otros sitios recientemente establecidos en el estado de Zacatecas, al haber sobrepoblación derivada de la probable existencia de pocos depredadores, ya que se encuentra rodeada por los invernaderos y por la carretera que va hacia Saltillo.

Por otro lado, para dos de los sitios visitados la densidad de perrito llanero obtenida fue de 0, debido a que no se observaron suficientes individuos que permitieran

realizar dicha estimación estadística. De hecho en la colonia el Pozo únicamente se logró contar un individuo, lo cual no necesariamente significa que este sea un sitio en decadencia, ya que al acercarnos con pobladores del ejido, nos comentaron que esta colonia es nueva. Por lo anterior, en los modelos lineales generalizados para densidad se utilizó la densidad de madrigueras, en lugar de la de individuos, ya que esta arrojó un mayor tamaño de muestra. Es decir, la densidad de madrigueras es un subrogado de la densidad de perritos ($P = 2.016e-05$; $R^2 = 0.8658$).

Por último, para que las dos estrategias anteriores den resultados positivos en la conservación del *Cynomys mexicanus* y de los pastizales, así como de los bienes y servicios ecosistémicos que brindan, es necesaria la alianza y participación de los sectores involucrados bajo objetivos comunes. Por ello, es primordial promover la implementación de programas participativos bajo esquemas sustentables de diversificación productiva, para optimizar el aprovechamiento de los pastizales sin comprometer su conservación (PACP-Ch, 2011). Cabe destacar que actualmente la Organización Vida Silvestre A.C. (OVIS) está trabajando en ello, de la mano de ejidatarios y diversas instituciones gubernamentales, de investigación y ONGs en Estación el Salado, lugar donde se encuentran seis colonias activas de perrito llanero mexicano. Asimismo, Pronatura Noreste A.C junto con el Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica a través de su proyecto presentado en mayo de 2019 “Observatorio Participativo para la Conservación de la Diversidad Cultural y Biótica de la Región El Tokio”, han realizado acciones para conservar, proteger y comprender los sistemas socioecológicos de dicha región, comprendida por los estados de Coahuila, San Luis Potosí, Nuevo León y Zacatecas (Pronatura Noreste, 2019).

Finalmente, es ineludible recalcar la relevancia que tuvo para el desarrollo de esta investigación el acercamiento con OVIS y su vinculación con los ejidatarios de Estación el Salado durante el trabajo de campo. Si bien, la mayoría de las colonias se identificaron mediante la revisión bibliográfica de registros previos y con ayuda de imágenes satelitales, hubo algunas nuevas que no se hubieran agregado en este trabajo, de no haber sido por las personas que nos señalaron su existencia.

Además, fue importante su compañía a las ya conocidas ya que su accesibilidad es difícil.

Asimismo, al acompañarnos a realizar el trabajo de campo nos hablaron sobre los cambios presentados en la densidad de perrito llanero en la zona, donde refieren que en años anteriores hubo una disminución en el número de individuos a causa de una fuerte helada que afectó los pastizales. Por ello, es necesario evaluar en investigaciones posteriores las transformaciones en la densidad poblacional asociadas al cambio climático, toda vez que se ha registrado que el incremento de carbón atmosférico derivado de actividades humanas, beneficia el crecimiento de arbustos y plantas leñosas, lo cual resulta en la disminución y fragmentación de los pastizales, aunado al agotamiento de las principales fuentes de agua y al incremento en la severidad de las sequías y de la disminución de la precipitación (PMARP, 2012).

De igual forma, es importante conocer la densidad de depredadores de perrito llanero, ya que los ejidatarios señalaron que en la zona hay muchos coyotes, uno de los principales depredadores de éste mamífero. Cabe destacar, que a partir de censos realizados por OVIS, ésta institución actualmente está gestionando la obtención de cintillos cinegéticos ante la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), a través de la Dirección General de Vida Silvestre, para regular su población.

En resumen, este trabajo abre nuevas preguntas de investigación, acerca de la relación dada entre el perrito llanero y otros herbívoros como los berrendos, las especies de pastos que se distribuyen dentro de las colonias, la altura de herbáceas, los factores climáticos, la densidad de depredadores, la estructura del paisaje, y el flujo génico entre los sitios, entre otras. Éstas deben ser resultados de manera transdisciplinaria con pobladores locales y miembros de asociaciones civiles y tomadores de decisiones, que permitan co-producir conocimiento ecológico y socio-ecológico, así como mayor inclusión en proyectos de conservación y de desarrollo. Por último, como perspectiva a futuro queda pendiente la investigación, gestión e implementación de las estrategias propuestas en la zona bajo dicho enfoque.

Conclusiones

La superficie ocupada por perrito llanero y la densidad de madrigueras en el Altiplano Potosino disminuyó drásticamente en los últimos 27 años. Quedando únicamente 12 colonias activas que ocupan 438.6 ha, dónde se distribuyen alrededor de 33.65 madrigueras por hectárea. Por otra parte, en esta región no hay efectos significativos de la densidad de arbustos, la densidad de población humana, la densidad vial y el tamaño de la colonia, sobre la densidad de madrigueras de *Cynomys mexicanus*. Contrario a lo anterior, se estableció que el incremento en herbáceas se asoció con el aumento en la densidad de madrigueras.

Además, se identificó que la probabilidad de ocupación de una colonia disminuye con el incremento en la densidad de arbustos, el cual es un factor determinante para la permanencia o extinción local de la especie. En menor medida, se descubrió que el aumento en el porcentaje de cobertura herbácea también coadyuva en el decremento de la probabilidad de ocupación.

Finalmente, la vinculación con otras instituciones y los pobladores de la zona de estudio, permitió que se agregaran colonias nuevas a las que se tenían registradas y que se consideraran la mayoría de las variables que conforman la complejidad del sistema ecológico en el que se distribuye el perrito llanero mexicano en el Altiplano Potosino.

En este contexto, las estrategias de conservación *in situ* propuestas en esta investigación son las siguientes:

- Estandarizar la metodología empleada para la determinación del área de las colonias y de la densidad de perrito llanero mexicano, que permita realizar comparaciones entre diferentes sitios de la Región Terrestre Prioritaria 80 “Tokio”, y entre distintas temporadas para evaluar a largo plazo las acciones de conservación que se lleven a cabo en dichos lugares.
- Evaluar el estado del hábitat del perrito llanero mexicano, considerando los indicadores que aquí se proponen, así como otros que evalúen

características intrínsecas a cada región, relacionadas a condiciones ambientales, sociales, económicas, culturales, políticas, entre otras.

- Promover el reconocimiento por parte de CONAFOR de los pastizales como zonas forestales.
- Implementación de un plan de manejo dentro del Programa Nacional de Pago por Servicios Ambientales de la CONAFOR, encargado de ayudar y promover la conservación de los ecosistemas de pastizal, mediante el control de plantas leñosas que invadan los llanos.
- Planeación de pastoreo sustentable considerando la capacidad de carga animal de los pastizales.
- Introducción de especies nativas de herbívoros como *Antilocapra americana* en las colonias de *Cynomys mexicanus*, que ayuden a mantener los pastos enanos.
- Generar un aprovechamiento cinegético de berrendos que represente otra alternativa productiva para los ejidatarios.

Con lo anterior se pretende que incremente la calidad del hábitat del perrito llanero mexicano y por ende el número de individuos maduros en la región. Esto coadyuvaría en la conservación de *C. mexicanus*, caracterizado por la disminución de sus poblaciones, y garantizaría la biodiversidad a nivel regional y los servicios ecosistémicos que proveen los pastizales.

Bibliografía

- Anderson, R. C. (2006). Evolution and origin of the Central Grassland of North America: climate, fire, and mammalian grazers. *The Journal of the Torrey Botanical Society*, 133(4), 626–647.
- Arriaga, L., Espinoza, J. M., Aguilar, C., Martínez, E., Gómez, L., y Loa, E. (2000). *Regiones terrestres prioritarias de México*. México.
- Askins, R. A., Chávez-Ramírez, F., Dale, B. C., Haas, C. A., Herkert, J. R., Knopf, F. L., y Vickery, P. D. (2007). Conservation of Grassland Birds in North America: Understanding Ecological Processes in Different Regions. *Ornithological Monographs*, (64), 1–46.
- Balvanera, P., Arias González, J. E., Rodríguez Estrella, R., Almeida Leñero, L., y Schmitter Soto, J. J. (2016). *Una mirada al conocimiento de los ecosistemas de México*. (P. Balvanera, J. E. Arias-González, R. R. Estrella, L. AlmeidaLeñero, y J. J. Schmitter-Soto, Eds.). Ciudad de México: Universidad Nacional Autónoma de México.
- Buckland, S. T., Anderson, D. R., Burnham, K. P., y Laake, J. L. (1993). *DistanceSampling: Estimating abundance of biological populations.pdf*. London, UK.: Chapman and Hall.
- Burnham, K. P., y Anderson, D. R. (2002). *Model selection and multimodel inference. A practical information - Theoretic approach* (2° edición). New York: Springer-Verlag.
- Carabias, J., Arriaga, V., y Cervantes Gutierrez, V. (2007). Las políticas públicas de la resauración ambiental en México: limitantes, avances, rezagos y retos. *Boletín de La Sociedad Botánica de Mexico*, 80, 85–100.
- Castellanos Morales, G., Gutiérrez Guerrero, Y. T., Gámez, N., y Eguiarte, L. E. (2016). Use of molecular and environmental analyses for integrated in situ and ex situ conservation: The case of the Mexican prairie dog. *Biological*

Conservation, 204, 284–295.

- Ceballos, G., List, R., Pacheco, J., Manzano-Fischer, P., Santos, G., y Royo, M. (2005). Prairie Dogs, Cattle, and Crops: Diversity and Conservation of the Grassland-Shrubland Habitat Mosaic in Northwestern Chihuahua. In J. Cartron, G. Ceballos, y R. Felger (Eds.), *Biodiversity, ecosystems and conservation in Northern Mexico* (pp. 425–438). New York: Oxford University Press.
- Ceballos, G., y Mellink, E. (1990). Distribución y estatus de los perros llaneros (*Cynomys mexicanus* y *C. Ludovicianus*) en México. In J. L. Camarillo y F. Rivera (Eds.), *Áreas Naturales Protegidas y Especies en Extinción* (pp. 327–344). México: Escuela Nacional de Estudios Profesionales, UNAM.
- Ceballos, G., Mellink, E., y Hanebury, L. R. (1993). Distribution and conservation status of prairie dogs *Cynomys mexicanus* and *Cynomys ludovicianus* in Mexico. *Biological Conservation*, 63(2), 105–112.
- Ceballos, G., y Pacheco, J. (2000). Los perros llaneros de Chihuahua: Importancia biológica y conservación. *Biodiversitas*, (31), 2–5.
- Ceballos, G., Pacheco, J., y Rurik, L. (1999). Influence of prairie dogs (*Cynomys ludovicianus*) on habitat heterogeneity and mammalian diversity in Mexico. *Journal of Arid Environments*, 41, 161–172.
- Cerda, J., Vera, C., y Rada, G. (2013). Odds ratio: aspectos teóricos y prácticos. *Revista Médica de Chile*, 141, 1329–1335.
- Chuvienco, E. (1995). *Fundamentos de teledetección espacial* (Segunda ed). Madrid, España: Ediciones RIALP, S.A.
- Clippinger, N. W. (1989). *Habitat suitability index models: black-tailed prairie dog*. U.S.
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. (2013). *Programa de manejo Reserva de la Biosfera Janos*. México.

- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. (2018). Programa de Recuperación de Especies en Riesgo (PROCER).
- Comisión Nacional Forestal. (2011). *Servicios Ambientales y Cambio Climático*. (A. E. Figueroa y I. Mireles, Eds.). México.
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. (2019). Pastizales | Biodiversidad Mexicana.
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. (2011). Perrito llanero mexicano. *Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas y Comisión Nacional Para El Conocimiento y Uso de La Biodiversidad*, 5.
- CONABIO, y SEMARNAT. (2009). *Cuarto Informe Nacional de México al Convenio sobre Diversidad Biológica (CBD)*. (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad y Secretario de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Ed.). México, D.F.
- Consejo Nacional de Evaluación de la Política de Desarrollo Social. (2015). Índice Rezago Social 2015.
- Cortés Reyes, É., Rubio Romero, J. A., y Gaitán Duarte, H. (2010). Métodos estadísticos de evaluación de la concordancia y la reproducibilidad de pruebas diagnósticas. *Revista Colombiana de Obstetricia y Ginecología*, 61(•), 247–255.
- De Pauw, E., Göbel, W., y Adam, H. (2000). Agrometeorological aspects of agriculture and forestry in the arid zones. *Agricultural and Forest Meteorology*, 103(1–2), 43–58.
- Dong, S., Shang, Z., Gao, J., y Boone, R. B. (2020). Enhancing sustainability of grassland ecosystems through ecological restoration and grazing management in an era of climate change on Qinghai-Tibetan Plateau. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 287, 16.
- FAO. (2007). *Secuestro de carbono en tierras áridas*. Roma.

- Fregoso, J. (2017). Científicos mexicanos buscan salvar al perrito llanero de la extinción.
- Gang, C., Zhao, W., Zhao, T., Zhang, Y., Gao, X., y Wen, Z. (2018). The impacts of land conversion and management measures on the grassland net primary productivity over the Loess Plateau, Northern China. *Science of the Total Environment*, 645, 827–836.
- González, D. U., Estrada C., E., y Cantú A., C. (2012). Análisis de fragmentación en colonias del perrito llanero mexicano (*Cynomys mexicanus*). *Ciencia UANL*, 15(57), 43–49.
- González Uribe, D. U. (2011). *Contribución al modelo de nicho ecológico de perrito llanero mexicano y su relación con la disminución de su rango geográfico así como la evaluación de su riesgo de extinción*. Universidad Autónoma de Nuevo León. Facultad de Ciencias Forestales.
- Hobbs, N. T., Galvin, K. A., Stokes, C. J., Lockett, J. M., Ash, A. J., Boone, R. B., ... Thornton, P. K. (2008). Fragmentation of rangelands: Implications for humans, animals, and landscapes. *Global Environmental Change*, 18(4), 776–785.
- Hosmer, D. W., y Lemeshow, S. (2000). *Applied Logistic Regression* (2° edición). New York: John Wiley y Sons, Inc.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2018). Sistema Estatal y Municipal de Bases de Datos.
- IUCN. (2018). *Cynomys mexicanus*.
- Kamp, J., Siderova, T. V., Salemgareev, A. R., Urazaliev, R. S., Donald, P. F., y Hölzel, N. (2012). Niche separation of larks (*Alaudidae*) and agricultural change on the drylands of the former Soviet Union. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 155, 41–49.
- Ladrón, F. (2007). Aportes para una caracterización de las Ciencias Ambientales. In O. Sáenz (Ed.), *Las ciencias ambientales: una nueva área del conocimiento*

- (Primera, pp. 29–39). Bogotá, D. C. Colombia.
- López Muñoz, A. G. (2016). *Ecología del Perrito Llanero (Cynomys mexicanus)*. Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro.
- López Pérez, R., y Becerril Morales, F. (1999). ¿Meta... qué? ¡Metapoblación! *Ciencia y Mar*, 3(9), 29–35.
- Magle, S., Zhu, J., y Crooks, K. R. (2005). Behavioral responses to repeated human intrusion by black-tailed prairie dogs (*Cynomys ludovicianus*). *Journal of Mammalogy*, 86(3), 524–530.
- Manzano, P. (2006). Los pastizales del norte de México: una perspectiva para su conservación. *Departamento de Agricultura de Los Estados Unidos*, 45–47.
- Mellink, E., y Madrigal, H. (1993). Ecology of Mexican Prairie Dogs, *Cynomys mexicanus*, in El Manantial, Northeastern Mexico. *Journal of Mammalogy*, 74(3), 631–635.
- Mellink, E., Riojas-López, M. E., y Giraudoux, P. (2016). A neglected opportunity for bird conservation: The value of a perennial, semiarid agroecosystem in the Llanos de Ojuelos, central Mexico. *Journal of Arid Environments*, 124, 1–9.
- Mostacedo, B., y Fredericksen, T. S. (2000). *Manual de Métodos Básicos de Muestreo y Análisis en Ecología Vegetal*. Santa Cruz, Bolivia: BOLFOR.
- Naciones Unidas. (n.d.). Desertificación.
- PACP-Ch. (2011). *Plan de Acción para la conservación y uso sustentable de los pastizales del Estado de Chihuahua 2011-2016*. (J. C. Guzman-Aranda, J. Hoth, y E. Blanco, Eds.). México: Gobierno del Estado de Chihuahua.
- Palacio, J. L., Sánchez Salazar, M. T., Casado Izquierdo, J. M., Propin Frejomil, E., Delgado Campos, J., Velázquez Montes, A., ... Márquez Huitzil, R. (2004). *Indicadores para la ordenamiento del caracterización y territorio*. (I. de G. UNAM, S. de D. Social, I. N. de Ecología, y S. del M. A. y R. Naturales, Eds.) (1°). México.

- PMARP. (2012). *Plan Maestro de la Alianza Regional para la Conservación de los Pastizales del Desierto Chihuahuense*. (J. C. Guzman Aranda, J. Hoth, y H. Berlanga, Eds.). Montreal: Comisión para la Cooperación Ambiental.
- Pronatura Noreste. (2019). Pronatura Noreste presenta el proyecto “Observatorio Participativo para la Conservación de la Diversidad Cultural y Biótica del Región El Tokio.”
- Rexstad, E., Akcakaya, H. R., Burgman, M. A., y Ginzburg, L. R. (2000). Applied Population Ecology: Principles and Computer Exercises Using RAMAS EcoLab. *The Journal of Wildlife Management*, 64(4), 1093.
- Royo Márquez, M. H., y Báez González, A. D. (2001). Descripción del hábitat de áreas colonizadas y sin colonizar por perrito llanero (*Cynomys ludovicianus*) en el noroeste de Chihuahua. *Técnica Pecuaria Mexicana*, 39, 89–104.
- Ruiz López, R. (2010a). *Área de Protección de Flora y Fauna Cuatrociénegas*. Morelia, Michoacán.
- Ruiz López, R. (2010b). *Reserva de la Biosfera de Mapimí*. Morelia, Michoacán.
- Sarukhán, J., Koleff, P., Carabias, J., Soberón, J., Dirzo, R., Llorente-Bousquets, J., ... De la Maza, J. (2009). *Capital Natural de México. Síntesis: conocimiento actual, evaluación y perspectivas de sustentabilidad*. (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Ed.). México.
- Scharlemann, J. P. W., Balmford, A., y Green, R. E. (2005). The level of threat to restricted-range bird species can be predicted from mapped data on land use and human population. *Biological Conservation*, 123(3), 317–326.
- Scott Morales, L., Estrada, E., Chávez Ramírez, F., y Cotera, M. (2004). Continued Decline in Geographic Distribution of the Mexican Prairie Dog (*Cynomys Mexicanus*). *Journal of Mammalogy*, 85(6), 1095–1101.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2009). *Programa de acción para la conservación de la especie: Berrendo (*Antilocapra americana*)*. México, D. F.

- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2010). *Norma Oficial Mexicana NOM-059 - SEMARNAT-2010. Diario Oficial de la Federación (DOF)*.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2013). *Informe sobre la Situación del Medio Ambiente en México. Compendio de Estadísticas Ambientales. Indicadores Clave y de desempeño Ambiental (Edición 20)*. México.
- Thomas, L., Buckland, S. T., Rexstad, E. A., Laake, J. L., Strindberg, S., Hedley, S. L., ... Burnham, K. P. (2010). Distance software: Design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *Journal of Applied Ecology*, 47(1), 5–14.
- Treviño Villarreal, J., y Grant, W. E. (1998). Geographic Range of the Endangered Mexican Prairie Dog (*Cynomys mexicanus*). *Journal of Mammalogy*, 79(4), 1273–1287.
- UICN. (2012). *Categorías y criterios de la lista roja de la UICN: Versión 3.1 (Segunda)*. Reino Unido.
- United Nations, Department of Economic and Social Affairs, & Population Division. (2015). *World Population Prospects: The 2015 Revision, Key Findings and Advance Tables*. New York.
- United States Geological Survey. (2018). EarthExplorer - Home.
- Valdés, A. (2003). Las Ardillas de México. *Biodiversitas*, (51), 2–7.
- Vázquez, M. (2008). Arma SLP plan para especie en extinción.
- Whicker, A. D., y Detling, J. K. (1988). Ecological Consequences of Prairie Dog Disturbances. *BioScience*, 38(11), 778–785.
- Zhang, Y., Wang, Q., Wang, Z., Yang, Y., Li, J. (2020). Impact of human activities and climate change on the grassland dynamics under different regime policies in the Mongolian Plateau. *Science of the Total Environment*, 698, 10.

Anexos



C. mexicanus observado
en Cedral Greenhouse



Colonia Rancho Santa Ana B
Activa



Colonia Vía Oeste
Desocupada



Madriguera de
C. mexicanus