



Universidad Autónoma de Baja California
Facultad de Ciencias
Maestría y Doctorado en Ciencias e Ingeniería



Modelo de manejo del borrego cimarrón, basado en el monitoreo comunitario participativo y la modelación de nicho ecológico, para Baja California, México



Tesis
Que para obtener el grado de
Doctor en Ciencias
Presenta
Enrique de Jesús Ruiz Mondragón

Ensenada, Baja California.

Diciembre de 2024

Universidad Autónoma de Baja California
Facultad de Ciencias
Maestría y Doctorado en Ciencias e Ingeniería

**Modelo de manejo del borrego cimarrón, basado en el
monitoreo comunitario participativo y la modelación de
nicho ecológico, para Baja California, México**

Tesis

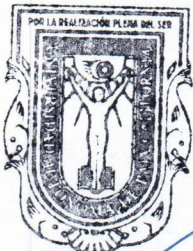
Que para obtener el grado de
Doctor en Ciencias

Presenta

Enrique de Jesús Ruiz Mondragón

Aprobada por:

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA
DE BAJA CALIFORNIA



FACULTAD DE CIENCIAS

P.A.

Dr. Guillermo Romero Figueroa
Director

Dra. María Evarista Arellano García
Codirectora

Dr. Crystian Sadiel
Venegas Barrera
Sinodal

Dr. Israel Guerrero
Cárdenas
Sinodal

Dr. Eloy Alejandro
Lozano Cavazos
Sinodal

En portada

“Sierra Nevada Bighorn / *Ovis canadensis sierra*”

Pintura de Bo Newell, tomada de la colección:

The Grand Slam (1977)

*Dedicado a mi esposa e hijos.
Catalina, Samuel e Ixchel, los amo,
son mi alegría y mi razón para
vivir.*

Agradecimientos

Al **Dr. Guillermo Romero Figueroa** por guiarme en este proceso. Fue un verdadero honor ser su estudiante.

A la **Dra. María Evarista Arellano García** por asumir la codirección de mi comité de tesis cuando las circunstancias así lo requirieron. El nivel de compromiso que tiene con sus estudiantes y que demostró conmigo es verdaderamente admirable.

A los doctores **Crystian Sadiel Venegas Barrera, Israel Guerrero Cárdenas, Eloy Alejandro Lozano Cavazos y Raul Valdez** por brindarme su amistad y su tiempo durante este proceso de formación académica.

A **María Catalina Ambriz Jiménez** por ser mi voluntaria número uno y ser esa persona con la que siempre puedo contar.

A mis compañeros del Laboratorio de Manejo y Conservación de Vida Silvestre **Isabel, Luz, Rafael, Luis e Isaac** por el apoyo y los consejos que me brindaron para planificar y efectuar este trabajo de investigación.

A los miembros de los ejidos **Cordillera Molina y Matomí** por su participación entusiasta en el proyecto.

A mis **padres y hermana** por su apoyo incondicional.

A **CONAHCYT** por la beca de posgrado otorgada a mi persona, pues sin ella me habría sido imposible realizar mis estudios de doctorado.

A la **Universidad Autónoma de Baja California** por financiar el proyecto “Aspectos ecológicos y socioambientales del borrego cimarrón (*Ovis canadensis*) en sierras borregueras del estado de Baja California”.

A la **Fundación UABC** por haber gestionado la obtención del financiamiento para el proyecto “Aspectos ecológicos y socioambientales del borrego cimarrón (*Ovis canadensis*) en sierras borregueras del estado de Baja California”.

A la empresa **Natura medio ambiente** por el apoyo que me proporcionaron al inicio de mis estudios de posgrado.



Índice

RESUMEN.....	1
ABSTRACT	2
CAPÍTULO I. MARCO TEÓRICO GENERAL.....	3
INTRODUCCIÓN.....	3
Planteamiento del problema	3
Descripción	3
Justificación	4
Supuestos	4
Resultados esperados	5
ANTECEDENTES	5
Borrego cimarrón.....	5
Monitoreo comunitario participativo	9
Modelos de nicho ecológico.....	10
Estudios del borrego cimarrón en Baja California	12
Estado de la población	12
Distribución	13
Manejo	14
OBJETIVOS	16
Objetivo general	16
Objetivos particulares.....	16
HIPÓTESIS.....	16
ÁREA DE ESTUDIO.....	16
CAPÍTULO II. PLANIFICACIÓN DEL MONITOREO COMUNITARIO PARTICIPATIVO.	
PROGRAMA DE TALLERES COMUNITARIOS.	18
INTRODUCCIÓN.....	18
MATERIAL Y MÉTODOS.....	20
Configuración del aula	20
Primer taller: capacitación	21
Segundo taller: reconocimiento del terreno	22
Tercer taller: estrategia de monitoreo	23
Índice de saliencia.....	24
Involucramiento comunitario	24
RESULTADOS	24
Conocimiento comunitario	25
Factores de riesgo para el borrego cimarrón.....	26
Descripción del territorio	28
Estrategia de monitoreo	31
Perspectiva a futuro	35
Involucramiento comunitario	35

Estructura del programa de talleres comunitarios	37
DISCUSIÓN	39
CONCLUSIÓN	45
CAPITULO III. MONITOREO DE LA POBLACIÓN DEL BORREGO CIMARRÓN	46
INTRODUCCIÓN	46
MATERIAL Y MÉTODOS	49
Área de estudio	49
Despliegue de cámaras trampa	51
Estimación de la población	51
RESULTADOS	53
DISCUSIÓN	58
CONCLUSIÓN	61
CAPITULO IV. MODELO DE DISTRIBUCIÓN GEOGRÁFICA POTENCIAL DEL BORREGO CIMARRÓN	63
INTRODUCCIÓN	63
MATERIAL Y MÉTODOS	65
Área de estudio	65
Generación de la base de datos de los registros de presencia del borrego cimarrón.....	67
Variables ambientales predictoras.....	67
Predicción de la distribución geográfica potencial	68
RESULTADOS	70
DISCUSIÓN	75
CONCLUSIÓN	79
CAPITULO V. MODELO DE MANEJO DEL BORREGO CIMARRÓN	80
INTRODUCCIÓN	80
MATERIAL Y MÉTODOS	82
Primera sesión de trabajo: “Curso de capacitación para el manejo del borrego cimarrón”	83
Segunda sesión de trabajo: “Taller de elaboración del modelo de manejo del borrego cimarrón”	84
RESULTADOS	87
Tasas de aprovechamiento	89
Valoración de los factores de riesgo	89
Propósito del modelo de manejo	90
Actividades	91
Recursos	93
Indicadores de éxito	93
Acciones correctivas.....	94
Proyección económica	95
Modelo de manejo del borrego cimarrón	96
DISCUSIÓN	98
CONCLUSIÓN	109
LITERATURA CITADA	111

Índice de tablas

TABLA 1. RESUMEN DE LOS RESULTADOS DE LOS MONITOREOS AÉREOS DE LA POBLACIÓN DEL BORREGO CIMARRÓN REALIZADOS EN BAJA CALIFORNIA EN 1992, 1995, 1999, 2010, 2021.	12
TABLA 2. ESTRUCTURA DE LA POBLACIÓN DEL BORREGO CIMARRÓN EN BAJA CALIFORNIA EN 1992, 1995, 1999, 2010 Y 2021.....	13
TABLA 3. ÍNDICE DE SALIENCIA DE LOS ATRIBUTOS DEL BORREGO CIMARRÓN IDENTIFICADOS POR LOS PARTICIPANTES DE LOS TALLERES.....	25
TABLA 4. FACTORES DE RIESGO PARA EL BORREGO CIMARRÓN EN LAS LOCALIDADES DE ESTUDIO.	26
TABLA 5. ENCUENTROS OCASIONALES CON EJEMPLARES DE BORREGO CIMARRÓN REPORTADOS POR LOS PARTICIPANTES DEL MONITOREO COMUNITARIO.	36
TABLA 6. PARTICIPACIÓN DE LA COMUNIDAD EN LAS EXPEDICIONES DE MONITOREO.	37
TABLA 7. ESTRUCTURA DEL PROGRAMA DE TALLERES COMUNITARIOS.	38
TABLA 8. RELACIÓN DE LAS CLASES DE EDAD Y SEXO DE LA POBLACIÓN DEL BORREGO CIMARRÓN DE LA REGIÓN COSTERA DE LA SIERRA SANTA ISABEL OBTENIDA A PARTIR DE DIFERENTES PERIODOS DE MUESTREO.....	56
TABLA 9. LISTA DE VARIABLES AMBIENTALES USADAS COMO PREDICTORES PARA CONSTRUIR EL MODELO DE DISTRIBUCIÓN POTENCIAL DEL BORREGO CIMARRÓN EN BAJA CALIFORNIA.....	68
TABLA 10. PORCENTAJE DE CONTRIBUCIÓN DE LAS VARIABLES AMBIENTALES USADAS PARA ESTIMAR EL ÁREA DE DISTRIBUCIÓN POTENCIAL DEL BORREGO CIMARRÓN EN BAJA CALIFORNIA Y RANGOS DE OCURRENCIA DE LA ESPECIE.	71
TABLA 11. FRACCIÓN DEL ÁREA DE DISTRIBUCIÓN DEL BORREGO CIMARRÓN EN CADA UMR Y EJIDOS QUE SE ENCUENTRAN DENTRO DE SUS LÍMITES.....	72
TABLA 12. DETERMINACIÓN DE LA TASA DE APROVECHAMIENTO EN LAS UMR SIERRA JUÁREZ Y SANTA ISABEL.	89
TABLA 13. MATRIZ DE EISENHOWER DE LOS FACTORES DE RIESGO QUE AMENAZAN LA CONSERVACIÓN DEL BORREGO CIMARRÓN EN LAS LOCALIDADES DE ESTUDIO.	90
TABLA 14. CRONOGRAMA ANUAL DE ACTIVIDADES OPERATIVAS DEL MODELO DE MANEJO.	91
TABLA 15. PROYECCIÓN ECONÓMICA DEL APROVECHAMIENTO CINEGÉTICO DE UN EJEMPLAR DE BORREGO CIMARRÓN.	95
TABLA 16. PROPUESTA DE MODELO DE MANEJO DEL BORREGO CIMARRÓN PARA BAJA CALIFORNIA.....	96

Índice de figuras

FIGURA 1. BORREGO CIMARRÓN (<i>OVIS CANADENSIS</i>).....	6
FIGURA 2. DISTRIBUCIÓN HISTÓRICA Y ACTUAL DEL BORREGO CIMARRÓN.	7
FIGURA 3. CORDILLERAS DE BAJA CALIFORNIA DONDE SE DISTRIBUYE EL BORREGO CIMARRÓN.....	8
FIGURA 4. ÁREA DE ESTUDIO.....	17
FIGURA 5. MAPA PARTICIPATIVO DEL EJIDO CORDILLERA MOLINA.	29
FIGURA 6. MAPA PARTICIPATIVO DEL EJIDO MATOMÍ.....	30
FIGURA 7. CUADERNILLO PARA LLEVAR EL REGISTRO DE LOS AVISTAMIENTOS DE LOS EJEMPLARES DE BORREGO CIMARRÓN.	33
FIGURA 8. FOLLETO PARA REGISTRAR LA UBICACIÓN DE LOS AVISTAMIENTOS DE LOS EJEMPLARES DE BORREGO CIMARRÓN.	34
FIGURA 9. SITIOS EN LOS QUE SE DESPLEGARON LAS CÁMARAS TRAMPA EN LA REGIÓN COSTERA DE LA SIERRA SANTA ISABEL.	49
FIGURA 10. ABREVADEROS NATURALES UTILIZADOS POR EL BORREGO CIMARRÓN EN LA REGIÓN COSTERA DE LA SIERRA SANTA ISABEL.	50
FIGURA 11. TASA DE TOMA DE FOTOGRAFÍAS DE LAS CÁMARAS TRAMPA DESPLEGADAS EN LA REGIÓN COSTERA DE LA SIERRA SANTA ISABEL DE ACUERDO CON EL MES Y EL LUGAR DONDE FUERON INSTALADAS.....	54
FIGURA 12. ESTIMACIÓN ACUMULADA PROMEDIO DE LA ABUNDANCIA DE LA POBLACIÓN DEL BORREGO CIMARRÓN DE LA REGIÓN COSTERA DE LA SIERRA SANTA ISABEL.	55
FIGURA 13. PROMEDIO DE LA ABUNDANCIA $\pm$ 95 % CI DE LA POBLACIÓN DEL BORREGO CIMARRÓN EN LA REGIÓN COSTERA DE LA SIERRA SANTA ISABEL OBTENIDO A PARTIR DE DIFERENTES PERIODOS DE MUESTREO.....	56
FIGURA 14. FRECUENCIA RELATIVA DEL NÚMERO DE BORREGOS QUE CONFORMARON LOS REBAÑOS REGISTRADOS EN LA REGIÓN COSTERA DE LA SIERRA SANTA ISABEL.	57
FIGURA 15. FRECUENCIA RELATIVA DE LOS TIPOS DE REBAÑOS REGISTRADOS EN LA REGIÓN COSTERA DE LA SIERRA SANTA ISABEL.	58
FIGURA 16. ESTADO DE BAJA CALIFORNIA Y CORDILLERAS EN LAS QUE SE RECONOCE LA PRESENCIA DEL BORREGO CIMARRÓN.	66
FIGURA 17. DISTRIBUCIÓN POTENCIAL DEL BORREGO CIMARRÓN EN BAJA CALIFORNIA.	70
FIGURA 18. AUC Y TASA DE OMISIÓN PROMEDIO DE LAS 50 RÉPLICAS USADAS PARA ESTIMAR EL ÁREA DE DISTRIBUCIÓN POTENCIAL DEL BORREGO CIMARRÓN EN BAJA CALIFORNIA.	71
FIGURA 19. UMR PARA EL BORREGO CIMARRÓN EN BAJA CALIFORNIA.	74
FIGURA 20. UMR PARA EL BORREGO CIMARRÓN: SIERRA JUÁREZ; SANTA ISABEL	88

Resumen

El borrego cimarrón es una especie emblemática del noroeste de México; región del país en donde forma parte de la cosmovisión de los pueblos originarios y en donde es un símbolo de identidad para la sociedad moderna. En el estado de Baja California, sin embargo, la especie se encuentra en el abandono pues la falta de información referente al estado y distribución de sus poblaciones ha impedido la formulación de un modelo de manejo que permita su aprovechamiento sostenible. En este sentido, el objetivo de la presente investigación fue generar información sobre el estado y distribución de las poblaciones del borrego cimarrón, mediante un monitoreo comunitario participativo y la construcción de un modelo de nicho ecológico, para elaborar un modelo de manejo de la especie para Baja California. Se trabajó con dos comunidades rurales, el ejido Cordillera Molina y el ejido Matomí. El monitoreo comunitario participativo se planificó mediante un programa de talleres en los que se integró el conocimiento tradicional que poseen los miembros de las localidades de estudio sobre el borrego cimarrón con el conocimiento formal del equipo de investigación sobre la historia natural, el manejo y los métodos de monitoreo de la especie. El estado de las poblaciones del borrego cimarrón se determinó mediante un método basado en el uso de cámaras trampa y del estimador de Lincoln-Petersen. Los límites del área en la que habita la especie se definieron por medio de un modelo de distribución geográfica potencial que se generó con el algoritmo de máxima entropía. El modelo de manejo se elaboró mediante un proceso participativo en el que la información de base que se usó fueron los datos sobre el estado y distribución de las poblaciones de la especie, así como los factores de riesgo que amenazan su conservación. En el programa de talleres comunitarios además de planificar el monitoreo de las poblaciones del borrego cimarrón, se determinó que el componente económico es el principal interés que tienen los habitantes de las comunidades en la especie y se identificaron los factores de riesgo que en las localidades de estudio amenazan la conservación del borrego. La abundancia de la población de la especie en el ejido Matomí se estimó en 129 ± 9 animales con una relación entre machos, hembras, añeros, y crías igual a 8:10:1:2. En el ejido Cordillera Molina el monitoreo de la población del borrego cimarrón por medio de cámaras trampa no se efectuó satisfactoriamente debido a la presencia de grupos del crimen organizado en el hábitat de la especie. El modelo de distribución geográfica potencial mostró que el área en la que habita el borrego cimarrón en el estado de Baja California se extiende a lo largo del macizo montañoso del Golfo de California, en una superficie aproximada de 317,160 ha. En el modelo de manejo se estableció que este tendrá como propósito conservar las poblaciones de la especie y generar beneficios para los poseedores del recurso; que las actividades operativas básicas que se deben implementar en las unidades de manejo son la vigilancia, el monitoreo, el mejoramiento del hábitat y el aprovechamiento; y que el principal indicador de éxito del manejo del borrego cimarrón será el incremento de sus poblaciones. El modelo de manejo planteado en esta investigación es el primero que se elabora con base en el conocimiento científico sobre el estado y distribución de las poblaciones de la especie, y en los puntos de vista y necesidades de los beneficiarios del recurso. Es por esto por lo que tiene la suficiencia técnica para ser implementado en cualquier área de distribución del borrego cimarrón de Baja California.

Palabras clave: conservación comunitaria, estado de la población, manejo de vida silvestre, modelo de distribución geográfica potencial, *Ovis canadensis*.

Abstract

The bighorn sheep is an emblematic species of northwestern Mexico, a region of the country where it is part of the worldview of indigenous peoples and a symbol of identity for modern society. In the State of Baja California, however, the species has been neglected because the lack of information on the status and distribution of its populations has prevented the formulation of a management model that would allow its sustainable use. In this sense, the objective of this research was to generate information on the status and distribution of bighorn sheep populations through participatory community monitoring and the construction of an ecological niche model to develop a management model for the species in Baja California. We worked with two rural communities, the ejido Cordillera Molina and the ejido Matomí. Participatory community monitoring was planned through a program of workshops that integrated the traditional knowledge of study site members about bighorn sheep with the formal knowledge of the research team about the natural history, management, and monitoring methods of the species. The status of bighorn sheep populations was determined using a method based on the use of camera traps and the Lincoln-Petersen estimator. The limits of the species' range were defined by a potential geographic distribution model generated by the maximum entropy algorithm. The management model was developed through a participatory process that used data on the status and distribution of the species' populations and the risk factors threatening their conservation. In addition to planning for bighorn sheep population monitoring, the community workshop program identified the economic component as the primary interest of community residents in the species and identified risk factors threatening bighorn sheep conservation in the study areas. The abundance of the species in the Matomí ejido was estimated at 129 ± 9 animals, with a ratio of males to females, yearlings to calves of 8:10:1:2. In the Cordillera Molina ejido, the monitoring of the bighorn sheep population using camera traps was not satisfactory due to the presence of organized crime groups in the species' habitat. The potential geographic distribution model showed that the area occupied by bighorn sheep in the state of Baja California extends along the mountainous ranges of the Gulf of California in an area of approximately 317,160 ha. The management model established that its purpose is to conserve the populations of the species and provide benefits to resource owners; that the basic operational activities to be implemented in the management units are surveillance, monitoring, habitat improvement, and harvest; and that the primary indicator of success of bighorn sheep management will be an increase in their populations. The management model proposed in this study is the first to be developed based on scientific knowledge of the status and distribution of the species' populations, as well as the views and needs of the beneficiaries of the resource. Therefore, it has the technical sufficiency to be implemented in any Baja California bighorn sheep range.

Keywords: community-based conservation, population status, wildlife management, potential geographic distribution model, *Ovis canadensis*.

Capítulo I. Marco Teórico General

Introducción

El borrego cimarrón (*Ovis canadensis*) es una especie emblemática del noroeste de México; región del país en donde forma parte de la cosmovisión de los pueblos originarios y en donde es un símbolo de identidad para la sociedad moderna (Cuamea, 2017). Así mismo, es un animal con un alto valor cinegético cuyos precios de los permisos para su cacería oscilan entre los US\$ 45,000 y US\$ 80,000 (Lee, 2011; Ruiz, 2014; Cooney *et al.*, 2019), por lo que es unpreciado recurso para los pobladores de las comunidades que se encuentran dentro de sus áreas de distribución a quienes les aporta ingresos que emplean para mantener a sus familias, mejorar sus poblados y conservar el medio ambiente (Félix, 2006; Lee, 2008; Ruiz, 2014; Huerta *et al.*, 2015; Cooney *et al.*, 2019). Debido a la importancia que tiene el borrego cimarrón en Baja California es necesario desarrollar los mecanismos necesarios para asegurar la conservación de la especie.

Planteamiento del problema

Descripción

En el estado de Baja California el manejo del borrego cimarrón ha estado limitado desde hace más de treinta años por la veda que existe en la entidad de la cacería deportiva del borrego cimarrón (SEDUE, 1990); prohibición que continua vigente debido a la carencia de un plan de manejo que convenza tanto al gobierno estatal como a la opinión pública de que el aprovechamiento extractivo de la especie puede realizarse de manera sostenible. Esta situación ha tenido serias repercusiones para la conservación del borrego y su hábitat en Baja California ya que ha ocasionado el abandono de las sierras borregueras por parte de la comunidad encargada de protegerlas con la consecuente proliferación de fauna feral y ausencia de control tanto del furtivismo como de la extracción de recursos forestales en las áreas de distribución de la especie (De Forge *et al.*, 1993; Zatarain, 2008; Vargas, 2010; SPA, 2013). Además, la falta de capital ha impedido que se cuente con un programa de monitoreo continuo de la especie que

permita conocer la abundancia, estructura y dinámica de sus poblaciones en el estado (SPA, 2013; Ruiz, 2017).

Justificación

Ante el abandono en el que se encuentra actualmente el borrego cimarrón en el estado de Baja California resulta urgente la formulación de un modelo de manejo para la especie en la entidad, es decir, un documento en el que se especifiquen las estrategias, métodos y técnicas que se aplicarán para regular, administrar y dirigir el aprovechamiento del borrego en Baja California. El manejo del borrego cimarrón debe realizarse con base en estudios confiables y garantizar que se respetará la integridad funcional y la capacidad de reclutamiento de su población. Además, debe impulsar un desarrollo económico de amplio alcance en el que las ganancias obtenidas por el aprovechamiento de la especie se distribuyan equitativamente entre las comunidades poseedoras del recurso (Morello, 1986; Walters, 1986; Nadal, 2007; LGEEPA, 2015; López & Chan, 2016).

En Baja California se reconocen dos áreas de especial importancia para la conservación del borrego cimarrón: Sierra Juárez y la sierra Santa Isabel. Sierra Juárez es considerada como un punto clave para la conectividad funcional a lo largo del paisaje de las poblaciones de vida silvestre tanto porque es interrumpida por una frontera internacional (México - Estados Unidos) como porque es un área con un alto potencial para la producción de energía eólica y solar (Buchalski *et al.*, 2015). En tanto que, Santa Isabel cuenta con la mayor superficie continua disponible para la especie en el estado (Romero *et al.*, 2024). Así mismo, Sierra Juárez y Santa Isabel se encuentran entre las cordilleras que albergan el mayor número de ejemplares de borrego cimarrón en Baja California (Romero *et al.*, 2024).

Supuestos

El manejo del borrego cimarrón, para que sea sostenible, debe planificarse forzosamente a partir de información confiable y reciente del estado (abundancia y estructura) y distribución de la población de la especie. Es en este contexto que el monitoreo comunitario participativo y los modelos de nicho ecológico cobran relevancia. El monitoreo comunitario participativo es una actividad mediante la cual se genera la

información básica para el manejo de la vida silvestre que, además, fomenta la colaboración social e integra el conocimiento tradicional al monitoreo científico para el estudio de la biodiversidad (Stuart *et al.*, 2005; Gaidet *et al.*, 2006; Andrianandrasana *et al.*, 2005; Evans y Guariguata, 2008). Por otro lado, los modelos de nicho ecológico son herramientas que permiten delimitar el hábitat potencial de una especie en particular (Soberón y Peterson, 2005; Ferrier y Guisan, 2006; Naoki *et al.*, 2006; Ruiz *et al.*, 2018).

Resultados esperados

El objetivo de la presente investigación fue elaborar un documento en el que estén plasmados los lineamientos a seguir para realizar un aprovechamiento responsable del borrego cimarrón y que pueda ser usado por los pobladores de las comunidades que se encuentran dentro de su área de distribución para incidir en la política de conservación de la especie del estado de Baja California.

Antecedentes

Borrego cimarrón

Clase: Mammalia

Orden: Artiodactyla

Familia: Bovidae

Género: *Ovis*

Especie: *Ovis canadensis* Shaw, 1804.

Subespecies: *Ovis canadensis canadensis* Shaw, 1804

Ovis canadensis nelsoni Merriam, 1897

Ovis canadensis mexicana Merriam, 1901

Ovis canadensis cremnobates Elliot, 1903

Ovis canadensis sierrae Grinnell, 1912

Ovis canadensis weemsi Goldman, 1937

El borrego cimarrón es un mamífero que pertenece al orden Artiodactyla (*ártios* = “par”, *dáktilos* = dedos), en el que se engloba a aquellos animales con un número par de dedos, ungulígrados (caminan sobre la punta de sus dedos cubiertos por pezuñas) y paraxónicos (el eje de simetría de cada extremidad pasa entre los dedos III y IV; Garrido,

2008). A la familia Bovidae (*Bous* = “toro”), en la que se incluyen a los artiodáctilos rumiantes provistos de un par de cuernos formados por una vaina córnea permanente que nace de un núcleo óseo, estructura que siempre está presente en los machos y en la mayoría de las hembras de los géneros que conforman esta familia (Álvarez & Álvarez, 1996; Lundrigan, 1996; Garrido, 2008). Al género *Ovis*, al que pertenecen los borregos verdaderos, en el que se agrupan a los organismos que poseen glándulas preorbitales, inguinales e interdigitales (Fedosenko & Blank, 2005). A la especie *Ovis canadensis*, cuya característica diacrítica es la cornamenta masiva y recurvada de los machos (Shackleton, 1985; Figura 1).



Figura 1. Borrego cimarrón (*Ovis canadensis*).

El borrego cimarrón se distribuye a través del oeste de Canadá y Estados Unidos hasta el norte de México. Habita tanto en los territorios desérticos más calurosos e inhóspitos como en las regiones alpinas más altas y frías de Norteamérica (Shackleton, 1985; Figura 2). El hábitat típico para la especie es el terreno quebrado con cañones y aluviones, accidentado, rocoso, con temperaturas extremas, generalmente desprovisto de vegetación alta y densa que obstruya su visibilidad. Los elementos del hábitat más importantes para el borrego son el terreno de escape, la vegetación y la distancia a los cuerpos de agua (Hansen, 1980; Wilson *et al.*, 1980; Holl, 1982).

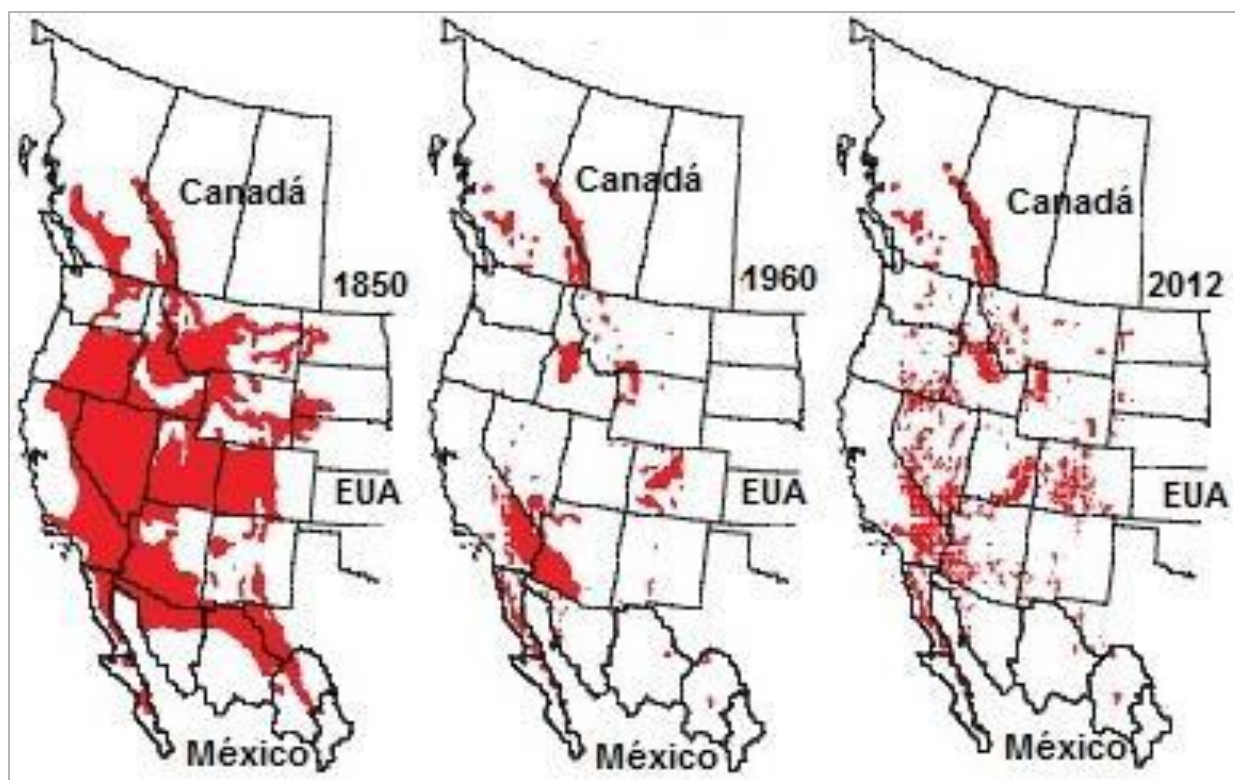


Figura 2. Distribución histórica y actual del borrego cimarrón. Tomado de WSF & WAFWA (2012)

En México el borrego cimarrón originalmente se distribuía en los estados de Baja California, Baja California Sur, Sonora, Chihuahua y Coahuila. Actualmente, solo existen poblaciones de la especie en estado silvestre en Sonora y en la península de Baja California, aunque también hay poblaciones en cautiverio en la Isla Tiburón, Sonora, en la Isla del Carmen, Baja California Sur, y en algunas Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre (UMA's) en los estados de Chihuahua y Coahuila (Sandoval *et al.*, 2019; Figura 2). Los factores que provocaron la reducción de sus poblaciones fueron la cacería ilegal, la fragmentación de su hábitat y la ganadería extensiva (INE & DGVS, 2000).

En Baja California se reconocen trece cordilleras en las que se distribuye el borrego cimarrón: Cucapá, Sierra Juárez, Las Tinajas, Las Pintas, San Pedro Mártir, San Felipe, Santa Isabel, San Francisquito, Calamajué, La Asamblea, La Libertad, Las Ánimas y Agua de Soda (Romero *et al.*, 2024; Figura 3). En conjunto, estas cadenas montañosas abarcan un área de 967,910.33 ha (INEGI, 2001), desde La Rumorosa, en la frontera

entre Estados Unidos y México, hasta los 28° 50', aproximadamente 50 km al norte de la frontera con Baja California Sur.

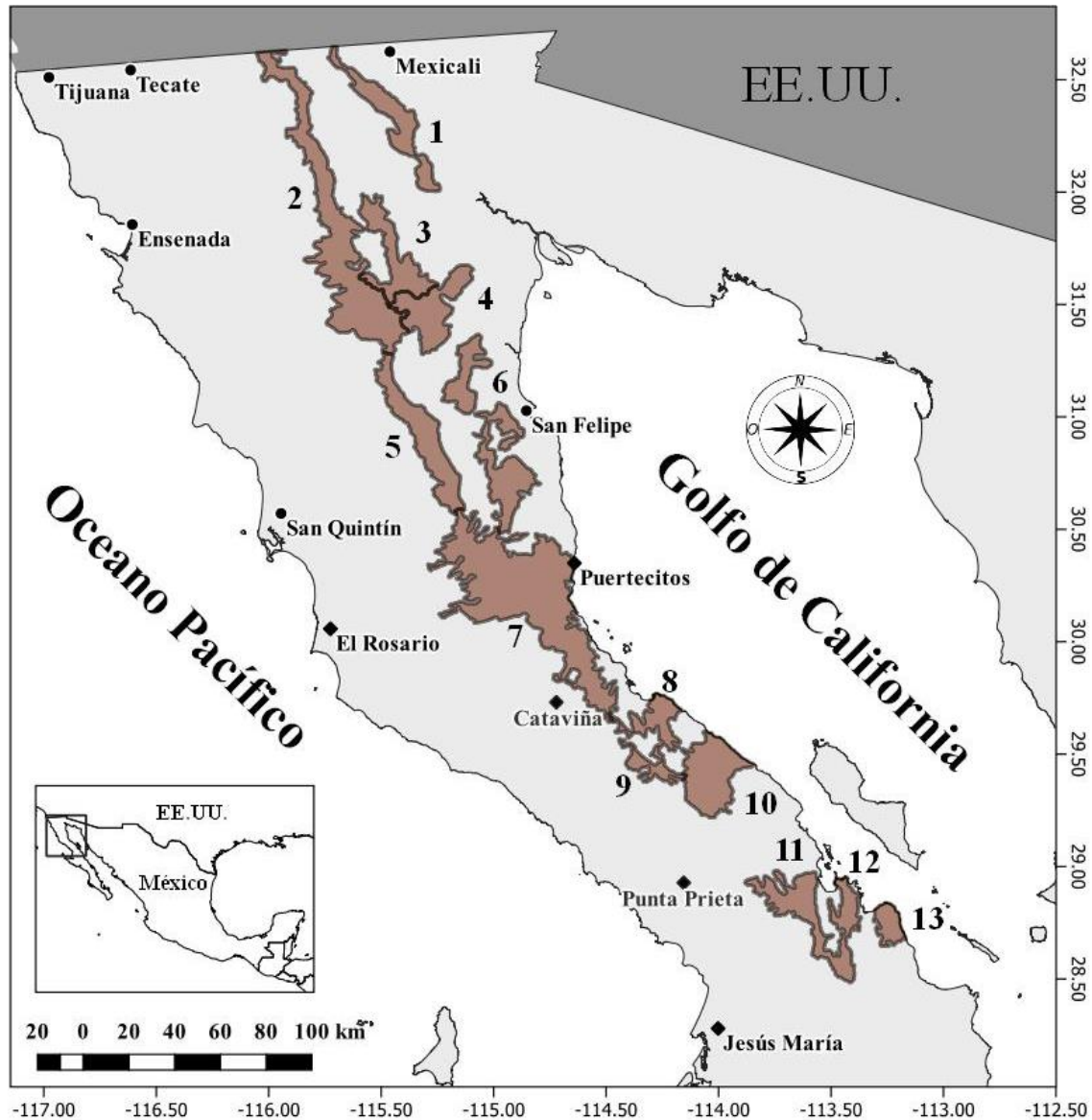


Figura 3. Cordilleras de Baja California (polígonos cafés) donde se distribuye el borrego cimarrón: 1 – Cucapá; 2 – Sierra Juárez; 3 – Las Tinajas; 4 – Las Pintas; 5 – San Pedro Mártir; 6 – San Felipe; 7 – Santa Isabel; 8 – San Francisquito; 9 – Calamajué; 10 – La Asamblea; 11 – Las Libertad; 12 – Las Ánimas; 13 – Agua de Soda. En la figura se muestran las ciudades (puntos) y los poblados de Baja California (diamantes). Tomada de Romero *et al.* (2024).

Monitoreo comunitario participativo

El monitoreo es el mecanismo a través del cual se generan la información y los datos sistemáticos que permiten evaluar el estado actual, las tendencias de cambio y los factores que ejercen presión sobre la biodiversidad, así como, el alcance de las acciones de manejo, conservación y restauración implementadas para salvaguardarla (Chediack, 2009; FMCN *et al.*, 2018). Por su parte, el monitoreo comunitario es una herramienta de participación social que contribuye a la construcción colectiva del inventario de los recursos naturales, al conocimiento de su estado de conservación y a la toma informada de decisiones de manejo a nivel local (Evans & Guariguata, 2008; FMCN *et al.*, 2018). Este tipo de monitoreo se ha convertido en una popular herramienta para el estudio de la vida silvestre y, también, en un elemento clave para las iniciativas de conservación de especies protegidas (Singh *et al.*, 2014; Benchimol *et al.*, 2017; Lavariega *et al.*, 2020; Ndeloh *et al.*, 2020), debido en gran medida a que los recursos para los programas de monitoreo profesional cada día son más escasos y a que el monitoreo comunitario empodera a los pobladores locales pues desarrolla en ellos el autoestima, la educación y la conciencia de los derechos humanos (Lawrence, 2006; Bodilis *et al.*, 2014).

De acuerdo con los objetivos, el tipo de participantes, el financiamiento, el método de obtención de datos y la manera en que los resultados se analizan, el monitoreo comunitario se puede dividir en ocho tipos (Evans & Guariguata, 2008; IDEAM *et al.*, 2018): (1) monitoreo local, (2) monitoreo colaborativo, (3) evaluación y monitoreo participativo de la biodiversidad, (4) monitoreo comunitario del ecosistema, (5) monitoreo conjunto, (6) automonitoreo, (7) monitoreo eventual y (8) monitoreo comunitario participativo. El monitoreo local es cuando solo los lugareños recolectan y analizan los datos. El monitoreo colaborativo es un proceso de búsqueda consciente de información seguido por un análisis crítico compartido a fin de fundamentar las decisiones colectivas que afectan el manejo de los recursos naturales. La evaluación y monitoreo participativo de la biodiversidad es cuando la recolección y el análisis de los datos se hace con ayuda de pobladores locales que no cuentan con formación científica. El monitoreo comunitario del ecosistema consiste en programas de monitoreo que contemplan la participación de voluntarios locales o foráneos, no profesionales y no pagados, en el monitoreo ambiental

o de recursos naturales. El monitoreo conjunto es cuando las comunidades y autoridades locales se vinculan para recolectar datos con el objetivo de asegurar la aplicación de normativas. El automonitoreo es cuando las comunidades llevan un registro de las actividades de aprovechamiento de los recursos naturales que realizan. El monitoreo eventual es cuando las comunidades locales registran incidentes cuando estos ocurren en lugar de hacerlo como parte de actividades planificadas de monitoreo. En tanto que, el monitoreo comunitario participativo se entiende como una forma de colaboración social impulsada por las necesidades locales de información sobre las existencias, el estado de conservación y la gestión de los recursos naturales, que permite a las comunidades locales dar seguimiento a sus planes de manejo, planes de vida o planes de etnodesarrollo con el fin de establecer el cumplimiento de estos en un plazo determinado. No obstante, para que un monitoreo comunitario sea exitoso, sin importar del tipo que se trate, se deben plantear objetivos concretos y definir apropiadamente los métodos de monitoreo. Además, debe ser simple y replicable, tener bien establecida la escala geográfica del estudio y realizarse en la temporada en que exista una mayor probabilidad de encuentro de los organismos que se desea monitorear (Brook *et al.*, 2009; Stokes *et al.*, 2010; Rowland & Volta, 2013). Por otro lado, la viabilidad del monitoreo depende del planteamiento de un plan de trabajo basado en un adecuado presupuesto y delimitado dentro de un marco de tiempo factible que garantice la consecución de los objetivos propuestos sin perder el interés de las comunidades involucradas. En este sentido, también es imprescindible contar con suficiente personal apropiadamente capacitado para diseñar el monitoreo, implementarlo y analizar los datos que este arroje. En tanto que la comunicación de los resultados a todos los involucrados en el programa de monitoreo deberá ser realizada por las personas e instituciones apropiadas (Lavariega *et al.*, 2020; Ndeloh *et al.*, 2020).

Modelos de nicho ecológico

Los modelos de nicho ecológico son representaciones de la idoneidad ambiental para el desarrollo de una especie en concreto. Se calculan por medio de un algoritmo que relaciona las observaciones de campo de la especie objetivo (registros de presencia y

ausencia) con las variables ambientales que se sabe restringen su distribución (clima, topografía, vegetación). El resultado es un mapa, del área de estudio, en el que se resaltan las regiones parecidas ambientalmente a la de los puntos de ocurrencia de la especie de interés (Soberón & Peterson, 2005; Ferrier & Guisan, 2006; Naoki *et al.*, 2006). La información generada por los modelos nicho ecológico permite ubicar los mejores sitios para registrar, capturar o colectar alguna especie en particular; priorizar zonas para la implementación de iniciativas de conservación biológica o de restauración ecológica; modelar los efectos del cambio climático sobre los ecosistemas; o evaluar los patrones de propagación de especies invasivas (Morales, 2012).

En la actualidad existe una amplia gama de métodos para elaborar modelos de nicho ecológico (*Generalized Linear Model*, *Random Forest*, *Boosted Regression Tree*, *Multivariate Adaptive Regression Splines*) de entre los que destaca el algoritmo que se basa en la aproximación estadística llamada máxima entropía por poseer algunas ventajas sobre los demás: es capaz de funcionar solo con datos de presencia y tiene un consistente buen desempeño en comparación con otros métodos similares (Elith *et al.*, 2006; Phillips *et al.*, 2006; Hernández *et al.*, 2008). El algoritmo de máxima entropía se ejecuta en el *software* Maxent (Phillips, 2013) el cual es un programa que además de elaborar el modelo de nicho ecológico devuelve el cálculo del área bajo la curva del receptor de funcionamiento característico y de la tasa de omisión y área predicha promedio, parámetros a partir de los que se determina la precisión predictiva del modelo y la fracción de los sitios clasificados erróneamente como ausencias (errores de omisión). Así mismo, Maxent genera las curvas de respuesta de la probabilidad de presencia de la especie ante el cambio en la magnitud de las variables que se usaron para construir el modelo y ejecuta una prueba de *Jackknife* para determinar la importancia que cada variable tiene en la construcción del modelo (Phillips *et al.*, 2006; Benito de Pando & Peña de Giles, 2007).

Estudios del borrego cimarrón en Baja California

Estado de la población

En Baja California se han efectuado cinco monitoreos aéreos de la población del borrego cimarrón, en los años 1992, 1995, 1999, 2010 y 2021 (De Forge *et al.*, 1993; Lee & Mellink, 1996; Alaníz & Lee, 2001; Martínez *et al.*, 2017; Romero *et al.*, 2024). Los monitoreos aéreos de 1992, 1995 y 1999 se hicieron solo en las sierras del centro y norte del estado: Sierra Juárez, Cucapá, Las Tinajas, Las Pintas, San Felipe, San Pedro Mártir y Santa Isabel. En tanto que, en los monitoreos aéreos de 2010 y 2021 se recorrieron las trece cordilleras en las que se reconoce que distribuye el borrego en Baja California (Figura 3). En la Tabla 1 se presenta un resumen de los resultados de estos estudios.

Tabla 1. Resumen de los resultados de los monitoreos aéreos de la población del borrego cimarrón realizados en Baja California en 1992, 1995, 1999, 2010, 2021. Tomada de Romero *et al.* (2024).

Cordillera	Año														
	1992			1995			1999			2010			2021		
	*A	**B	***C	A	B	C	A	B	C	A	B	C	A	B	C
Cucapá	2	2	1	0	0.5	0	----	----	----	19	1.5	13	6	0.8	8
Sierra Juárez	4	13	0.3	2	2.8	0.2	----	----	----	16	1.9	8	38	2.0	19
Las Tinajas	67	5.5	12	23	2.1	11	25	2	12	53	2	26	4	1.0	4
Las Pintas	25	4.5	6	27	2	13	1	1.2	1	22	2.3	10	53	2.3	23
San Pedro Mártir	83	14	6	14	6.7	3	72	3.7	20	16	4.7	3	13	3.3	4
San Felipe	282	18	16	85	5.1	5	25	5	5	50	5.4	9	44	3.0	15
Santa Isabel	140	11	13	111	5.3	21	125	4.2	30	20	3.9	5	81	4.7	17
San Francisquito	----	----	----	----	----	----	----	----	----	0	2	0	4	1.8	2
Calamajué	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	0	0.7	0
La Asamblea	----	----	----	----	----	----	----	----	----	7	2.4	3	30	2.9	10
La Libertad	----	----	----	----	----	----	----	----	----	77	2.4	32	56	4.9	11
Las Ánimas	----	----	----	----	----	----	----	----	----	58	1.2	48	44	1.5	29
Agua de Soda	----	----	----	----	----	----	----	----	----	43	1.5	29	83	1.6	52
Total	603	68	8	262	24.5	9	248	16.1	14	381	31.2	15	456	30.5	16

*A: borregos observados; **B: horas de vuelo; ***C: tasas de observación (borregos observados por hora de vuelo).

Los resultados de los monitoreos aéreos indican que la abundancia de la población del borrego cimarrón en Baja California se mantuvo estable entre 1992 y 2021 (Romero *et al.* 2024). La abundancia de la especie en cada cordillera varió entre un estudio y otro, pero las sierras en las que en general se registraron las poblaciones más numerosas fueron Santa Isabel, San Felipe y Las Pintas; no obstante, en los monitoreos de 2010 y 2021, las sierras de La Libertad, Las Ánimas y Agua de Soda estuvieron entre los sitios en los que se registró la mayor abundancia de borregos del estado (Tabla 1). Por otro lado, la estructura de la población de la especie paso de tener una proporción de 32:100:45:22 (macho:hembra:cría:juvenil) en 1992 a 62:100:10:9 en 2021 (Romero *et al.* 2024; Tabla 2).

Tabla 2. Estructura de la población del borrego cimarrón en Baja California en 1992, 1995, 1999, 2010 y 2021. Tomada de Romero *et al.* (2024).

Clasificación	1992	1995	1999	2010	2021
Macho	32	57	61	51	62
Hembra	100	100	100	100	100
Cría	45	43	25	54	10
Juvenil	22	9	27	20	9

Distribución

Montoya (1998) hizo la primera investigación relacionada con la distribución del borrego cimarrón en Baja California. El trabajo lo realizó en la sierra de San Pedro Mártir y consistió en integrar modelos estadísticos y sistemas de información geográfica (SIG) para identificar los componentes del hábitat que son de mayor importancia para la especie. La conclusión de este estudio fue que en San Pedro Mártir la altitud, la pendiente, la pedregosidad y la cobertura vegetal restringen la distribución del borrego cimarrón. A esta conclusión también llegaron Lara *et al.* (2001) tras simular una caminata aleatoria del borrego cimarrón en la misma cordillera con el método de Monte Carlo.

La siguiente investigación que abordó esta temática fue la que condujo Eaton (2002) quien utilizó un SIG, bases de datos y modelos lineales generalizados para identificar las áreas de mayor probabilidad de ocurrencia de la especie en la sierra de San Pedro Mártir. Este investigador concluyó que la zona de los cañones es el área más importante para la conservación del borrego cimarrón debido a que presentan una gran oferta ambiental y es un lugar de difícil acceso para el humano.

Posteriormente, Escobar *et al.* (2015) estudiaron la distribución del borrego cimarrón en la sierra Santa Isabel mediante el uso de técnicas de teledetección satelital. Concluyeron que en esta cadena montañosa la especie se encuentra asociada a sitios escabrosos y con baja cobertura vegetal debido a que estas condiciones proveen a los borregos la visibilidad y el terreno de escape que necesitan para detectar y huir de los depredadores. El último estudio que se realizó en el estado de Baja California relacionado con la distribución del borrego cimarrón fue el de Ruiz *et al.* (2018). Estos investigadores emplearon el programa Maxent para modelar la distribución potencial del borrego cimarrón en Sierra Juárez. Determinaron que el hábitat disponible para la especie en esa cordillera tiene una extensión de aproximadamente 498 km² y concluyeron que la cobertura vegetal y la escabrosidad son las variables ambientales que tienen mayor influencia para la selección de hábitat del borrego cimarrón.

Manejo

En el *Proyecto para la conservación, manejo y aprovechamiento sustentable del borrego cimarrón (Ovis canadensis) en México* (INE & DGVS, 2000), se plasmó la primera estrategia a seguir para realizar un manejo sostenible de la especie a nivel nacional. Esta estrategia tuvo nueve ejes rectores: formar un comité nacional del borrego cimarrón para definir las políticas y actividades prioritarias para la conservación, manejo y aprovechamiento sustentable de la especie; buscar financiamiento en organizaciones o fundaciones para realizar proyectos de conservación específicos dentro de las UMA's; delimitar provincias naturales para el manejo del borrego cimarrón; vincular las diferentes UMA's del país para conocer el comportamiento regional de las poblaciones de la especie; permitir el aprovechamiento extractivo de máximo el 10 % de los machos clase III y IV de las poblaciones del borrego cimarrón; promover la participación de las áreas naturales protegidas (ANP) en programas de conservación y manejo del borrego; producir pie de cría para reintroducirlo al medio natural; crear santuarios para la especie; fomentar una cultura ecológica en torno al borrego cimarrón.

En 2013 el Gobierno del Estado de Baja California publicó la *Estrategia estatal para la conservación y el manejo sustentable del borrego cimarrón en Baja California* como eje rector para guiar las políticas públicas orientadas al manejo de la especie en la entidad.

En este documento se establecen quince líneas estratégicas: integrar a los tres órdenes de gobierno, al sector académico, a la iniciativa privada, a los poseedores del recurso y a los prestadores de servicios bajo un esquema de administración integral de las poblaciones del borrego cimarrón; instalar un comité técnico consultivo; definir las zonas regionales que están directamente relacionadas con la dinámica, conservación y viabilidad de las poblaciones de la subespecie *O. c. cremnobates*; evaluar la distribución del borrego cimarrón y el estado de sus poblaciones; desarrollar métodos para el manejo de las poblaciones de la especie y de su hábitat; identificar, evaluar y controlar las principales amenazas para los organismos; incrementar la población del borrego cimarrón; realizar investigaciones transdisciplinarias que garanticen la conservación del borrego cimarrón; mantener la viabilidad de las poblaciones de la especie a través de su aprovechamiento sostenible; evaluar y manejar el hábitat del borrego por medio de actividades de protección, conservación o restauración; impulsar el fortalecimiento de las capacidades de vigilancia participativa; promover la educación ambiental; diversificar el aprovechamiento de los recursos naturales; buscar mecanismos de financiamientos para el manejo y conservación de la especie en cada UMA; establecer convenios y acuerdos de participación con los diferentes sectores de la sociedad.

El primer plan de manejo integral para el hábitat del borrego cimarrón en Baja California lo elaboró Ruiz (2017). En dicho documento el autor estableció siete objetivos cuyo cumplimiento es necesario para asegurar la conservación del hábitat del borrego cimarrón en Sierra Juárez: integrar en una UMA la totalidad del área de distribución de la especie; formar, capacitar y equipar a un grupo de vigilancia; ubicar y conservar en buenas condiciones los cuerpos de agua superficiales que utiliza el borrego cimarrón; promover ante los tomadores de decisiones el aprovechamiento sostenible de la especie como fuente de financiamiento para la realización de actividades de vigilancia y de mejoramiento del hábitat; zonificar la cordillera en áreas de aprovechamiento, de corredores y de preservación; clausurar y sanear el tiradero a cielo abierto de la rumorosa; promover la diversificación del uso de suelo en los sitios que tienen potencial turístico o que son importantes para el borrego cimarrón.

Objetivos

Objetivo general

Elaborar un modelo de manejo del borrego cimarrón, basado en el monitoreo comunitario participativo y la modelación de nicho ecológico, para Baja California, México.

Objetivos particulares

- Planificar un monitoreo comunitario participativo para el borrego cimarrón.
- Determinar el estado de la población del borrego cimarrón.
- Delimitar el área de distribución potencial del borrego cimarrón.

Hipótesis

En las localidades de estudio se distribuye una población del borrego cimarrón con la abundancia y estructura necesaria para proponer un modelo de manejo en cuyo planteamiento se contemple la conservación de la especie y la generación de beneficios para los poseedores del recurso y con el potencial de ser replicado en cualquier área de distribución del borrego cimarrón de Baja California.

Área de estudio

La investigación se realizó con los ejidos Cordillera Molina y Matomí. El ejido Cordillera Molina es una sociedad agraria constituida por 72 ejidatarios, tiene una extensión de 141,289 ha y se ubica en la frontera entre México y Estados Unidos entre las ciudades de Tecate y Mexicali. En este ejido hay catorce ranchos dedicados a la ganadería, el ecoturismo, al aprovechamiento de recursos forestales y a la cacería deportiva del venado bura (*Odocoileus hemionus*). El ejido Matomí esta integrado por 170 ejidatarios, tiene una superficie de 224,094 ha y se ubica en la costa del Golfo de California al sur de la ciudad portuaria de San Felipe. En Matomí hay treinta asentamientos: veintinueve campos pesqueros dedicados a la pesca deportiva y un rancho ganadero en el que también se practica la cacería deportiva del venado bura (Ruiz *et al.*, 2023; Figura 4). Las áreas de distribución del borrego cimarrón en las que se trabajó fueron Sierra Juárez, en Cordillera Molina, y la sierra Santa Isabel, en Matomí. Sierra Juárez es un complejo

montañoso constituido por una sierra alta de declive escarpado y una sierra alta con mesetas. Santa Isabel es el conglomerado de una sierra baja compleja con mesetas, una meseta, una sierra baja con llanuras y una sierra baja (INEGI, 2001). El clima en estas cordilleras es árido y muy árido con lluvias repartidas todo el año (García & CONABIO, 1998). Los tipos de vegetación dominante son el chaparral, el matorral desértico micrófilo, el matorral desértico rosetófilo y el matorral sarco-crasicaule (INEGI, 2021).

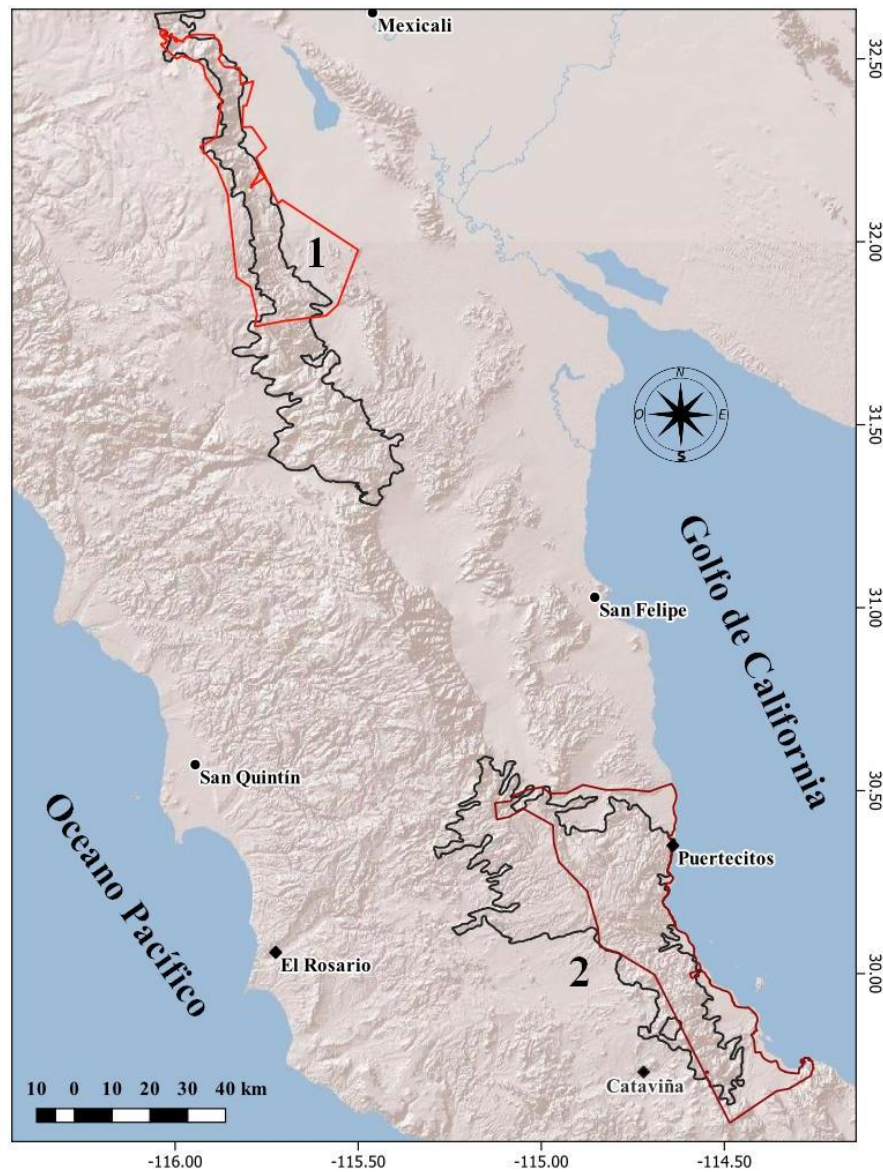


Figura 4. Área de estudio. En la figura se muestran las sierras (negro) Juárez (1) y Santa Isabel (2), los ejidos Cordillera Molina (rojo) y Matomí (guinda), y las ciudades (círculos) y los poblados de Baja California (diamantes).

Capítulo II. Planificación del Monitoreo Comunitario Participativo. Programa de Talleres Comunitarios.

Resumen. La descripción de la historia natural, los factores que amenazan la conservación, su área de distribución y el estado en el que se encuentran las poblaciones de las especies son necesarias para realizar un manejo adecuado de la fauna silvestre. En este capítulo se presenta el proceso mediante el cual se generó y transmitió esta información en dos comunidades rurales del noroeste de México para involucrarlas en el manejo del borrego cimarrón mediante un programa de tres talleres comunitarios: el primero fue de capacitación en torno a la historia natural y al manejo de la especie; el segundo consistió en la descripción del territorio en el que habitan los animales mediante una dinámica de mapeo participativo; en el tercero se diseñó una estrategia para monitorear la población del borrego cimarrón. En los talleres, se evidenció que el componente económico fue el principal interés que tienen los habitantes de las comunidades en el borrego cimarrón; también, se identificaron once factores de riesgo para la especie en las localidades de estudio, se produjo un mapa participativo con información relevante para el manejo del borrego en cada comunidad y se elaboró una estrategia de monitoreo que promueve el involucramiento de los diferentes sectores de la comunidad. El programa de talleres que se propone en este capítulo es una herramienta que se puede aplicar en las comunidades rurales para sentar las bases de un proyecto de manejo a largo plazo de las especies de fauna silvestre.

Introducción

La conservación de la biodiversidad se refiere a la preservación de los genes, de las especies y de los diferentes tipos de ecosistemas (Pimm, 2021); ya que las actividades humanas destruyen estos tres elementos, la conservación de la biodiversidad implica necesariamente la coexistencia de las personas con la naturaleza (Western & Wright, 1994). Es por esto por lo que la participación comunitaria es de gran importancia para la conservación de la biodiversidad pues para proteger los recursos naturales se debe trabajar con las personas, con sus vidas, con sus aspiraciones, con sus miedos y con la complejidad de su sociedad (Berkes, 2007; Pimm, 2021).

Los programas de conservación comunitaria surgieron como un medio para involucrar a los pobladores locales en la preservación de los recursos naturales que se encuentran en los predios que son de su propiedad (Bajracharya *et al.*, 2006; Nilsson *et al.*, 2016; Galvin *et al.*, 2018) y son reconocidos como una de las mayores fuerzas globales para la protección y el manejo sostenible de los recursos naturales (Kothari *et al.*, 2013). El objetivo de la conservación comunitaria es mejorar el bienestar humano y mantener la

biodiversidad a través de iniciativas de desarrollo comunitario (Galvin *et al.*, 2018). Lo anterior se consigue al permitir a las personas que viven en las áreas naturales participar en las decisiones sobre políticas y gestión del uso de la tierra, al otorgar a las personas la propiedad sobre los recursos de vida silvestre y al proveer a los pobladores locales beneficios económicos por la conservación de la biodiversidad (Bajracharya *et al.*, 2006). La conservación comunitaria se inicia con una intervención, promovida generalmente por agentes externos a la comunidad (agencias del estado, organizaciones no gubernamentales o la academia), que busca propiciar el involucramiento de los pobladores locales en el manejo de los recursos naturales (Waylen *et al.*, 2010). La intervención debe respetar la diversidad cultural e institucional de la localidad, integrar el conocimiento tradicional y el moderno, y fomentar una reflexión sobre las condiciones de vida que se tienen en el lugar (Lawrence, 2006; Waylen *et al.*, 2010; Kothari *et al.*, 2013; Wiesenfeld, 2015). De esta manera, se pueden crear las condiciones necesarias para que los miembros de la comunidad se interesen en el proyecto de conservación.

Uno de los métodos que se emplean para realizar las intervenciones por la conservación son los talleres comunitarios. Estos son sesiones de trabajo en los que por medio de diferentes dinámicas los miembros de la comunidad y los agentes externos comparten su conocimiento y percepción sobre un tema de mutuo interés (Picketts *et al.*, 2012). En los talleres comunitarios se busca establecer un diálogo sincero entre los pobladores locales y los agentes externos para generar un ambiente de confianza que permita exponer las opiniones de los participantes, evaluar el conocimiento que se tiene en la comunidad, intercambiar saberes, desarrollar capacidades, consensuar los intereses y las necesidades de las partes involucradas, y establecer los objetivos del programa de conservación (Picketts *et al.*, 2012; Ramírez *et al.*, 2013; Walter & Hamilton, 2014).

La participación comunitaria en la conservación de la biodiversidad es especialmente relevante en México puesto que las comunidades rurales poseen el 32 % de los bosques, selvas y matorrales del país (Hernández *et al.*, 2018). Por lo tanto, su involucramiento en el manejo de la vida silvestre es clave para el éxito y la continuidad de las iniciativas de conservación de la biodiversidad (Porter *et al.*, 2013; Lavariega *et al.*, 2020). El objetivo de los talleres comunitarios que se realizaron en los ejidos Cordillera Molina y Matomí

fue transmitir y generar la información necesaria para establecer las bases del manejo del borrego cimarrón.

Material y métodos

Se realizaron tres talleres comunitarios en cada ejido entre octubre y diciembre de 2021: en Cordillera Molina, los primeros dos talleres se llevaron a cabo el mismo día (2 de octubre) y el tercero el 11 de diciembre; en Matomí, los primeros dos talleres, también, se llevaron a cabo el mismo día (4 de diciembre) y el tercero el 11 de diciembre. Para invitar a la comunidad a participar en los talleres, el equipo de investigación se puso en contacto con los presidentes de los ejidos y solicitaron que se les permitiera asistir a una "asamblea general de ejidatarios", reunión que se celebra periódicamente y a la que asiste la mayoría de los miembros de la comunidad. En una de estas reuniones se hizo la invitación a los talleres, se explicaron los objetivos del proyecto, se acordaron las fechas y el lugar, y se inscribieron los interesados en participar. Además, como recomiendan Benchimol *et al.* (2017), se explicó que el tiempo dedicado a los talleres no sería remunerado; sin embargo, se mencionó que los organizadores proporcionarían la comida durante cada sesión de trabajo.

Configuración del aula

Los talleres se realizaron en espacios adecuados para la proyección de imágenes multimedia. En la entrada de estos sitios se colocó un poster con el nombre, los objetivos, los temas y las actividades del taller en turno, así mismo se instaló una mesa de registro que fungió como filtro sanitario para prevenir el contagio del SARS-CoV-2. El montaje de la sala se hizo en forma de herradura para fomentar la participación de los asistentes y favorecer el dialogo entre estos y los facilitadores del taller (Moslemi & Mohd, 2012). Además, se buscó que durante las sesiones de trabajo los asistentes mantuvieran una postura corporal abierta (sin los brazos cruzados) pues de acuerdo con Barkai (1990) de esta manera se incrementa el nivel de atención de los oyentes. Para ello, en la mesa de registro se le entregó a cada asistente un cuadernillo con un resumen de los temas que se abordaron en el taller de capacitación el cual, además, contaba con un espacio para que tomaran notas.

Primer taller: capacitación

En la primera sesión de trabajo, antes de iniciar con el taller, se presentó a los facilitadores, se repitió el objetivo de los talleres y se dio oportunidad a los facilitadores y a los asistentes de exponer las razones que los motivaron a participar en el proyecto. En esta presentación, los facilitadores resaltaron la importancia ecológica, social y cultural del borrego cimarrón en Baja California. También, destacaron los servicios ambientales que el hábitat de la especie proporciona a los pueblos y ciudades que lo circundan.

El primer taller se dividió en tres módulos: el primero abordó la historia natural del borrego cimarrón; el segundo se centró en el manejo del borrego; y el tercero trató del monitoreo de la población de la especie. La información fluyó de los facilitadores a los participantes; sin embargo, cuando los facilitadores presentaron datos que no coincidieron con el conocimiento local se abrió un espacio para discutir la cuestión y aclarar los puntos de desacuerdo. Del mismo modo, se pidió a los participantes que compartieran con el grupo cualquier información adicional que tuvieran sobre los temas que se presentaron.

El primer módulo tuvo por objeto comunicar a los asistentes los aspectos más importantes de la historia natural de la especie: características, distribución, tipos, subespecies, ciclo de vida, comportamiento y alimentación. Esta información se expuso con ayuda de una presentación de diapositivas la cual se elaboró con base en los trabajos de Geist (1971), Monson y Sumner (1980), Rezaei *et al.* (2010) y Valdez y Krausman (1999). Con la finalidad de captar la atención de los asistentes, al inició de este módulo se proyectó la imagen de un borrego cimarrón y se pidió a los asistentes que describieran el ejemplar.

El módulo de manejo se inició con una dinámica en la que se organizó a los asistentes en tres mesas de trabajo, cada una moderada por un facilitador, y se les pidió que identificaran los factores de riesgo que en su ejido amenazan al borrego y el impacto que estos tienen en la especie. Los grupos de trabajo eligieron a un representante quien expuso la información solicitada. Los factores de riesgo y los impactos que no se identificaron en las mesas de trabajo fueron señalados y explicados por uno de los facilitadores del taller. El módulo concluyó con una sesión de aprendizaje en la que se definió el concepto de manejo de vida silvestre y se describieron las actividades que

generalmente conlleva el manejo del borrego cimarrón según Foster *et al.* (2005), Lee (2011), Monson y Sumner (1980), Smith y Krausman (1988) y Valdez y Krausman (1999). En la sesión de aprendizaje se hizo hincapié en el valor económico de la especie y en los beneficios que genera para las comunidades rurales cuando es bien administrada. En el último módulo se preguntó a los participantes sobre los monitoreos de borrego que han realizado en sus comunidades, el objetivo de estos monitoreos, el método que emplearon, los materiales que utilizaron y los resultados que obtuvieron. Además, se realizó una presentación con diapositivas para precisar el concepto de monitoreo de vida silvestre y para explicar la correcta implementación de los métodos que se emplean para monitorear la abundancia, la estructura y la salud de la población del borrego cimarrón. El diaporama se preparó con base en los trabajos de Burnham *et al.* (1980), Conroy *et al.* (2018), Guerrero *et al.* (2020) y Perry *et al.* (2010).

Segundo taller: reconocimiento del terreno

En el segundo taller se generó un mapa a partir de la información geoespacial que los participantes tienen del territorio que comparten con el borrego cimarrón (Ramírez *et al.*, 2013; Sletto *et al.*, 2013; Walter & Hamilton, 2014). En este taller se abordaron tres temas: descripción del territorio, áreas de importancia para el borrego y factores de riesgo para la especie. La descripción del territorio consistió en nombrar las montañas, los cañones, los arroyos y el resto de los elementos estructurales que los asistentes reconocieron en el mapa, así mismo se verificó que todos los pueblos, ranchos y caminos vehiculares estuvieran en el mapa. En el tema de las áreas de importancia para el borrego cimarrón se pidió a los asistentes que ubicaran los cuerpos de agua que utiliza la especie (Escobar *et al.*, 2016) y que delimitaran las áreas en las que comúnmente se producen los avistamientos de estos animales. Los factores de riesgo para la especie que se pidió que se señalaran fueron las zonas de pastoreo de ganado doméstico y feral (Seegmiller & Ohmart, 1981); los cercos, carreteras y brechas (Helvie, 1971; Epps *et al.*, 2005); las rutas de senderismo (Papouchis *et al.*, 2001); las minas (Sonter *et al.*, 2018); los vertederos a cielo abierto (Plaza & Lambertucci, 2017); y las zonas en las que se produce con frecuencia la caza furtiva (Irby *et al.*, 1989).

La dinámica del mapeo participativo consistió en colocar en el centro de la sala tres mapas de 35 x 47 pulgadas cubiertos por una película de acetato. En cada mapa se mostró la imagen de satélite, las localidades y la red vial de una región distinta del ejido (norte, centro y sur) a una escala de 1: 20,000. Los asistentes se colocaron alrededor de los mapas y señalaron con plumones indelebles los elementos solicitados por los facilitadores.

Tercer taller: estrategia de monitoreo

El tercer taller se diseñó la estrategia que se empleó para monitorear a la población de borrego cimarrón. El método de muestreo se definió con base en los recursos con los que cuenta la comunidad, las características del terreno en el que habita la especie y los elementos que restringen la distribución de los animales. Se creó un formato de campo para registrar la abundancia, estructura, salud y distribución de las poblaciones del borrego. También, se programaron las actividades y se acordaron las responsabilidades de la comunidad y de los facilitadores durante la implementación del monitoreo comunitario.

En este taller se implementó una dinámica para elaborar el formato de campo que se usó en el monitoreo de la población del borrego cimarrón. Los facilitadores entregaron a los asistentes un formato de campo que diseñaron previamente para facilitar el registro de los avistamientos de los animales. Se formaron tres grupos de trabajo y a cada grupo se le proporcionó un formato de campo. Se proyectaron fotografías y videos de ejemplares de borrego cimarrón y se pidió que por equipo registraran la clase de edad, el sexo (Geist, 1968) y la condición corporal de cada individuo (Guerrero *et al.*, 2020), además del número de animales y el lugar del avistamiento. Al finalizar la actividad los participantes compartieron su opinión sobre el uso del formato de campo e indicaron los cambios que se debían hacer para facilitar su utilización. Al final de la sesión de trabajo se resumieron los acuerdos alcanzados en el programa de talleres comunitarios y se debatió sobre el futuro del proyecto de manejo y sus objetivos.

Índice de saliencia

Se determinó la importancia de los diferentes atributos asociados al borrego cimarrón en la percepción que las comunidades rurales tienen de la especie. Para ello, se elaboró una lista con las respuestas que los participantes dieron sobre las características descriptivas del borrego cimarrón. Las respuestas se separaron por participante y se mantuvo el orden en el que fueron expresadas. Se calculó el índice de saliencia (Smith & Borgatti, 1997) para determinar la prominencia de cada respuesta. El índice de saliencia, también, se calculó para determinar la importancia que tienen para las comunidades rurales los factores de riesgo identificados en el módulo de manejo del primer taller.

Involucramiento comunitario

El involucramiento de las comunidades en el manejo del borrego cimarrón se determinó con base en su participación en las actividades de monitoreo de la población de la especie. Se evaluó el uso de formatos de campo y la participación de los miembros de la comunidad en las expediciones de monitoreo. Entre los dos ejidos, se comparó el número de borregos registrados en los formatos de campo por participante, el número de borregos observados en cada encuentro registrado en los formatos de campo y el número de personas que participaron en las expediciones de monitoreo. También, se comparó el número de registros obtenidos de los encuentros directos con la especie con los obtenidos de las redes sociales. Para el análisis estadístico se utilizó la prueba no paramétrica de Mann-Whitney debido a que los datos no tuvieron una distribución normal.

Resultados

Los participantes que asistieron a los talleres fueron 37, veintiuno del ejido Cordillera Molina y dieciséis del ejido Matomí, quienes indicaron que entre las razones que los motivaron a participar en el proyecto se encuentran el interés económico que tienen por el borrego cimarrón, el abandono en el que se encuentra la especie, la incidencia de la cacería furtiva en sus tierras y el hecho de que este proyecto representa el primer

acercamiento que tienen con la Universidad Autónoma de Baja California (UABC) para trabajar por la conservación del borrego cimarrón y promover el desarrollo de sus comunidades.

Conocimiento comunitario

Los asistentes a los talleres comunitarios describen al borrego cimarrón como un animal salvaje, de cuernos grandes y enroscados, lanudo, noble, dócil y territorial, que tiene muchas necesidades, que requiere muchos cuidados y que está mal conservado en el estado de Baja California (Tabla 3). En cuanto a la distribución, clasificación, ciclo de vida, comportamiento y dieta del borrego cimarrón, los participantes de ambos ejidos no aportaron información adicional a la presentada por los facilitadores. Los participantes señalaron que la mayor parte de la información que se expuso sobre estos temas fue nueva para ellos.

Tabla 3. Índice de saliencia de los atributos del borrego cimarrón identificados por los participantes de los talleres.

Atributo	Índice de saliencia
Cuernos grandes y enroscados	0.91
Lanudo	0.85
Animal silvestre	0.78
Mal conservado	0.78
Territorial	0.64
Con muchas necesidades	0.61
Dócil	0.44
Noble	0.32
Que requiere muchos cuidados	0.28

Los participantes de ambas comunidades coincidieron en que para preservar al borrego cimarrón es necesario retirar la veda de la cacería deportiva pues de esta manera se podrían generar los recursos necesarios para realizar actividades de protección de la especie y de su hábitat; también, para proveer agua y alimento a los animales. En el ejido Cordillera Molina, uno de los participantes lo expresó de la siguiente manera: "Si tuviéramos permiso para cazar, tendríamos dinero para hacer lo necesario para cuidar la especie". En el ejido Matomí alguien lo explicó de manera más sencilla: "Si (el borrego cimarrón) te da un ingreso importante, lo vas a cuidar". Sin embargo, aunque los participantes en los talleres externaron un gran interés en el aprovechamiento extractivo

del borrego, también reconocieron que los proyectos ecoturísticos enfocados al avistamiento de estos animales son una buena alternativa para obtener beneficios económicos de la especie.

En el ejido Matomí, un punto de controversia fue el impacto de los burros en la conservación del borrego cimarrón. Uno de los participantes se mostró en desacuerdo cuando los facilitadores señalaron que una de las principales medidas del manejo del hábitat del borrego cimarrón consiste en erradicar los burros ferales. El asistente, argumentó que los burros son muy importantes para los ranchos de Baja California porque sirven como animales de carga y como alimento, por lo que no deberían ser retirados de las áreas naturales.

En el ejido Cordillera Molina, los participantes informaron que en el 2003 realizaron un monitoreo del borrego cimarrón. Indicaron que utilizaron binoculares, telescopios y GPS. También, señalaron que al realizar este trabajo aprendieron a buscar a los animales y a clasificarlos por sexo y edad. Cuando se les preguntó qué método de monitoreo utilizaron, dijeron que el método consistió en recorrer la cordillera en busca de rebaños y contar los individuos que observaron.

Factores de riesgo para el borrego cimarrón

En los talleres se identificaron once factores que amenazan la conservación del borrego cimarrón en las localidades de estudio (Tabla 4). Nueve de los factores de riesgo se mencionaron en los dos ejidos y los dos restantes solo se señalaron en Cordillera Molina. De acuerdo con los asistentes, los factores de riesgo identificados provocan la reducción de las poblaciones del borrego y la pérdida y fragmentación de su hábitat.

Tabla 4. Factores de riesgo para el borrego cimarrón en las localidades de estudio.

Factor	Índice de saliencia	Cordillera Molina	Matomí
		Impacto	
Incendios	0.023	Pérdida de hábitat	---
Cultivo de enervantes	0.12		
Minería	0.14	Pérdida de hábitat	
Vertederos a cielo abierto	0.29		
Carreras fuera de camino	0.23		
Ecoturismo	0.16		
Cercos	0.21	Fragmentación del hábitat	
Carreteras	0.17		
Cacería furtiva	0.34	Reducción de la población	

Ganadería	0.32
Desinformación de las autoridades y de la sociedad	0.23

Los participantes informaron que, debido a los incendios, al cultivo de enervantes, a la minería y a los vertederos a cielo abierto se ha perdido una considerable superficie del hábitat del borrego cimarrón en sus tierras. Las carreras fuera de camino y el ecoturismo, también, fueron identificadas como actividades que contribuyen a la pérdida de hábitat pues atraen multitudes que contaminan y que crean nuevos caminos y senderos en las cordilleras.

De acuerdo con los asistentes, las autopistas, las carreteras y los cercos fragmentan el hábitat del borrego cimarrón y dificultan el desplazamiento de los animales por el territorio. Además, estas estructuras representan un riesgo para los borregos puesto que pueden sufrir severas lesiones al ser atropellados o al quedar atrapados entre los alambres de púas de los cercos.

Las mayores amenazas para el borrego cimarrón en los ejidos Cordillera Molina y Matomí, de acuerdo con lo externado en los talleres, son la cacería furtiva, la ganadería y la desinformación que hay sobre la cacería deportiva entre las autoridades y la sociedad del estado de Baja California. La cacería furtiva, según dijeron, es una actividad que provoca la muerte no sólo de borregos machos adultos, sino que también de hembras y crías. Respecto a esta actividad, identificaron que es realizada por cazadores nacionales, miembros del crimen organizado y personal del ejército. En cuanto a la ganadería, los participantes indicaron que es una actividad conocida por ahuyentar a la especie de sus áreas de distribución debido a que el ganado compite con los borregos por alimento, agua y espacio. Además, mencionaron que el ganado representa un foco de infección para el borrego cimarrón. En relación con la desinformación que existe en Baja California sobre el aprovechamiento cinegético de la especie, los participantes consideraron que ésta es la razón que les impide generar los recursos económicos que necesitan para implementar en sus ejidos las medidas necesarias para conservar al borrego. En su opinión, este problema se debe principalmente a que las autoridades y la sociedad de Baja California sólo se enfocan en los aspectos negativos de la cacería deportiva y no

consideran lo costoso que resulta la protección del vasto territorio en el que habita el borrego cimarrón.

Descripción del territorio

En cada ejido, en el taller de cartografía participativa, se nombraron veinticinco elementos estructurales que se encuentran dentro del hábitat del borrego cimarrón los cuales incluyen montañas, cordilleras, cañones y arroyos (Figura 5; Figura 6). Los participantes de Cordillera Molina reportaron quince cuerpos de agua naturales y dos artificiales accesibles para la especie. En Matomí se ubicaron cinco aguajes y tres oasis utilizados por el borrego cimarrón.

En Cordillera Molina, los participantes señalaron que los rebaños de borregos se mueven por toda la zona de los cañones de Sierra Juárez. No obstante, indicaron que la mayoría de los avistamientos de la especie se producen en el tramo carretero que va de La Rumorosa al retén militar de Las Palmas y en el Cañón de los Llanos debido a que son áreas por las que transita un gran número de personas. Por otro lado, mencionaron que los cañones del Tajo, de Guadalupe y del Palomar son de gran relevancia para la especie debido a que tienen agua durante todo el año.

En Matomí, los participantes señalaron que los avistamientos de borregos ocurren a lo largo de la carretera federal número cinco; sin embargo, indicaron que la mayoría se concentran frente al campo Cinco Islas y en las desembocaduras de los arroyos Miramar y El Huerfanito. Además, mencionaron que una de las zonas más importantes para la especie en el ejido se encuentra alrededor del rancho Matomí.

En Cordillera Molina, los participantes señalaron las planicies desérticas cercanas a la falda de la cordillera como el área de pastoreo de ganado doméstico y feral. También, indicaron que el único camino que atraviesa el hábitat del borrego cimarrón es la carretera federal número 2. Además, trazaron cuatro rutas de senderismo que atraviesan el hábitat de la especie, y localizaron tres minas de material pétreo. Por último, identificaron un vertedero a cielo abierto y dos zonas donde la incidencia de la caza furtiva es frecuente.

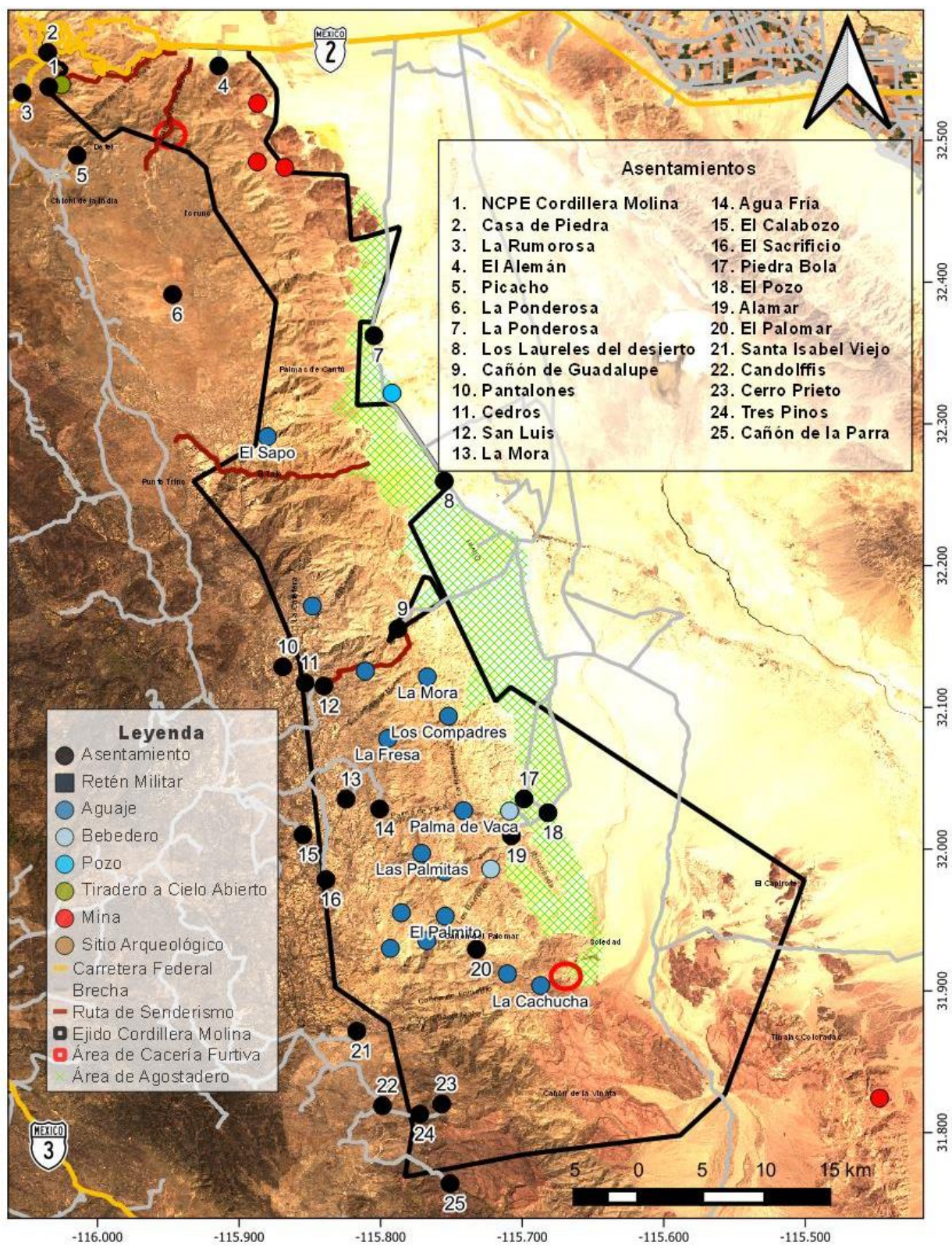
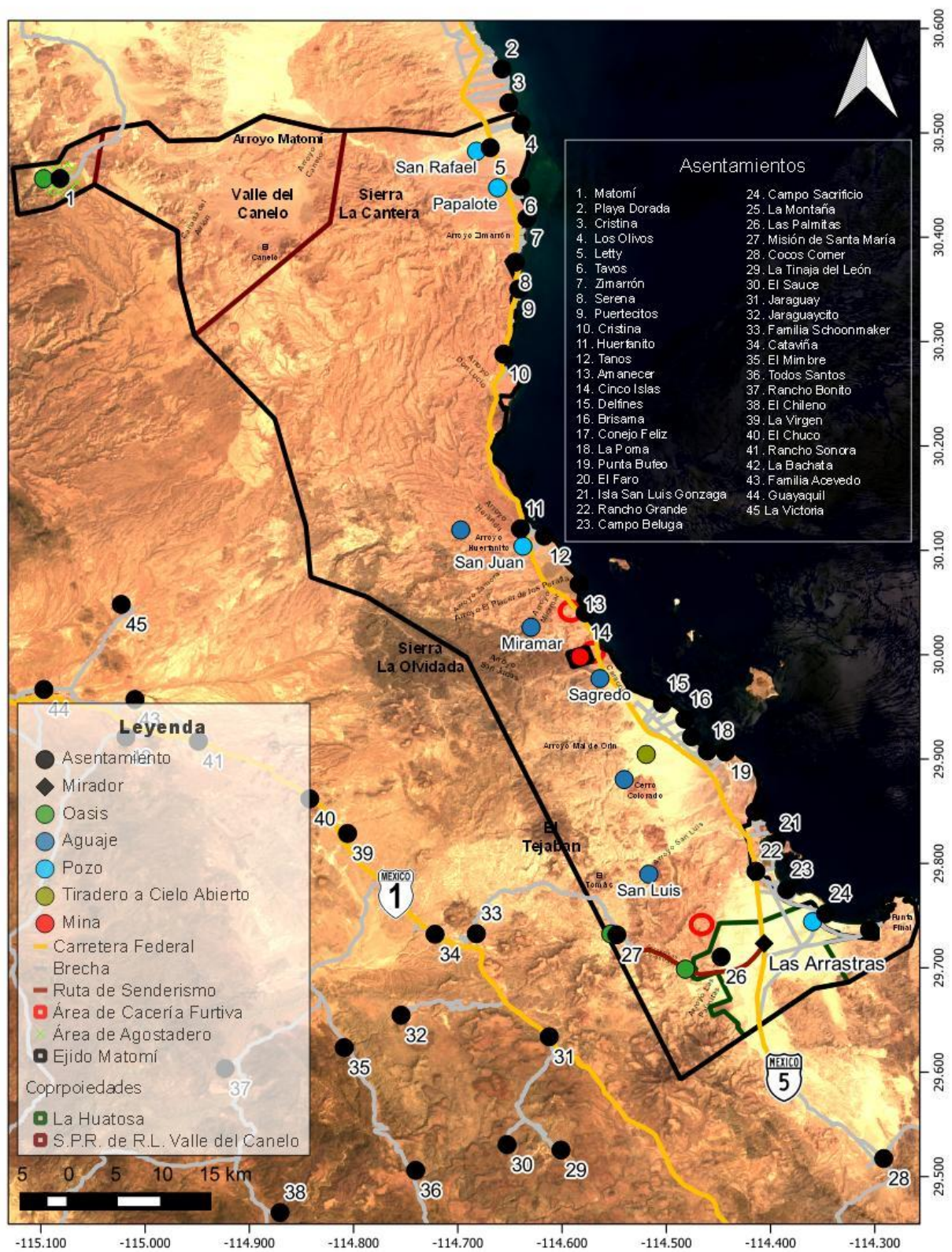


Figura 5. Mapa participativo del ejido Cordillera Molina.



En Matomí los participantes mencionaron que el ganado se encuentra cerca del rancho Matomí pues es el único dedicado a la ganadería en el ejido. Señalaron que existen cuatro caminos que atraviesan el hábitat del borrego cimarrón: la carretera federal número cinco, los caminos de terracería que van de San Felipe al rancho Matomí y de Cataviña a la Misión de Santa María, y el arroyo Matomí, que se utiliza para trasladarse del campo Letty al rancho Matomí. Indicaron que la principal ruta de senderismo en su territorio es la que va desde la Misión de Santa María hasta el mirador de Las Arrastras. Además, ubicaron una mina, de la que dijeron se extraen materiales pétreos, un vertedero a cielo abierto y tres zonas donde es frecuente la caza furtiva.

Además de la información solicitada durante el taller de cartografía participativa, los asistentes consideraron importante indicar la ubicación de los pozos de agua que hay en sus ejidos. En Cordillera Molina también marcaron los sitios de importancia arqueológica que se encuentran dentro del ejido y en Matomí los participantes incluyeron los polígonos de las copropiedades del ejido.

Estrategia de monitoreo

En Cordillera Molina se concluyó que la forma más factible de monitorear la población de borrego cimarrón es por medio de cámaras trampa colocadas en los cuerpos de agua, ya que según las palabras de uno de los participantes: "Son los puntos donde se reúnen los borregos". Se acordó instalar cámaras en tres de los quince cuerpos de agua que hay en el ejido: El Sapo, La Mora y La Cachucha (Figura 5). También, se acordó que las cámaras se revisarían cada cuatro meses. En Matomí, también, se acordó que la mejor opción para monitorear la población de la especie es a través de cámaras trampa. Se decidió instalar cámaras en los aguajes del Huerfanito, del Miramar y de San Luis (Figura 6) y revisarlas cada cuatro meses. La ubicación de las cámaras trampa se determinó con base en la accesibilidad a los lugares, así como su distribución a lo largo del ejido y la probabilidad de ser visitadas por la especie. El tiempo de revisión de las cámaras trampa fue sugerido por los facilitadores con base en la duración de la batería y la capacidad de almacenamiento de las tarjetas de memoria de los dispositivos.

Durante este taller, los participantes comentaron tener encuentros ocasionales con ejemplares de borrego cimarrón mientras realizan sus actividades cotidianas en sus ranchos y campos pesqueros o cuando se trasladan de un lugar a otro dentro de sus ejidos. También, indicaron que algunos avistamientos de la especie ocurren en caminos o senderos utilizados por personas que practican deportes al aire libre, quienes suelen compartir fotos en las redes sociales. Para complementar el monitoreo, en ambas localidades se acordó llevar registro de los avistamientos ocasionales.

Los participantes de ambas localidades se comprometieron a adquirir las cámaras trampa, instalarlas y revisarlas cada cuatro meses para monitorear la población del borrego cimarrón. También, acordaron llevar un registro de todos los encuentros que tuvieran con la especie e investigar sobre los que se publicaran en las redes sociales y hubiesen ocurrido en sus ejidos. Por su parte, los facilitadores se comprometieron a dirigir el monitoreo durante el primer año y analizar los resultados para entregar un informe sobre el estado de conservación de la población de borrego cimarrón en ambos ejidos.

El formato de campo, elaborado para llevar el registro de los datos del monitoreo comunitario, consta de dos elementos: un cuadernillo de veinte páginas donde se escriben los detalles de cada observación (Figura 7) y un folleto en el que se indica la localización de los avistamientos (Figura 8). El cuadernillo cuenta con secciones para registrar la fecha y la hora del avistamiento, el número de animales observados, el sexo, la clase de edad, la condición corporal y la actividad de cada individuo. Las páginas de registro también disponen de un espacio en el que el observador puede escribir cualquier detalle que le llame la atención durante el avistamiento. A petición de los asistentes, se imprimió el logotipo de cada ejido en el reverso de la portada y se añadieron elementos gráficos para ayudar a identificar el género, la clase de edad y la condición corporal de los borregos. En el anverso del folleto hay una guía fotográfica para identificar el sexo, la clase de edad y la condición corporal de los borregos. En el reverso, hay un mapa del ejido en el que se debe marcar con un número el sitio donde ocurrió el encuentro con los animales y debajo del mapa hay un espacio para anotar la fecha del avistamiento, que sirve para relacionar las dos partes del formato de campo.



(a)



(b)



(c)



(d)

CIMARRÓN
FORMATO DE CAMPO

CAPTURA DE DATOS

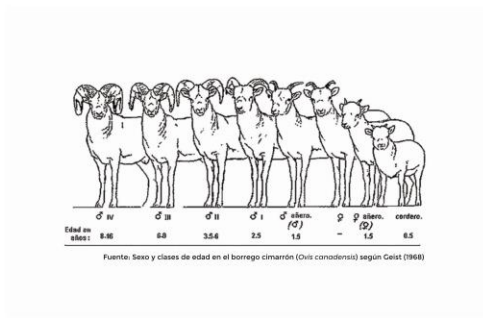
NOMBRE: _____

CORREO ELECTRÓNICO: _____

TELÉFONO: _____

LOCALIDAD / RANCHO: _____

(e)



(f)

FECHA:	CANT.	CLASE DE EDAD Y SEXO	CONDICIÓN CORPORAL	ACTIVIDAD
GR - OVA - CANTIDAD			☐ MALA ☐ NORMAL ☐ EXCELENTE	☐ ALIMENTÁNDOSE ☐ DESCANSANDO ☐ REPRODUCIÉNDOSE ☐ CAMUFLANDO
JU - HEMBRA JUVEN			☐ MALA ☐ NORMAL ☐ EXCELENTE	☐ ALIMENTÁNDOSE ☐ DESCANSANDO ☐ REPRODUCIÉNDOSE ☐ CAMUFLANDO
HA - HEMBRA ADULTA			☐ MALA ☐ NORMAL ☐ EXCELENTE	☐ ALIMENTÁNDOSE ☐ DESCANSANDO ☐ REPRODUCIÉNDOSE ☐ CAMUFLANDO
MA - MACHO AÑERO			☐ MALA ☐ NORMAL ☐ EXCELENTE	☐ ALIMENTÁNDOSE ☐ DESCANSANDO ☐ REPRODUCIÉNDOSE ☐ CAMUFLANDO
M1 - MACHO CLASE I			☐ MALA ☐ NORMAL ☐ EXCELENTE	☐ ALIMENTÁNDOSE ☐ DESCANSANDO ☐ REPRODUCIÉNDOSE ☐ CAMUFLANDO
M2 - MACHO CLASE II			☐ MALA ☐ NORMAL ☐ EXCELENTE	☐ ALIMENTÁNDOSE ☐ DESCANSANDO ☐ REPRODUCIÉNDOSE ☐ CAMUFLANDO
M3 - MACHO CLASE III			☐ MALA ☐ NORMAL ☐ EXCELENTE	☐ ALIMENTÁNDOSE ☐ DESCANSANDO ☐ REPRODUCIÉNDOSE ☐ CAMUFLANDO
M4 - MACHO CLASE IV			☐ MALA ☐ NORMAL ☐ EXCELENTE	☐ ALIMENTÁNDOSE ☐ DESCANSANDO ☐ REPRODUCIÉNDOSE ☐ CAMUFLANDO
NOI - NO IDENTIFICADO			☐ MALA ☐ NORMAL ☐ EXCELENTE	☐ ALIMENTÁNDOSE ☐ DESCANSANDO ☐ REPRODUCIÉNDOSE ☐ CAMUFLANDO

ESTE NÚMERO DEBERÍA COINCIDIR CON EL NO. DE REGISTRO DE UBICACIÓN EN EL MAPA **1**

(g)

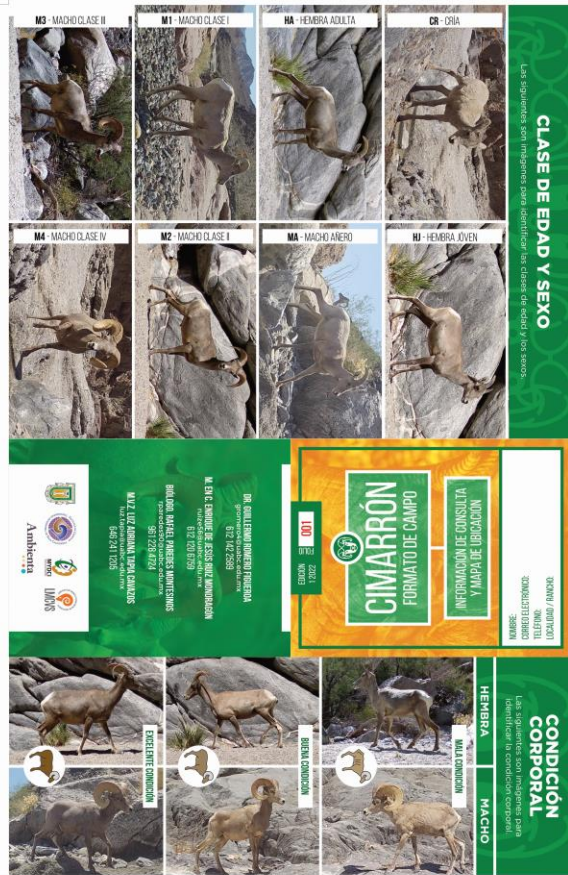
OBSERVACIONES:

REGISTRO FOTOGRÁFICO (FAVOR DE ESCRIBIR EL NOMBRE DE LOS ARCHIVO DE LAS FOTOS CAPTURADAS)

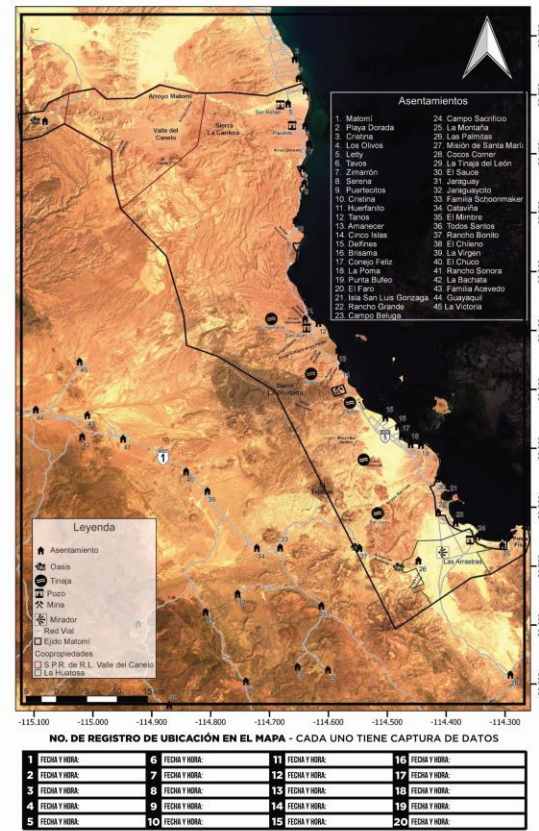
1 ESTE NÚMERO DEBERÍA COINCIDIR CON EL NO. DE REGISTRO DE UBICACIÓN EN EL MAPA

(h)

Figura 7. Cuadernillo para llevar el registro de los avistamientos de los ejemplares de borrego cimarrón: (a) portada; (b) contraportada; (c) interior de la portada; (d) interior de la contraportada; (e) primera página; (f) reverso de la primera página; (g) anverso de la página de registro; (h) reverso de la página de registro.



(a)



(b)

Figura 8. Folleto para registrar la ubicación de los avistamientos de los ejemplares de borrego cimarrón: (a) anverso; (b) reverso.

En los talleres realizados en ambos ejidos se decidió que, para contar con un área más amplia para registrar los avistamientos de borregos en los mapas además de incluir los polígonos del ejido y los nombres de las montañas, cañones y arroyos más importantes, solo se agregarían aquellos elementos que fueran útiles como referencia espacial: asentamientos, cuerpos de agua, oasis, pozos, minas, carreteras y caminos. También, se acordó añadir iconos fáciles de identificar para el usuario: casas para los asentamientos, el símbolo del agua para los cuerpos de agua, palmeras para los oasis, pozos para los pozos y picos para las minas.

Perspectiva a futuro

Durante la discusión final de los talleres comunitarios, se acordó que el objetivo del proyecto sería promover el aprovechamiento responsable del borrego cimarrón en los ejidos. Se estableció como objetivo principal la elaboración de un plan de manejo de la especie basado en los resultados del monitoreo comunitario. Los elementos clave de dicho plan de manejo serán la mitigación de los factores de riesgo que amenazan al borrego, la puesta en marcha de un programa continuo de monitoreo de la población de la especie y el aprovechamiento sostenible del recurso para promover el desarrollo comunitario. También se acordó que las comunidades financiarán la elaboración del plan de manejo y que los facilitadores buscarán financiamiento para apoyar el proceso.

Involucramiento comunitario

En las localidades de estudio se distribuyeron 51 formatos de campo para registrar los avistamientos ocasionales de los ejemplares de borrego cimarrón, 27 en Cordillera Molina y 24 en Matomí. En Cordillera Molina cinco personas reportaron avistamientos de la especie; en Matomí cuatro personas reportaron encuentros con borregos. En ambas comunidades, los participantes reportaron tanto sus propios avistamientos como los encuentros de los que se enteraron a través de las redes sociales (Tabla 5).

El número promedio de registros de borregos generados por participante fue de 0.2 en Cordillera Molina y de 0.6 en Matomí. No hubo diferencia entre el número de registros de borregos generados por participante en los dos sitios (Mann-Whitney $U = 309.5$, $p = 0.68$). Tampoco hubo diferencia entre el número de borregos observados en cada encuentro (U de Mann-Whitney = 22, $p = 0.18$) en Cordillera Molina ($\bar{x} = 2$) y Matomí ($\bar{x} = 5$). Otro punto en el que no hubo diferencia (U de Mann-Whitney = 6, $p = 0.73$), fue entre el número de registros generados por avistamientos directos ($\bar{x} = 4$) y los obtenidos a través de las redes sociales ($\bar{x} = 1$).

En Cordillera Molina, los miembros de la comunidad proporcionaron siete cámaras trampa para el monitoreo comunitario de la población de borrego cimarrón. Las cámaras se instalaron en enero de 2022 y se revisaron tres veces al año: en abril, agosto y diciembre. En Matomí, la comunidad aportó tres cámaras trampa para el monitoreo

comunitario. En este ejido se realizaron ocho expediciones de monitoreo, siete para revisar las cámaras trampa (febrero-agosto) y una para recorrer los alrededores del rancho Matomí (noviembre). En ambos ejidos, el equipo de monitoreo estuvo formado por el grupo de investigación y miembros de la comunidad (Tabla 6); los miembros de la comunidad que participaron en las expediciones de monitoreo se hicieron cargo de sus gastos. La participación de la comunidad en las expediciones de monitoreo fue mayor en el ejido Cordillera Molina ($\bar{x} = 7$) que en el ejido Matomí ($\bar{x} = 3$; U de Mann-Whitney = 4, $p = 0,01$).

Tabla 5. Encuentros ocasionales con ejemplares de borrego cimarrón reportados por los participantes del monitoreo comunitario.

Comunidad	Participante	Avistamientos registrados	Fecha	Lugar	Borregos observados	Clasificación de los borregos observados			Fuente
						Macho	Hembra	Cría	
Cordillera Molina	Alfredo V.	1	20/02/2022	Carretera de la Rumorosa	1	1			Facebook
	Víctor Q.	1	12/03/2022	Cañón de los Llanos	4	4			
	Miguel Q.	1	03/06/2022	Carretera de la Rumorosa	1	1			
	Rogelio R.	1	07/08/2022	Carretera de la Rumorosa	1	1			WhatsApp
	Gerardo V.	1	02/10/2022	Mirador de los borregos	5	3	1	1	Avistamiento directo
Matomí	Agustín R.	11	04/01/2022	Cinco Islas	3	3			Avistamiento directo
			20/01/2022		18		18		
			09/02/2022		8	8			
			10/02/2022		7	7			
			23/02/2022		5	5			
			24/02/2022		6	4	2		
			25/02/2022		4		4		
			29/03/2022		1	1			
			13/07/2022		1		1		
			13/01/2022		8	8			
			22/01/2022	Miramar	16	16			
	Daniel P.	1	20/04/2022	Papá Fernández	2	2			Instagram
	José C.	3	01/03/2022	Huerfanito	1	1			
			09/07/2022	Rancho Grande	2	1	1		WhatsApp
			08/08/2022	Puertecitos	1	1			

Durante la primera expedición en Cordillera Molina, el equipo de monitoreo tuvo un encuentro con un grupo del crimen organizado. Debido a esta situación, las cámaras trampa se instalaron en lugares diferentes a los acordados en el taller. Los nuevos lugares donde se instalaron las cámaras fueron La Virgen, La Mora y Las Palmitas (Figura 5).

Tabla 6. Participación de la comunidad en las expediciones de monitoreo.

Comunidad	Expedición	Participantes
Cordillera Molina	Enero	15
	Abril	3
	Agosto	5
	Diciembre	7
Matomí	Febrero	1
	Marzo	1
	Abril	1
	Mayo	1
	Junio	1
	Julio	1
	Agosto	1
	Noviembre	16

Durante la primera expedición en Matomí, se visitaron todos los cuerpos de agua identificados en el taller. Con base en las observaciones realizadas en campo, el equipo de investigación decidió cambiar la ubicación de las cámaras trampa a los sitios donde se observaron más evidencias de la presencia de la especie. Los sitios donde se instalaron las cámaras fueron la Tinaja del Miramar, Cinco Islas, La O y Las Palmitas (Figura 6). El monitoreo se interrumpió en agosto debido al paso del huracán Kay, que arrastro las cámaras que se instalaron.

Durante el monitoreo comunitario en el ejido Matomí, un residente local denunció un incidente de caza furtiva cerca del campo Cinco Islas. A raíz de ello, la comunidad llamó al equipo de investigación para pedir consejo sobre cómo prevenir este tipo de actividad en sus tierras. La sugerencia fue colocar señales con la leyenda "Prohibido cazar" en diferentes puntos del ejido. La comunidad compró 20 señales con sus propios recursos.

Estructura del programa de talleres comunitarios

Con base en la experiencia en los ejidos Cordillera Molina y Matomí, en la Tabla 7 se presenta programa de tres talleres comunitarios. Los talleres pueden realizarse en dos fines de semana para involucrar a las comunidades rurales en el manejo de la vida silvestre. El tiempo invertido en cada taller dependerá principalmente de la experiencia de los participantes en el manejo de las especies objetivo. Los temas y las dinámicas de cada taller pueden ser modificados de acuerdo con las necesidades de la comunidad en la que se apliquen y a las características de las especies de interés.

Tabla 7. Estructura del programa de talleres comunitarios.

Tema	Objetivos	Información	Actividad	Duración
Introducción	Presentar al equipo técnico que facilitará los talleres; aclarar el objetivo de los talleres; exponer las razones que motivaron la participación del equipo técnico y de los miembros de la comunidad.	Situaciones que motivaron la organización de los talleres; importancia ecológica, social y cultural de la especie objetivo; servicios medioambientales que presta el hábitat de la especie.	Exposición de motivos.	~ 15 min
Capacitación				
Historia natural	Comunicar los aspectos más importantes de la historia natural de la especie objetivo.	Características, distribución, tipos, subespecies, ciclo vital, comportamiento y dieta de la especie.	Sesión de aprendizaje sobre la historia natural de la especie.	~ 40 min
Manejo	Identificar los factores de riesgo que amenazan a la especie; explicar en qué consiste el manejo de la especie.	Factores de riesgo que amenazan a la especie; definición del concepto de manejo de vida silvestre; actividades comprendidas en el manejo de la especie. Definición del concepto de monitoreo de vida silvestre; material y métodos utilizados para monitorear la abundancia, estructura y salud de la población de la especie.	Grupos de trabajo para identificar los factores de riesgo que amenazan a la especie; sesión de aprendizaje sobre la gestión de la especie.	~ 40 min
Monitoreo	Presentar los métodos utilizados para monitorear la población de la especie.		Sesión de aprendizaje para la correcta aplicación de los métodos de muestreo de la población de la especie.	~ 40 min
Descripción del territorio				
Descripción del territorio		Elementos estructurales, asentamientos y carreteras que se encuentran en el hábitat de la especie.		~ 20 min
Áreas de importancia	Construir un conocimiento integral del territorio en el que habita la especie objetivo.	Localización de los cuerpos de agua que usa la especie, y de sus zonas de alimentación y crianza.	Cartografía participativa	~ 20 min
Factores de riesgo		Localización de elementos y actividades que fragmentan, deterioran, contaminan o destruyen el hábitat de la especie.		~ 20 min
Estrategia de monitoreo				
Método de monitoreo	Establecer el método de muestreo que se utilizará para monitorear la población de la especie; programar las actividades de monitoreo; determinar las responsabilidades del equipo técnico y de los miembros de la comunidad; elaborar un plan de acción para hacer frente a las diversas contingencias que puedan surgir durante el monitoreo.	Recursos y factores limitantes para el monitoreo de la población de la especie en la zona de estudio; contingencias que pueden interrumpir el seguimiento.	Lluvia de ideas.	~ 40 min
Formato de campo	Crear un formato de campo que los miembros de la comunidad puedan utilizar fácilmente para monitorear la población de la especie.	Formatos de campo utilizados para el seguimiento formal de la especie; propuesta de formato de campo por parte del equipo técnico	Sesión de capacitación para el correcto llenado de los formatos de campo y prueba del funcionamiento del formato de campo propuesto por el equipo técnico.	~ 40 min
Plan a futuro	Informar a los participantes sobre las actividades que vendrán después de los talleres comunitarios.	Actividades que se llevarán a cabo después de los talleres; objetivos que se pretenden alcanzar tras los talleres.	Sesión informativa.	~ 40 min

Discusión

Los talleres de manejo de vida silvestre suelen atraer a un gran número de personas en las comunidades rurales porque la población local los ve como una oportunidad para compartir sus opiniones, preocupaciones e intereses respecto al uso y conservación de las especies silvestres, o para adquirir nuevos conocimientos que les permitan hacer un mejor uso de los recursos que tienen en sus tierras, o para entablar un diálogo con todas las partes interesadas para encontrar una solución a un problema en particular (Bogomolni *et al.*, 2021; Lawson *et al.*, 2021; Muzzo *et al.*, 2023). En los ejidos Cordillera Molina y Matomí, los talleres tuvieron una buena asistencia: en el caso de Cordillera Molina, el 29 % de los miembros de la comunidad participaron en los talleres; en Matomí participó el 9 % de los miembros de la comunidad, pero éstos fueron los líderes de los diferentes grupos que hay en el ejido cada uno de los cuales representaba los intereses de al menos diez personas. En ambos casos, los participantes fueron motivados por su interés en aprovechar al borrego cimarrón como un medio para la protección y desarrollo de sus comunidades.

El enfoque participativo de los talleres comunitarios ofrece varias ventajas para los programas de manejo de la vida silvestre: construye puentes entre las partes interesadas, mejora la comprensión de las interacciones entre los recursos y los usuarios, aumenta la conciencia sobre los beneficios de una gestión responsable de la vida silvestre y promueve la acción cooperativa y constructiva entre los participantes (Bogomolni *et al.*, 2021; Muzzo *et al.*, 2023). Sin embargo, el éxito del proceso participativo depende de que en los talleres se creen las condiciones necesarias para que los participantes sean capaces de reconsiderar sus posturas a partir de los puntos de vista de los demás, de modo que, aunque no se alcance un consenso total se llegue a acuerdos sobre los puntos básicos del manejo de la vida silvestre (Marino *et al.*, 2021; Wilson & Phillips, 2021; Muzzo *et al.*, 2023). En los talleres realizados en los ejidos Cordillera Molina y Matomí, se logró que los participantes fueran abiertos y reflexivos a las opiniones de los demás al dar la oportunidad a todos de exponer desde el principio las razones por las que decidieron participar en esta actividad y al mostrar que aunque

las motivaciones de cada uno eran diferentes todas convergían en un mismo punto: la conservación del borrego cimarrón.

Los participantes en los dos ejidos reconocieron que su principal motivación para asistir a los talleres fue económica puesto que están interesados en aprovechar al borrego cimarrón a través de la cacería deportiva; un interés que Eaton y Martínez (2001) señalaron ha existido en las comunidades rurales de Baja California desde la década de los noventa. Sin embargo, a pesar del gran interés que manifestaron los asistentes por el aprovechamiento extractivo de la especie desconocían aspectos clave sobre esta actividad como el valor de los ejemplares y la forma de comercializarlos. Además, aunque en los talleres se mencionaron varias inversiones que los ejidos harían para conservar a la especie y para mejorar sus comunidades con las ganancias de la cacería en ninguna de las comunidades se cuenta con un plan de negocios que demuestre la viabilidad de dichas inversiones, ni con un convenio que garantice que el dinero del aprovechamiento cinegético del borrego se utilizará en dichas actividades.

En los talleres comunitarios quedó claro que los conocimientos sobre la historia natural, el manejo y el monitoreo del borrego cimarrón en las localidades de estudio eran limitados. Como prueba, durante el módulo de historia natural y en la sesión de aprendizaje sobre el manejo de la especie, los participantes expresaron que la mayor parte de la información presentada por los facilitadores fue nueva para ellos y no contribuyeron a los temas discutidos. Esta falta de conocimiento es común en las comunidades rurales donde la información disponible sobre la vida silvestre proviene de las interacciones y relaciones que la población local tiene con ella (Berkes, 2007). Por lo tanto, el conocimiento local se centra en las características que son más fáciles de observar y las que son más relevantes para el aprovechamiento de las especies silvestres: usos, dieta, distribución, época de reproducción, tendencias poblacionales y amenazas (Torres *et al.*, 2016; Ortega *et al.*, 2019; Ruiz *et al.*, 2020; Suwal *et al.*, 2022). En Matomí, se discutió el impacto de los burros en las poblaciones del borrego cimarrón. Uno de los participantes defendió la presencia de burros ferales en el hábitat del borrego cimarrón, a pesar de que se ha demostrado que los burros son una amenaza para las poblaciones de la especie (Seegmiller & Ohmart, 1981) y que el control de burros ferales

es una medida importante en los planes de manejo del borrego (Smith & Krausman, 1988). Es habitual que no toda la información sobre fauna silvestre procedente del conocimiento formal coincida con la que poseen las comunidades rurales pues el conocimiento de la población local está influido por sus necesidades, por sus prácticas de manejo y por su cosmovisión (Berkes, 2007).

En el ejido Cordillera Molina se monitoreó la población de borrego cimarrón en 2003. Los habitantes de esta comunidad indicaron que saben utilizar el material que se emplea para monitorear la población del borrego, buscar ejemplares, contarlos y clasificarlos. Sin embargo, desconocían que el método que utilizaron para monitorear a la especie fue el de transectos lineales y que no lo aplicaron correctamente pues no registraron datos sobre la distancia o el ángulo de los avistamientos; información que es esencial para estimar el tamaño de una población según la descripción de este método (Burnham *et al.*, 1980). La limitación de este conocimiento se debe a la falta de acompañamiento por parte del equipo profesional que dirigió el monitoreo puesto que ellos son los responsables de capacitar a la población local para aplicar los métodos adecuadamente (Benchimol *et al.*, 2017; Lavariega *et al.*, 2020).

Los talleres comunitarios también resultaron ser una herramienta útil para construir un panorama general sobre la presión que sufren las poblaciones de borrego cimarrón pues se identificaron factores de riesgo e impactos que amenazan la preservación de la especie en las localidades de estudio (Tabla 4). De las problemáticas identificadas en los talleres, las mayores amenazas para la especie son la minería, las carreras fuera de camino, los caminos, el ecoturismo, los cercos, la ganadería y la caza furtiva (Helvie, 1971; Jorgensen, 1974; Seegmiller & Ohmart, 1981; Irby *et al.*, 1989; Krausman *et al.*, 2001; Papouchis *et al.*, 2001; Epps *et al.*, 2005). Los vertederos a cielo abierto y el cultivo de enervantes no se han relacionado directamente con la disminución de las poblaciones de la especie, aunque estos dos factores se reconocen como graves amenazas para la vida silvestre (Fjeldså *et al.*, 2005; Dávalos & Bejarano, 2008; McSweeney, 2015; Plaza & Lambertucci, 2017). En cuanto a la opinión negativa de la sociedad sobre la caza deportiva, esta situación se ha identificado como una amenaza para los proyectos comunitarios de conservación en Asia Central donde la presión y las campañas para

prohibir la cacería deportiva están en aumento, a pesar de que está demostrado que los recursos generados por el sector cinegético en esa región ayudan a prevenir la conversión de hábitats y la pérdida de biodiversidad, y apoyan los esfuerzos de conservación de las áreas naturales protegidas (Adhikari *et al.*, 2021).

No obstante, no todos los factores mencionados en los talleres por los participantes suponen un riesgo para el borrego cimarrón, sino que, por el contrario, pueden beneficiar a las poblaciones de la especie. Por ejemplo, los incendios forestales fueron valorados de forma negativa en los talleres, pero se ha demostrado que son necesarios para restaurar el hábitat del borrego y además abren nuevas zonas para que habiten los animales (Etchberger *et al.*, 1989; Cain *et al.*, 2005; Holl *et al.*, 2012).

Por otro lado, los mapas participativos elaborados con base en la información generada durante el segundo taller son herramientas importantes para el manejo del borrego cimarrón en las localidades de estudio ya que además de ubicar las áreas importantes para la especie muestran si estas áreas están impactadas por alguno de los factores de riesgo antes mencionados (Figura 5; Figura 6). En Cordillera Molina se puede considerar que la información proporcionada durante el taller de mapeo participativo es precisa ya que las áreas señaladas como importantes para la especie coinciden con las identificadas en Sierra Juárez por Ruíz *et al.* (2018) quienes las identificaron a través de un modelo de distribución potencial; mientras que en Matomí, el mapeo participativo permitió identificar áreas importantes para la especie que no habían sido identificadas en otros estudios realizados en la sierra Santa Isabel (Escobar *et al.*, 2015).

La estrategia que se aplicó para monitorear la población de borrego cimarrón en las localidades de estudio retoma elementos de los programas de *ciencia ciudadana* y del monitoreo comunitario (Khair *et al.*, 2021) pues promueve la participación de diferentes sectores de la comunidad y no sólo de hombres en edad laboral, quienes son los únicos que suelen involucrarse en este tipo de proyectos (Benchimol *et al.*, 2017; Lavariega *et al.*, 2020). Además, la estrategia propuesta permite que el número de integrantes del equipo de monitoreo no esté limitado por la cantidad de personas que pueden asistir a las expediciones de monitoreo ya que a cada persona interesada en participar en el monitoreo se le entregó un formato de campo para que llevara el registro tanto de sus

observaciones como de los avistamientos que ocurrieron dentro de su ejido y de los que tuvo conocimiento a través de las redes sociales.

En los dos ejidos, muy pocas personas utilizaron los formatos de campo (Tabla 5). Esto se atribuye a que el material para reportar los encuentros ocasionales con la especie se elaboró en un formato impreso lo que no motivó la participación de la comunidad. Los programas modernos de ciencia ciudadana utilizan plataformas digitales para que las personas registren sus observaciones (Khair *et al.*, 2021). Estas plataformas han demostrado su capacidad para involucrar a un gran número de personas en proyectos de ciencia ciudadana lo que se debe en gran medida a que pueden utilizarse en diversos dispositivos, a que la información de los proyectos se actualiza en tiempo real y a que fomentan la competencia entre los usuarios (Skarlatidou *et al.*, 2019).

La información recogida en los formatos de campo indica que es posible identificar zonas de importancia para el borrego cimarrón y determinar el tamaño y la composición de sus rebaños a partir de los registros de encuentros ocasionales con la especie. Sin embargo, para realizar un análisis preciso de estos aspectos ecológicos es necesario disponer de un mayor número de registros que los generados en este proyecto con los formatos de campo (Fischer *et al.*, 2021; Khair *et al.*, 2021). Los reportes de encuentros ocasionales con la especie puede ser un medio para generar información relevante sobre la población del borrego en las zonas de estudio si se desarrolla un formato de registro de los avistamientos que fomente la participación de la comunidad.

La mayoría de las personas que reportaron avistamientos de borregos se enteraron a través de las redes sociales; sin embargo, no hubo diferencia entre el número de registros obtenidos a través de las redes sociales y los generados por avistamientos directos. Esto se debe a la presencia de asentamientos humanos en las zonas de estudio cerca de áreas muy utilizadas por los animales, como es el caso del campo pesquero Cinco Islas, lo que provoca encuentros frecuentes con la especie. Estos resultados sugieren que las redes sociales pueden ser una herramienta importante para complementar el monitoreo del borrego al igual que lo son para generar información sobre otras especies de fauna silvestre (Di Minin *et al.*, 2015; Toivonen *et al.*, 2019).

Las comunidades de estudio participaron activamente en el monitoreo de la población de borrego cimarrón con cámaras trampa: invirtieron en la compra del equipo necesario para realizar el estudio y participaron en las expediciones de monitoreo con recursos propios, es decir, en Cordillera Molina y Matomí, el monitoreo comunitario se realizó sin ayuda de financiamiento externo. Este es un gran logro del proyecto de manejo iniciado con los talleres, ya que en general, en los monitoreos comunitarios, el material y las expediciones son financiados por dependencias gubernamentales u ONG's, y estas iniciativas son tan dependientes de este financiamiento que cuando el apoyo económico termina los estudios se detienen abruptamente, incluso aquellos que se enfocan en especies cinegéticas (Benchimol *et al.*, 2017; Lavariega *et al.*, 2020; Dos Reis & Benchimol, 2023). Sin embargo, la entusiasta participación de las comunidades en el monitoreo también se debe al fuerte interés económico que tienen en el borrego ya que es una de las especies de fauna silvestre más valiosas del mundo (Lee, 2011) lo que motiva a las personas a invertir en acciones que les permitan promover su aprovechamiento.

Matomí tuvo la menor participación de miembros de la comunidad en las expediciones de monitoreo debido a que las autoridades ejidales asignaron a la persona con mayor conocimiento del área para acompañar al equipo de investigación en las expediciones de instalación y revisión de las cámaras trampa (Tabla 6). Esta decisión se tomó para hacer más eficiente el monitoreo, ya que la persona asignada para acompañar al equipo de investigación, además de ser quien mejor conoce el área y los animales, es también quien vive más cerca del área monitoreada, lo que también facilitó la realización de los viajes mensuales para revisar las cámaras. De igual forma, la menor participación de la comunidad en el monitoreo de las cámaras trampa no puede atribuirse a una falta de interés en el proyecto de manejo pues dieciséis personas de la localidad participaron en la expedición al Rancho Matomí; además, cuando se reportó el incidente de cacería furtiva, el ejido invirtió en la medida propuesta para prevenir la cacería furtiva en sus tierras.

En el ejido Cordillera Molina, hubo una mayor participación de la comunidad en las expediciones de monitoreo (Tabla 6). En la primera expedición, quince pobladores se integraron al equipo de trabajo, pero el encuentro con el grupo del crimen organizado en

esa ocasión desalentó la participación de las personas en el monitoreo comunitario. La presencia del crimen organizado en el área de estudio no sólo afectó la participación comunitaria y obligó a modificar el monitoreo planeado en los talleres, sino que también es un factor que amenaza cualquier iniciativa de conservación que se quiera implementar en la zona (Carpio, 2021; Herrera & Martínez, 2022; Vallejo, 2022).

Conclusión

El programa de talleres comunitarios propuesto en este documento permite transmitir a los miembros de las comunidades rurales información sobre la historia natural y el manejo de una especie silvestre, identificar los elementos que amenazan su conservación, plantear una estrategia de monitoreo que permita el involucramiento de los diferentes sectores de la comunidad y motivar a los pobladores locales a participar en un proyecto de conservación. Además, a través de este programa de talleres comunitarios, es posible identificar los principales intereses de la comunidad por las especies silvestre, mapear el conocimiento que los miembros de la comunidad tienen sobre sus tierras y sentar las bases para el establecimiento de un proyecto de manejo a largo plazo.

Capítulo III. Monitoreo de la Población del Borrego Cimarrón.

Resumen. El monitoreo de la abundancia y estructura poblacional es esencial para guiar el manejo de las especies silvestres. En Baja California se han realizado pocos estudios poblacionales del borrego cimarrón debido a lo complicado y costoso que resulta el monitoreo de estos animales. En este capítulo se presenta la abundancia y la estructura de una población de borrego cimarrón obtenida a partir de un método basado en el uso de cámaras trampa. El estudio se realizó en la región costera de la Sierra Santa Isabel de abril a julio de 2022 y las cámaras trampa se desplegaron en cuatro abrevaderos naturales y en un sendero que es usado frecuentemente por los ejemplares de la especie. Se empleó el método de Lincoln-Petersen para estimar la abundancia con cuatro criterios para definir los registros independientes: separados por una hora, por una hora sin tomar en cuenta las muestras con un solo registro, por al menos un día y por una semana. Las estimaciones generadas con este método se compararon con la reportada en el monitoreo aéreo que se llevó a cabo en el área de estudio en el 2021. La abundancia calculada a partir de los periodos de toma de muestras independientes separados por una semana se encontró dentro del rango de la estimada en el monitoreo aéreo. La abundancia del borrego cimarrón en la región costera de la Sierra Santa Isabel fue de 129 ± 9 animales y la relación entre machos, hembras, añeros, y crías fue igual a 8:10:1:2. Los resultados sugieren que la población de la especie en este sitio se encuentra en buen estado de conservación. Además, el uso de cámaras trampa demostró ser una alternativa viable a los métodos de monitoreo tradicionales para realizar evaluaciones de las poblaciones del borrego cimarrón.

Introducción

El monitoreo poblacional constituye el mecanismo fundamental para recabar información biológica y datos sistemáticos necesarios para determinar el estado de conservación y las tendencias demográficas de las poblaciones de las especies de flora y fauna silvestres (Bolen y Robinson, 2002). Además, permite la evaluación del impacto de los factores que ejercen presión sobre estas poblaciones, así como la efectividad de las acciones de conservación aplicadas para su protección (Kuvlensky *et al.*, 2022). Entre los atributos esenciales para orientar el manejo de especies silvestres, destacan la abundancia (expresada en el número de individuos) y la estructura demográfica (que engloba la relación entre sexos y clases de edad) de dichas poblaciones (Gallina, 2015). El borrego cimarrón desempeña un papel ecológico en los matorrales desérticos del noroeste de México, ya que interviene directamente en el ciclo de nutrientes del ecosistema (Whyte *et al.*, 2024), al influir en la dinámica de la vegetación (Gastelum *et*

al., 2024) y ser una fuente de nutrientes para algunos depredadores (Rosas *et al.*, 2009). Asimismo, posee una importancia cultural (Sandoval *et al.*, 2019) y económica (Lee, 2011). En México, está clasificado como una especie sujeta a Protección Especial (SEMARNAT, 2019), lo que implica que su aprovechamiento debe basarse en información precisa sobre el estado de sus poblaciones para evitar poner en riesgo su viabilidad (SPA, 2013). Por lo tanto, es imperativo contar con métodos de monitoreo eficientes que proporcionen datos útiles sobre la abundancia y la estructura de sus poblaciones (Ruiz *et al.*, 2023).

El hábitat del borrego cimarrón son los sistemas montañosos áridos con pendientes pronunciadas y de difícil acceso (Hansen, 1980), dónde el monitoreo de sus poblaciones demanda una considerable inversión de tiempo, dinero y personal. Entre los métodos empleados para determinar su abundancia y estructura poblacional se encuentran los monitoreos aéreos (Romero *et al.*, 2024), los monitoreos terrestres (López *et al.*, 1995) y los monitoreos mediante cámaras trampa. Estos últimos representan una metodología de menor costo y menor intrusión la cual permite realizar estimaciones poblacionales de manera periódica y estandarizada (Perry *et al.*, 2010; Harris *et al.*, 2020).

Se han desarrollado diversos métodos basados en el uso de cámaras trampa para estimar la abundancia de especies silvestres, tanto para poblaciones con ejemplares marcados (Alonso *et al.*, 2015) como para poblaciones en las que no hay especímenes marcados (Palencia *et al.*, 2021). En estudios poblacionales del borrego cimarrón, se han obtenido estimaciones precisas del tamaño de la población, mediante el uso de cámaras trampa en condiciones de cautiverio (Perry *et al.*, 2010; Harris *et al.*, 2020). Sin embargo, para las poblaciones de borregos en vida libre, la alternativa más viable para estimar su abundancia es el método de marcaje y recaptura de Lincoln-Petersen (Jaeger *et al.*, 1991; Douglass y Longshore, 1995). Esto se debe a que los métodos desarrollados para poblaciones sin marcas requieren que las cámaras se coloquen al azar en el área de estudio delimitada (Palencia *et al.*, 2021), lo que incrementa los costos de muestreo debido a lo inaccesible y agreste que es el hábitat de esta especie.

Al emplear el método de Lincoln-Petersen para realizar una estimación poblacional, se parte del supuesto de trabajar con una población cerrada, donde todos los animales

tienen la misma probabilidad de ser capturados, permanecen marcados durante todo el periodo de muestreo, y los observadores pueden detectar todas las marcas (Pollock *et al.*, 1990; Perry *et al.*, 2010). Por ello, se establece un periodo de captura que se ajuste a las limitaciones del método; además, para mitigar el riesgo de infringir los supuestos del método, se debe realizar una estimación acumulada a partir de un número suficiente de periodos de captura individuales (Jaeger *et al.*, 1991; Douglass y Longshore, 1995; Perry *et al.*, 2010).

En el estado de Baja California, la evaluación del tamaño y la estructura de las poblaciones del borrego cimarrón ha sido escasamente abordada, reflejándose en la existencia de solo cinco estudios de monitoreo aéreo (De Forge *et al.*, 1993; Lee y Mellink 1996; Alaníz y Lee 2001; Martínez *et al.*, 2017; Romero *et al.*, 2024) y un monitoreo terrestre (López *et al.*, 1995). Esta limitación en la investigación se atribuye a la falta de recursos financieros y de personal capacitado para sostener un programa de monitoreo continuo de las poblaciones de borrego cimarrón, agravada por la prohibición de su caza deportiva en Baja California desde 1990 (Ruiz *et al.*, 2023). La ausencia de datos ha obstaculizado la formulación de planes de manejo que fomenten la conservación tanto de la especie como de sus hábitats en la región de Baja California (Romero *et al.*, 2024). En este contexto, es importante disponer de un método de monitoreo de la población del borrego cimarrón que sea económico y sencillo de implementar, accesible para propietarios, autoridades, personal técnico e investigadores con un nivel básico de entrenamiento y equipamiento tecnológico. Por lo anterior, en el presente estudio se propone resolver las siguientes interrogantes: (1) ¿qué intervalo de muestreo independiente produce una estimación de la población del borrego cimarrón comparable a la obtenida mediante un monitoreo aéreo? y (2) ¿qué nivel de esfuerzo de muestreo se requiere con las cámaras trampa para lograr una estimación de la abundancia poblacional de borregos equiparable a la de un monitoreo aéreo? Por consiguiente, el objetivo principal de esta investigación fue determinar la abundancia y estructura de una población de borrego cimarrón en estado silvestre mediante la utilización de cámaras trampa como método de monitoreo.

Material y métodos

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en la región costera de la sierra Santa Isabel, ubicada en la porción central del estado de Baja California (Figura 9). Esta área comprende una sierra baja con mesetas y abarca una superficie de 43,888 ha, con elevaciones que oscilan entre los 5 y los 876 msnm. El clima se caracteriza por ser muy árido y semicálido, con una temperatura media anual que varía entre 18° y 22° C, y por tener lluvias repartidas todo el año con un porcentaje de lluvia invernal mayor al 18 % del total anual (BWh(x'); García, 2004). La precipitación media anual oscila entre los 0 y los 125 mm (Vidal, 1990). En cuanto a la vegetación, predomina el matorral desértico micrófilo en el que destacan especies como la gobernadora (*Larrea tridentata*), el ocotillo (*Fouquieria splendens*) y la flor de rocío (*Encelia farinosa*; Miranda y Hernández, 1963).

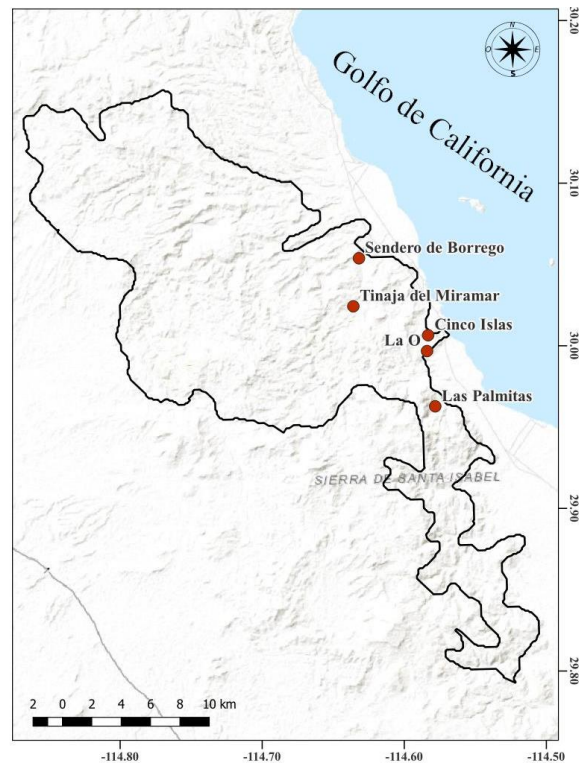


Figura 9. Sitios en los que se desplegaron las cámaras trampa (puntos rojos) en la región costera de la sierra Santa Isabel (negro).

Los abrevaderos naturales utilizados por el borrego cimarrón son conocidos localmente como la Tinaja del Miramar, Cinco Islas, La O y Las Palmitas (Ruiz *et al.*, 2023). La mayor distancia que hay entre abrevaderos es de 9 km y corresponde al trecho entre la Tinaja del Miramar y Las Palmitas; la menor distancia que hay entre estos abrevaderos es de 1 km y corresponde a la separación entre Cinco Islas y La O. La Tinaja del Miramar es un nacimiento de agua que tiene 7 m de ancho, 4 m de largo y 1 m de profundidad. Cinco Islas es un cuerpo de agua que brota en el cauce de un arroyo; tiene 1 m de ancho, 0.7 m de largo y 0.3 m de profundidad. La O es una caverna que esta entre las montañas, el cuerpo de agua en este sitio tiene 1 m de ancho, 1.5 m de largo y 0.3 m de profundidad. Las Palmitas es un oasis que se encuentra inmerso en la cordillera; el cuerpo de agua que hay en este lugar tiene 1.5 m de ancho, 2.5 m de largo y 0.4 m de profundidad (Figura 10).

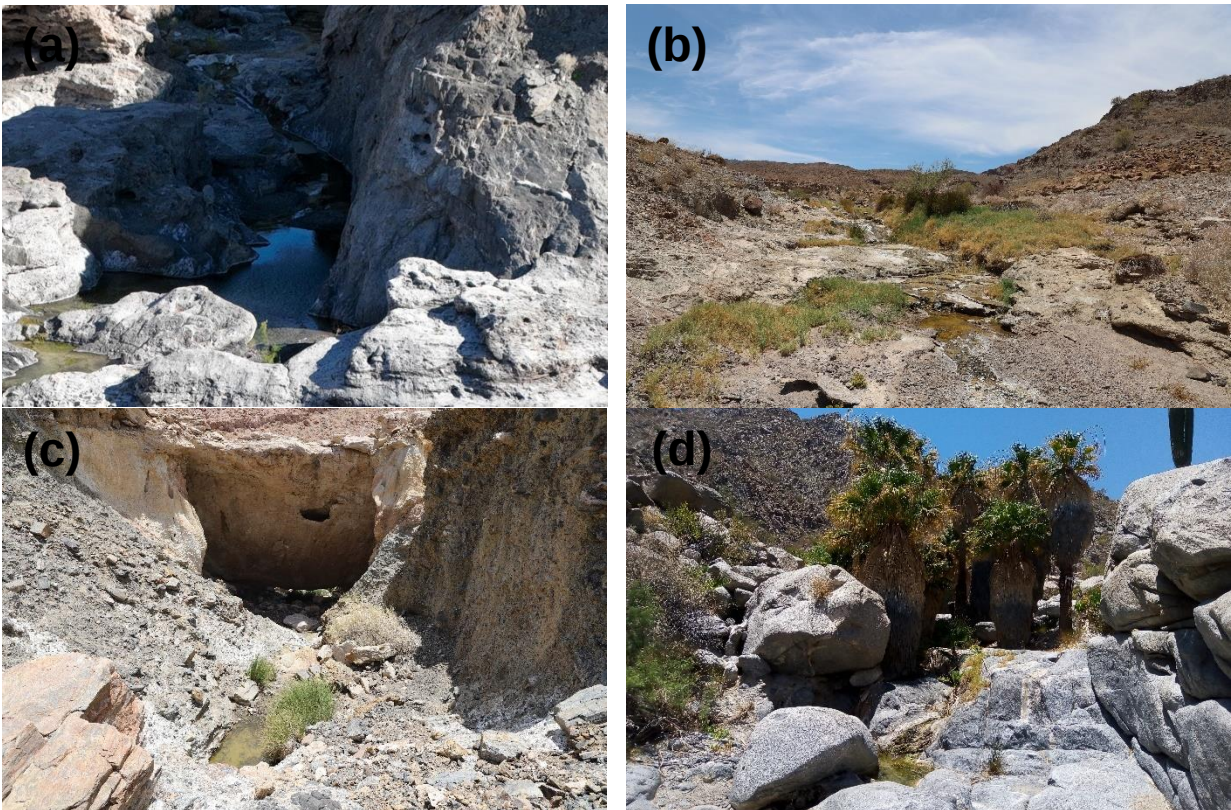


Figura 10. Abrevaderos naturales utilizados por el borrego cimarrón en la región costera de la Sierra Santa Isabel: (a) Tinaja del Miramar; (b) Cinco Islas; (c) La O; (d) Las Palmitas.

Despliegue de cámaras trampa

El presente estudio se realizó del 15 de abril al 31 de julio de 2022, que corresponde a la temporada más calurosa del año en la región (García, 2004). Sin embargo, la investigación se vio interrumpida en julio debido al paso del huracán Kay, que provocó la pérdida de todas las cámaras utilizadas en el estudio. Para llevar a cabo el monitoreo poblacional, se emplearon cámaras Bushnell Core Low Glow de 24 MP. Estas cámaras fueron instaladas en cuatro abrevaderos naturales y en un sendero que es frecuentemente utilizado por los borregos (Figura 9). En cada sitio se instaló una cámara la cual se montó en una estaca de madera a una altura de 0.5 m del suelo y se programó para capturar tres fotografías con intervalos de 3 s por cada detección de movimiento. Se realizó un mantenimiento mensual para cambiar las tarjetas de memoria y las baterías.

Estimación de la población

Para la identificación individual de los borregos, se emplearon las características naturales de los animales: tamaño y forma de la cornamenta, el estado y tamaño corporal, así como cicatrices, deformaciones y otras marcas notables en los cuernos y el cuerpo. En la estimación del tamaño poblacional únicamente se consideraron los registros que pudieron ser plenamente identificados. Se excluyeron todas las fotografías de los animales que no pudieron ser observados con suficiente detalle debido a condiciones de iluminación deficientes, distancia o a la velocidad con la que se movían a través del campo visual de la cámara.

El uso de características naturales para diferenciar a los individuos de una población no es recomendable en estudios de marcaje y recaptura, ya que estas características pueden cambiar con el tiempo, lo que podría afectar la precisión de la estimación de la abundancia poblacional. Sin embargo, Perry *et al.* (2010) llevaron a cabo una comparación de la estimación del tamaño de una población de borrego cimarrón considerando diferentes tipos de marcas y encontraron resultados similares.

El tamaño de la población se estimó con el método de Lincoln-Petersen (Chapman, 1951) modificado por Pollock *et al.* (1990) de acuerdo con la siguiente formula:

$$N = \left[\frac{(n_1 + 1)(n_2 + 1)}{m + 1} \right] - 1$$

Donde N es el tamaño de la población, n_1 , es el número de ejemplares registrados (capturados) e identificados (marcados) en el primer periodo de muestreo, n_2 , es el número de individuos registrados en el subsecuente periodo de muestreo y m es el número de individuos registrados en el primer periodo de muestreo y registrados nuevamente en el subsecuente periodo de muestreo (recapturados). La estimación del tamaño de la población fue el promedio de todas las estimaciones individuales. El intervalo de confianza (CI) del 95 % de la estimación se calculó como 1.96 veces el error estándar de la media:

$$SE = \sqrt{\left[\left(\frac{1}{(k)(k-1)} \right) \left(\sum (N_i - N_m)^2 \right) \right]}$$

Donde K es el número de estimaciones individuales del tamaño de la población, N_i es cada estimación individual y N_m es el promedio de la estimación.

Se realizaron cuatro estimaciones de la abundancia poblacional, cada una basada en un periodo de tiempo diferente para la toma de muestras independientes. Para llevar a cabo estas estimaciones, se consideraron como muestras independientes aquellas series de fotografías separadas por más de una hora, por al menos un día, y por una semana. Además, se realizó una estimación adicional con muestras independientes separadas por más de una hora, excluyendo aquellas muestras con un solo registro ($n_i = 1$; Perry *et al.*, 2010).

En el caso de las muestras independientes separadas por más de una hora, cada conjunto de fotografías se consideró como una muestra individual. Por ejemplo, si en la primera fotografía se registraron dos machos y una hembra, y en la segunda fotografía, tomada 45 minutos después, se registraron dos hembras y una cría, n_i sería igual a seis individuos: dos machos, tres hembras y una cría.

Para las muestras independientes separadas por al menos un día, se registraron los animales el primer día (n_1) y el día siguiente en el que la cámara se activó (n_2). Por ejemplo, si se registraron dos borregos el 15 de abril y cinco el 17 de abril, n_1 sería igual a dos y n_2 sería igual a cinco.

En el caso de las muestras separadas por una semana, n_1 sería igual al número de borregos registrados durante los primeros siete días y n_2 sería igual al número de borregos registrados durante los siguientes siete días.

Se calculó el promedio acumulado de las estimaciones individuales del tamaño de la población (a partir de $K=2$). Se evaluó la precisión de estas estimaciones comparándolas con la estimación reportada para el área de estudio en el monitoreo aéreo de 2021 (Romero *et al.*, 2024). Se estimó el éxito de la toma de muestras de las cámaras trampa en cada mes y sitio de instalación, definiendo el éxito como el número de muestras independientes obtenidas dividido entre el número de días/cámaras empleadas (un día/cámara = una cámara en operación por 24 h; Perry *et al.*, 2010).

Los ejemplares de borrego cimarrón registrados se clasificaron según los criterios de clase de edad y sexo definidos por Geist (1968). A partir de esta clasificación, se determinó la relación macho:hembra:año:cría de cada estimación individual. La relación de clases de edad y sexo para la población estimada se obtuvo como el promedio de todas las estimaciones individuales. Se empleó la prueba estadística no paramétrica de Kruskal–Wallis para comparar la relación de clases de edad y sexo obtenidas a partir de los diferentes periodos de muestreo. Este análisis estadístico se realizó en el software Past4 (Hammer *et al.*, 2001). Asimismo, los registros fotográficos de la especie se clasificaron con base en las configuraciones sociales observadas: ejemplares solitarios, en pareja o en rebaños.

Resultados

En 535 días/cámaras se obtuvieron 6,062 fotografías de ejemplares de borrego cimarrón. En el 41 % (2,468) de estas imágenes se pudo identificar plenamente a los ejemplares que se registraron. Estos registros se organizaron en 255 muestras independientes, las cuales consistieron en series de fotografías separadas por más de una hora. Además, se obtuvieron 166 muestras independientes separadas por más de una hora, cada una con más de un borrego por registro; 99 muestras independientes separadas por al menos un día; y 14 muestras independientes separadas por una semana.

En cada ubicación donde se instaló una cámara trampa, se lograron capturar fotografías de los borregos a lo largo de todos los meses durante el período de estudio (Figura 11). El número de imágenes tomadas por día aumentó gradualmente con el tiempo y no hubo diferencias entre la cantidad de fotografías tomadas en los diferentes sitios en abril y en mayo; no obstante, en junio y julio la cantidad de imágenes capturadas tanto en el sendero como en Cinco Islas fue inferior a las que se obtuvieron en La Tinaja del Miramar, Las Palmitas y La O.

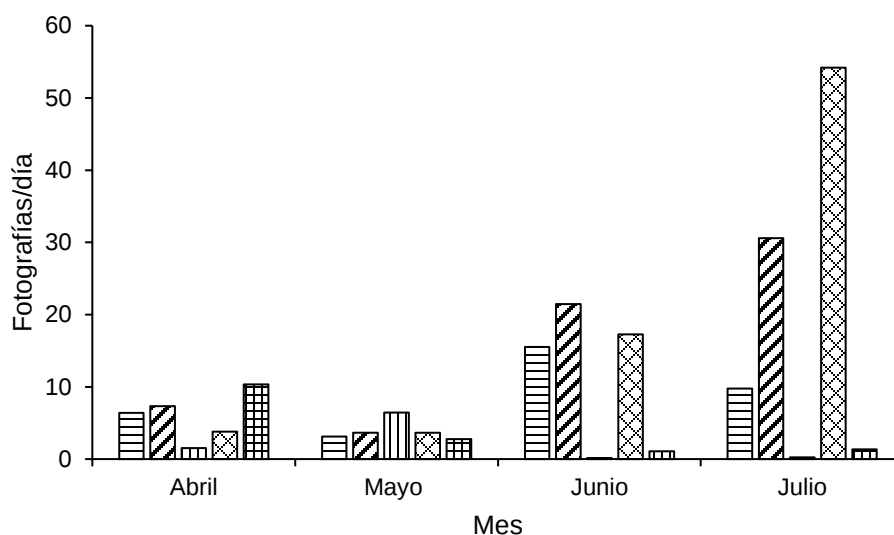


Figura 11. Tasa de toma de fotografías de las cámaras trampa desplegadas en la región costera de la Sierra Santa Isabel de acuerdo con el mes y el lugar donde fueron instaladas: líneas horizontales, Las palmitas; líneas diagonales, La O; líneas verticales, Cinco Islas; líneas cruzadas, Tinaja del Miramar; cuadrícula, pasadero.

Con las muestras independientes separadas por más de una hora, se realizaron 127 estimaciones individuales de la abundancia de la población del borrego cimarrón. Asimismo, se llevaron a cabo 83 estimaciones individuales con las muestras independientes separadas por más de una hora y con más de un borrego por registro; 49 estimaciones individuales con las muestras independientes separadas por al menos un día; y 7 estimaciones individuales con las muestras independientes separadas por una semana (Figura 12).

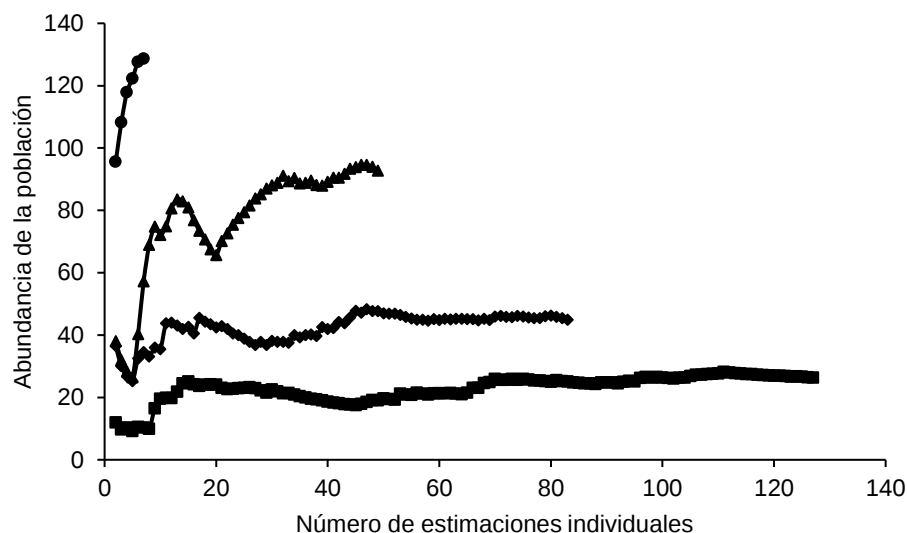


Figura 12. Estimación acumulada promedio de la abundancia de la población del borrego cimarrón de la región costera de la Sierra Santa Isabel: cuadros, estimación calculada con base en las muestras independientes separadas por más de una hora; diamantes, estimación calculada con base en las muestras independientes separadas por más de una hora y con más de un borrego por registro; triángulos, estimación calculada con base en las muestras independientes separadas por al menos un día; círculos, estimación calculada con base en las muestras independientes separadas por una semana.

El número máximo de ejemplares de borrego cimarrón registrados en un periodo de toma de muestras independientes separadas por más de una hora, así como en un periodo de toma de muestras independientes separadas por más de una hora y con más de un borrego por registro fue de 56 individuos diferentes; en un periodo de toma de muestras independientes separadas por al menos un día fue de 58 individuos diferentes; y en un periodo de toma de muestras independientes separadas por una semana fue de 128 individuos diferentes. El promedio de la abundancia de la especie, junto con su intervalo de confianza del 95 %, calculado a partir de las muestras independientes separadas por más de una hora, fue de 26 ± 4 ($K = 127$); mientras que a partir de las muestras independientes separadas por más de una hora y con más de un borrego por registro, fue de 45 ± 4 ($K = 83$); 93 ± 7 ($K = 49$) con las muestras independientes separadas por al menos un día; y 129 ± 9 ($K = 7$) con las muestras independientes separadas por una semana (Figura 13).

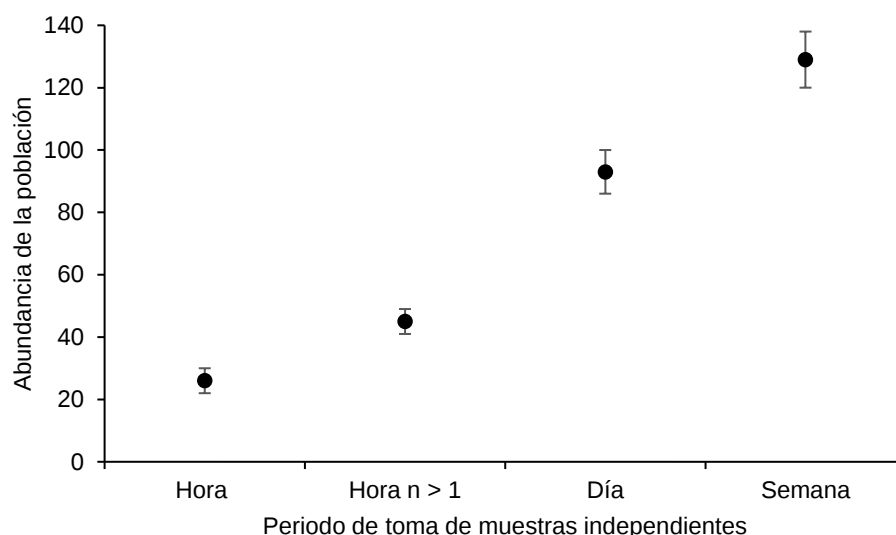


Figura 13. Promedio de la abundancia $\pm$ 95 % CI de la población del borrego cimarrón en la región costera de la Sierra Santa Isabel obtenido a partir de diferentes periodos de muestreo.

En lo que respecta a la estructura de la población, se observó una relación de clases de edad y sexo similar en los periodos de captura de una hora, de una hora con más de un borrego por registro y de un día. Se encontró que el número de machos duplicó al de las hembras, y que por cada 10 hembras había un añero y dos crías (Tabla 8). La relación de clases de edad y sexo obtenida de las muestras tomadas semanalmente indicó que la proporción de machos en la población era menor que la de hembras. Sin embargo, al igual que en los otros periodos de muestreo, se observó que por cada 10 hembras había un añero y dos crías. La comparación estadística de la relación de clases de edad y sexo reveló que no hubo diferencia significativa entre la proporción de machos obtenida a partir de los diferentes periodos de muestreo (Kruskal-Wallis, $p \geq 0.05$). Sin embargo, se observó una diferencia significativa en la proporción de añeros (Kruskal-Wallis, $p \leq 0.05$) y crías (Kruskal-Wallis, $p \leq 0.05$), la cual fue mayor en los periodos de captura de un día y de una semana que en los periodos de captura de una hora y de una hora con más de un borrego por registro.

Tabla 8. Relación de las clases de edad y sexo de la población del borrego cimarrón de la región costera de la Sierra Santa Isabel obtenida a partir de diferentes periodos de muestreo.

Clasificación	Periodo de muestreo											
	Hora			Hora n > 1			Día			Semana		
	$\bar{x}$	σ	Me.	$\bar{x}$	σ	Me.	$\bar{x}$	σ	Me.	$\bar{x}$	σ	Me.
Macho	21	20	17	23	25	15	22	30	12	8	1	8

Hembra	10	---	---	10	---	---	10	---	---	10	---	---
Añero	1	2	0	1	3	0	1	1	1	1	1	1
Cría	2	3	0	2	3	1	2	2	2	2	1	2

$\bar{x}$ = Media; σ = Desviación estándar y Me = mediana.

En la región costera de la Sierra Santa Isabel, se registraron borregos en diferentes configuraciones sociales: solitarios, en parejas y en rebaños que podían llegar a estar compuestos por hasta 17 animales (Figura 14). En cuanto a la distribución de estos avistamientos, el 49 % de los registros correspondió a borregos solitarios, el 16 % a parejas y el 34 % a rebaños con más de tres ejemplares. Los rebaños más comúnmente observados estaban formados por entre tres y cinco borregos, mientras que los grupos de seis o más animales representaron una tasa de observación del 1 al 2 % cada uno. En términos específicos de la composición por género, el 35 % de los registros fueron de machos solitarios, el 17 % de grupos de machos y el 13 % de hembras solitarias. Los demás tipos de rebaños y borregos solitarios se observaron con una frecuencia menor al 10 % (Figura 15).

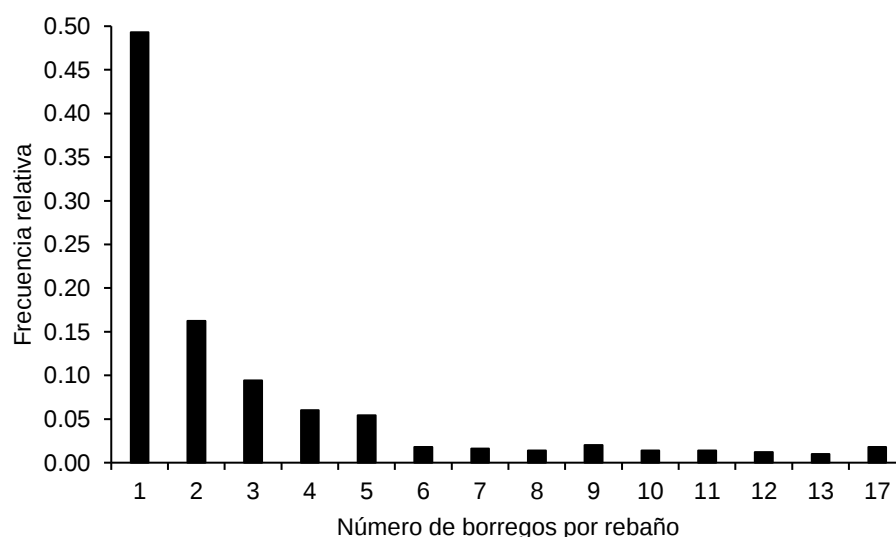


Figura 14. Frecuencia relativa del número de borregos que conformaron los rebaños registrados en la región costera de la Sierra Santa Isabel.

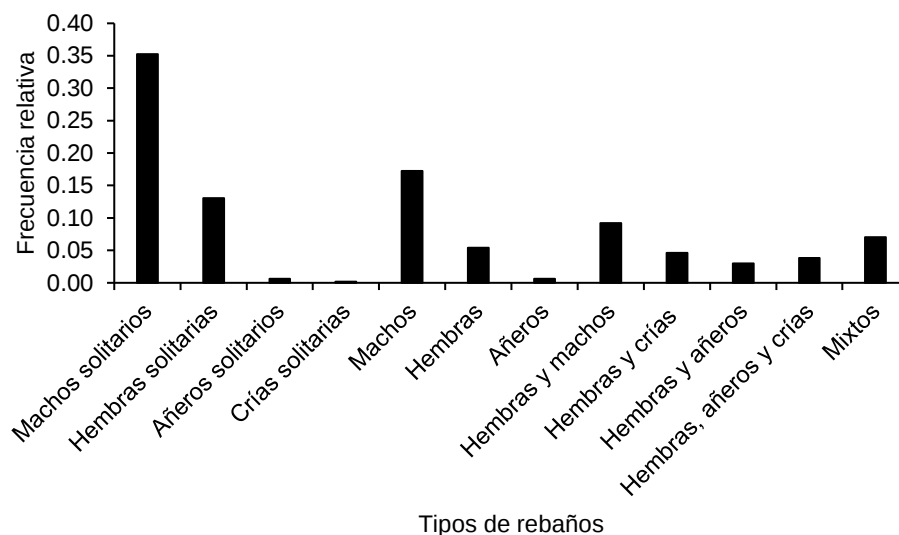


Figura 15. Frecuencia relativa de los tipos de rebaños registrados en la región costera de la Sierra Santa Isabel.

Discusión

Romero *et al.* (2024) llevaron a cabo un conteo aéreo en la Sierra Santa Isabel, durante el cual observaron 81 borregos y estimaron una abundancia poblacional de 135 animales al utilizar un índice de detectabilidad del 60 %. Esta estimación se encuentra dentro del rango de la obtenida mediante el uso de cámaras trampa a partir de muestras independientes separadas por una semana tomadas durante el verano (129 ± 9). En las Montañas Negras del Parque Nacional Valle de la Muerte y en las Montañas del Viejo Padre del Desierto de Mojave, Estados Unidos de América, también se obtuvieron estimaciones precisas del tamaño de la población del borrego cimarrón en vida libre con el método de Lincoln-Petersen a partir del uso de cámaras trampa desplegadas en abrevaderos durante el verano y con muestras independientes separadas por una semana (Jaeger *et al.*, 1991; Douglass y Longshore, 1995). En este sentido, Perry *et al.* (2010) señalan que el verano es la temporada en la que se deben realizar los muestreos para estimar la población del borrego cimarrón mediante cámaras trampa pues las condiciones de aridez sirven para concentrar a la mayoría, o a todos, los individuos de una población en unas pocas fuentes de agua.

Los periodos cortos de toma de muestras independientes, como los separados por una hora o un día, tienden a subestimar la población de la especie debido a que la mayoría de los registros obtenidos del borrego cimarrón mediante cámaras trampa corresponden a ejemplares solitarios (Perry *et al.*, 2010; Escobar *et al.*, 2016). Perry *et al.* (2010), quienes trabajaron con una población confinada y en un sitio con abrevaderos artificiales, corrigieron este sesgo al eliminar del análisis las muestras independientes compuestas por un solo ejemplar. Sin embargo, en el presente estudio, no se observó un ajuste positivo en la estimación poblacional, lo cual se atribuye a que en esta área la mayoría de los registros correspondieron a grupos pequeños (< 5 borregos), a diferencia del estudio antes mencionado, donde el registro de grupos grandes (> 5 borregos) fue más frecuente.

Los borregos avistados en la región costera de la Sierra Santa Isabel durante el monitoreo aéreo de 2021 se registraron a una distancia de entre 12 y 45 km de los abrevaderos donde se desplegaron las cámaras trampa en 2022 (Romero *et al.*, 2024). Esta distancia entre los abrevaderos y los animales observados en 2021 se encuentra dentro de los límites del rango de hogar del borrego cimarrón de desierto en otoño (Krausman *et al.*, 1989; Longshore y Douglas, 1995; Hoglander *et al.*, 2015), temporada en la que se llevó a cabo el monitoreo aéreo. Esto sugiere que la población monitoreada en el vuelo de 2021 es la misma que la monitoreada en 2022 en este estudio.

La relación macho:hembra:año:cría obtenida a partir de los periodos de toma de muestras independientes separados por una semana (8:10:1:2) es consistente con la reportada en la vertiente occidental de la Sierra Santa Isabel (5:10:4; Escobar *et al.*, 2016), en la Sierra de Las Pintas (7:10:1; López *et al.*, 1995) y en general para los estados de Baja California (6:10:1:1; Romero *et al.*, 2024) y Arizona (5:10:4; Murphy, 2021). En el resto de los periodos de toma de muestras independientes, la relación macho:hembra fue de 20:10. La alta proporción de machos obtenida a partir de esos periodos se debe a que la mayoría de los registros fotográficos fueron de machos solitarios y grupos de machos. En este sentido, la relación macho:hembra:año:cría obtenida a partir de los periodos de toma de muestras independientes cortos no refleja la estructura de la población de la especie sino la intensidad con la que las diferentes

clases de edad y sexos hicieron uso de las áreas en las que se desplegaron las cámaras trampa.

La estructura de las poblaciones del borrego cimarrón responde a su dinámica natural y a la intensidad del aprovechamiento extractivo al que están sujetas. En las poblaciones prístinas de la especie había 10 machos por cada 10 hembras (Hensen, 1967). En la actualidad, no hay poblaciones de borregos que conserven esta relación macho:hembra pues en todas sus áreas de distribución se realiza un aprovechamiento extractivo de la especie tanto legal (cacería deportiva) como ilegal (cacería furtiva). En la región costera de la Sierra Santa Isabel la comunidad local reconoce la incidencia del furtivismo en sus tierras (Ruiz *et al.*, 2023). Esta situación explica la relación macho:hembra registrada en el sitio (8:10) la cual indica que esta es una población de la cual se extraen borregos machos. Por otro lado, las poblaciones del borrego cimarrón que habitan ecosistemas desérticos se caracterizan por tener bajas proporciones de crías y añeros debido a que el reclutamiento se da en ciclos de auge y recesión vinculados a los períodos de sequías, y a que estas clases de edad son las que tienen una mayor mortalidad (Hansen, 1967; Hansen, 1980).

La población del borrego cimarrón (129 individuos) fue mayor que la estimada en seis de las trece cordilleras de Baja California en las que se distribuye la especie (Romero *et al.*, 2024): Cucapá (31), Las Tinajas (27), San Pedro Mártir (65), San Francisquito (11), La Asamblea (111) y Las Ánimas (114). Además, es comparable con lo reportado en las cordilleras El Peloncillo (140-160), Fra Cristóbal (150-200) y San Andrés (174) en Nuevo México, Estados Unidos de América (Ruhl y Rominger, 2021). Asimismo, la relación macho:hembra registrada en la región de costera de la Sierra Santa Isabel (8:10) fue superior a la reportado para todo el estado de Baja California (6:10; Romero *et al.*, 2024) y en los estados de Arizona (5:10; Murphy, 2021) y Nevada (5:10; Cox, 2021). La población del borrego cimarrón en la región costera de la Sierra Santa Isabel es una de las más abundantes del estado de Baja California (Romero *et al.*, 2024) y tiene un tamaño comparable a las registradas en las cordilleras de Nuevo México, donde actualmente se implementan diversas medidas de manejo orientadas a incrementar la población de la especie (Ruhl y Rominger, 2021). Además, el número de machos por cada diez hembras

es superior al reportado en estados como Arizona y Nevada donde actualmente las poblaciones de borregos se encuentran estables (Cox, 2021; Murphy, 2021).

En la región costera de la Sierra Santa Isabel, al igual que en otras áreas desérticas donde se distribuye el borrego cimarrón (Jaeger *et al.*, 1991; Perry *et al.*, 2010), se observó una mayor frecuencia de toma de fotografías durante los meses más calurosos y secos del año. Esto se debe a que durante el verano las necesidades hídricas de los borregos se incrementan y requieren tener un consumo mínimo de agua equivalente al 4 % de su peso corporal (Turner y Weber, 1980). Es por esto por lo que, en esta época del año la superficie del rango del ámbito hogareño del borrego se reduce y se concentra cerca de los cuerpos de agua disponibles (Krausman *et al.*, 1989; Longshore y Douglas, 1995; Hoglander *et al.*, 2015).

La mayor cantidad de fotografías se registró en la Tinaja del Miramar la cual es el cuerpo de agua más grande de la región costera de la Sierra Santa Isabel. Lo mismo ocurrió en la vertiente occidental de la Sierra Santa Isabel, donde el aguaje más utilizado por los borregos fue el de mayor tamaño (Escobar *et al.*, 2016). La preferencia de la especie por los abrevaderos con el mayor volumen de agua se explica por la concentración de sólidos disueltos cuyo incremento reduce la calidad del agua. En la Sierra Santa Isabel, los abrevaderos de menor tamaño tienen una mayor concentración de sólidos disueltos que se incrementa en la época seca cuando el volumen de agua se reduce (Escobar *et al.*, 2016). La disminución en los registros en el sendero se atribuye a que en junio y julio los borregos concentraron sus actividades alrededor de los abrevaderos que cuentan con agua durante todo el año. En cuanto al abrevadero Cinco Islas, su uso disminuyó en los meses más calurosos, ya que la cantidad de agua en la poza durante abril y mayo disminuyó considerablemente para junio y julio.

Conclusión

La estimación de la población del borrego cimarrón calculada con el método Lincoln-Petersen a partir del uso de cámaras trampa desplegadas en abrevaderos durante el verano y con muestras independientes separadas por una semana fue comparable a la previamente reportada para el área mediante un monitoreo aéreo. Asimismo, la

estructura poblacional obtenida de esa estimación fue coherente con lo esperado para una población de borrego cimarrón de desierto en vida libre. Los períodos de captura con tomas de muestras independientes separadas por una hora y por un día arrojaron abundancias inferiores a las previamente reportadas para el área, junto con una relación de las clases de edad y sexos que no reflejó la estructura de la población de la especie, sino más bien el uso que cada uno de estos grupos hizo de los sitios en los que se desplegaron las cámaras trampa. La abundancia de la población del borrego cimarrón en la región costera de la Sierra Santa Isabel fue de 129 ± 9 animales, y la relación macho:hembra:año:cría fue de 8:10:1:2. Estos resultados sugieren que la población de la especie en este sitio se encuentra en un buen estado de conservación.

Capítulo IV. Modelo de Distribución Geográfica Potencial del Borrego Cimarrón.

Resumen. Los modelos de distribución geográfica potencial de especies son herramientas para tomar decisiones en el manejo de la vida silvestre, especialmente en especies que habitan en vastos territorios, como es el caso del borrego cimarrón. En el presente capítulo se generó un modelo de distribución geográfica potencial que puede ser utilizado para el manejo del borrego cimarrón en Baja California. El modelo se generó con el algoritmo de máxima entropía para estimar el área de distribución geográfica de la especie. Las variables utilizadas como predictoras fueron climáticas, de relieve y de vegetación, mientras que los sitios conocidos donde se registró al borrego cimarrón incluyó una base de datos de registros derivados de muestreos realizados en diferentes años y del Sistema Global de Información sobre Biodiversidad. El modelo de distribución geográfica muestra que la especie en el estado de Baja California se extiende a lo largo del macizo montañoso del Golfo de California, en una superficie aproximada de 317,160 ha. Las variables que contribuyeron más en la construcción del modelo fueron la rugosidad, el tipo de vegetación y la precipitación del trimestre más frío. El modelo de distribución geográfica se utilizó para definir once unidades de manejo regional para la especie cada una de las cuales se comparte entre dos o más comunidades agrarias. En Baja California el manejo del borrego cimarrón se debe hacer a partir de programas de monitoreo, protección y aprovechamiento en los que se contemple la participación de todas las comunidades que poseen terrenos dentro del área de distribución de la especie.

Introducción

Las unidades de manejo son los espacios geográficos que se delimitan para regular y administrar a la vida silvestre (Swihart *et al.*, 2020). Sin embargo, en su definición y delimitación se consideran únicamente fronteras políticas, sin tener en cuenta aspectos biológicos de las especies (Bischof *et al.*, 2016). Un ejemplo de esta problemática es la gestión y manejo de las poblaciones de borrego cimarrón en México. Las áreas de distribución de esta especie a menudo superan los límites de las unidades de manejo, que están delimitadas por líneas de propiedad sin barreras que restrinjan el movimiento de los animales (Rubin *et al.*, 2009; Ruiz *et al.*, 2018). Por lo tanto, para lograr un manejo sostenible del borrego cimarrón en México, es necesario diseñar y delimitar unidades de manejo regionales (UMR) que correspondan a los límites del área de distribución de sus poblaciones (Gallina *et al.*, 2009; SPA, 2013; Ruiz, 2014).

Los modelos de distribución geográfica potencial de especies (MDGP) son herramientas útiles para predecir el área de ocurrencia de las especies, identificar las características

ambientales de los sitios donde se distribuyen y proyectar su presencia en áreas más amplias (Guisan & Thuiller, 2005; Elith & Franklin, 2009; Melo *et al.*, 2020). Además, una de las principales aplicaciones de los MDGP en la gestión y manejo de las poblaciones de fauna silvestre, es la delimitación de UMR (Rodríguez *et al.*, 2011; Maciel *et al.*, 2015). Estos modelos son útiles para diseñar estrategias eficientes de manejo *in situ* de las poblaciones, ya que permiten enfocar las acciones de monitoreo y protección en las áreas específicas del hábitat que utilizan (Guisan & Thuiller, 2005; Villero *et al.*, 2017). Por lo tanto, los MDGP se emplean en la formulación de planes y programas para la conservación y manejo de especies silvestres, particularmente aquellas en riesgo, de importancia cinegética o con amplias áreas de distribución (Guisan & Thuiller, 2005; Refoyo *et al.*, 2014; Eyre *et al.*, 2022), como los ungulados silvestres (Ortíz *et al.*, 2012; ENETWILD consortium *et al.*, 2022). Sin embargo, la fiabilidad y funcionalidad de los resultados obtenidos mediante MDGP dependen de varios factores, como la escala del área de estudio, la precisión y aleatoriedad de los registros geográficos de las especies, así como la relevancia, autocorrelación y resolución de las variables ambientales utilizadas como predictores (Austin, 2007; Mateo *et al.*, 2011).

El hábitat del borrego cimarrón está conformado por extensas cordilleras con pendientes pronunciadas, profundos acantilados y grandes cañones, donde la cobertura vegetal es escasa y las temperaturas extremas, lo que dificulta realizar monitoreos poblacionales de manera periódica y representativa del tamaño y dispersión poblacional (Hansen, 1980; Álvarez *et al.*, 2009; Ruiz *et al.*, 2018). En Baja California, las poblaciones ocurren en trece sierras que abarcan un área aproximada de 967,910 ha, desde La Rumorosa, en la frontera con los Estados Unidos de América, hasta la sierra Agua de Soda, situada a 50 km al norte de la frontera con Baja California Sur, México (Romero *et al.*, 2024). Ahí las poblaciones de borregos se concentran en áreas específicas que ofrecen las condiciones necesarias para su persistencia (Simmons & Hansen, 1980). Estas condiciones incluyen la escabrosidad del terreno, cobertura vegetal abierta, presencia de arbustos de mediana estatura (menos de 1.5 m de altura) y disponibilidad de agua (Hansen, 1980; Ruiz *et al.*, 2018; Jones *et al.*, 2022).

El objetivo de este estudio fue desarrollar un MDGP para el borrego cimarrón, con el fin de determinar las UMR para la especie en Baja California. Para alcanzar este objetivo, se abordaron las siguientes preguntas de investigación: (1) ¿dónde se encuentran las áreas de mayor concentración de las poblaciones de borrego cimarrón en Baja California?; (2) ¿cuál es la extensión del área de distribución potencial del borrego cimarrón en Baja California?; (3) ¿qué importancia relativa tienen las variables ambientales que limitan la distribución del borrego cimarrón en Baja California?; y (4) ¿cuántas UMR del borrego cimarrón pueden definirse en Baja California?

Material y métodos

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en el estado mexicano de Baja California, que abarca una superficie de 71,446 km². Esta región se extiende de norte a sur desde los 32° 43' 07" hasta el paralelo 28°, y de este a oeste, desde los -112° 17' 48" hasta los -118° 21' 54" (Figura 16). Las principales topoformas del estado incluyen sierras, lomeríos, mesetas, bajadas, llanuras, valles y campos de dunas (INEGI, 2001). Los climas predominantes en la región son árido templado, muy árido muy cálido, muy árido semicálido, muy árido templado, semifrío subhúmedo y templado subhúmedo (García & CONABIO, 1998). En cuanto a la vegetación, los tipos predominantes son el chaparral y los matorrales desértico micrófilo, desértico rosetófilo, sarcocaulé y sarco-crasicaule (INEGI, 2021).

En Baja California, se identifican trece cordilleras donde ocurren las poblaciones de borrego cimarrón en vida libre (Romero *et al.*, 2024). En estos sitios, la tenencia de la tierra es principalmente de tipo ejidal (RAN, 2016). Asimismo, una parte del área de distribución del borrego cimarrón se ubica dentro de las ANP Parque Nacional Sierra de San Pedro Mártir (San Pedro Mártir) y Área de Protección de Flora y Fauna Valle de los Cirios (Valle de los Cirios; CONANP, 2024).

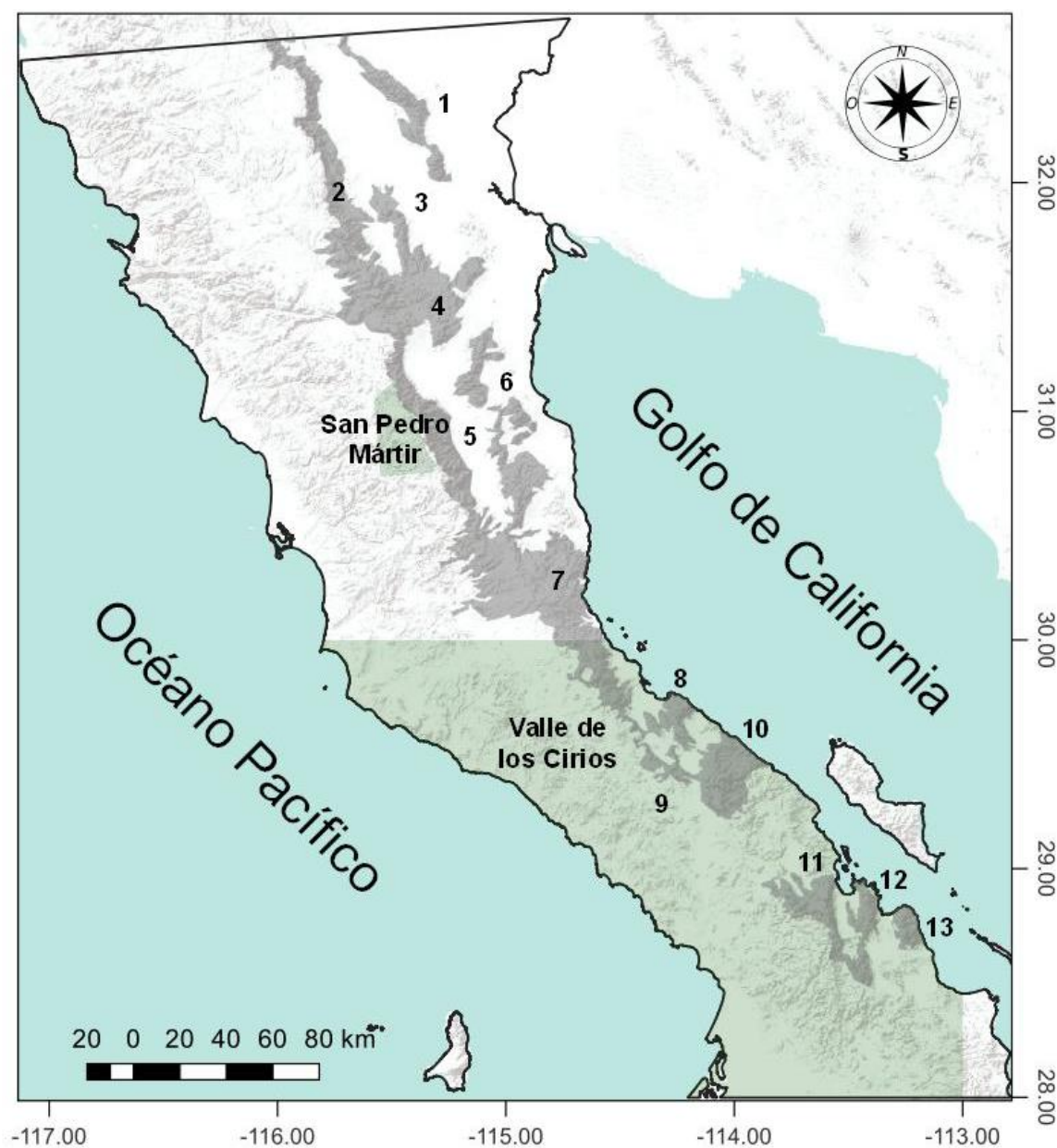


Figura 16. Estado de Baja California (línea negra solida) y cordilleras en las que se reconoce la presencia del borrego cimarrón (gris): (1) Cucapá; (2) Sierra Juárez; (3) Las Tinajas; (4) Las Pintas; (5) San Pedro Mártir; (6) San Felipe; (7) Santa Isabel; (8) San Francisquito; (9) Calamajué; (10) La Asamblea; (11) La Libertad; (12) Las Ánimas; (13) Agua de Soda. En la imagen también se muestran las ANP (verde) que se encuentran dentro del área de distribución reconocida del borrego cimarrón.

Generación de la base de datos de los registros de presencia del borrego cimarrón

La base de datos sobre la ocurrencia del borrego cimarrón se construyó a partir de los registros de avistamientos y rastros de la especie obtenidos de muestreos realizados en diferentes años. Se obtuvieron datos de un monitoreo aéreo realizado en Sierra Juárez en 2012 (García, 2014), y de uno realizado a nivel regional en 2021 (Romero *et al.*, 2024). También, de monitoreos terrestres efectuados en Sierra Juárez en 2016 (Ruiz *et al.*, 2018); en la Sierra de la Asamblea y en Calamajué en 2021; y en la sierra Santa Isabel y Sierra Juárez en 2022 (Ruiz *et al.*, 2023). Esta base de datos se complementó con registros disponibles en el Sistema Global de Información sobre Biodiversidad (GBIF, 2021), que fueron depurados para excluir puntos de ocurrencia en el mar o fuera del área de distribución reportada en la literatura. Finalmente, se eliminaron los registros situados a menos de 2 km de otros para reducir el sesgo espacial de los datos (Merow, 2013).

Variables ambientales predictoras

El clima, la topografía y la vegetación fueron las variables ambientales que se utilizaron para generar el MDGP del borrego cimarrón (Rubin *et al.*, 2009; Ruiz *et al.*, 2018; Salas *et al.*, 2018). Diecinueve fueron bioclimáticas, dos topográficas (orientación e índice de rugosidad del terreno) y dos de vegetación (tipo de vegetación e índice de vegetación mejorado). La información geoespacial se manejó en formato ráster y se procesó en el sistema de información geográfica QGIS 3.22.10 (QGIS development team, 2022).

Las variables bioclimáticas fueron generadas por Cuervo *et al.* (2013) para México y se encuentran disponibles en el Centro de Recursos Idrisi de la Universidad Autónoma del Estado de México (UAEM, 2021) con una resolución espacial de 90 m. Las variables bioclimáticas fueron reescaladas a una resolución espacial de 30 m, para igualarla con la resolución de las variables de relieve y de vegetación. La orientación y el índice de rugosidad del terreno (TRI) se extrajeron de un modelo digital de elevación con una resolución de 30 m (INEGI, 2013). El tipo de vegetación se obtuvo de la Serie VII de la Capa de Uso de Suelo y Vegetación de México (INEGI, 2021) rasterizada con una resolución de píxel de 30 m. El índice de vegetación mejorado (EVI) se calculó a partir

de imágenes de satélite Landsat 8 OLI/TIRS tomadas entre octubre y noviembre del 2022 (USGS, 2022), que corresponden a los meses en que la vegetación del área reverdeció tras el paso del huracán Kay.

El factor de inflación de la varianza ($VIF = 1/(1-r^2)$) se utilizó como criterio para excluir la variación redundante entre las variables (Akinwande *et al.*, 2015). El índice se obtuvo de regresiones múltiples, mediante las cuales, se determinó el grado de correlación de las variables contempladas para la elaboración del modelo de distribución potencial, y se excluyeron del proceso de modelación aquellas variables cuya información se encontró contenida en alguna de las otras variables (en las que el valor del VIF fue mayor a 5; Alvarado *et al.*, 2020). Este análisis, permitió seleccionar ocho variables ambientales que se utilizaron como predictores para estimar el área de distribución del borrego cimarrón en Baja California (Tabla 9).

Tabla 9. Lista de variables ambientales usadas como predictores para construir el modelo de distribución potencial del borrego cimarrón en Baja California.

Variable	Descripción	Unidad de medida
Bio08	Temperatura media del trimestre más lluvioso.	°C
Bio14	Precipitación del mes más seco.	mm
Bio18	Precipitación del trimestre más cálido.	mm
Bio19	Precipitación del trimestre más frío.	mm
Orientación	Dirección hacia la que se encuentra expuesta una pendiente.	°
TRI	Grado de irregularidad de la superficie. Se calcula como los cambios en la elevación del terreno dentro de una matriz de 3x3 píxeles y sintetiza el cambio puntual de la elevación en cada píxel y en los 8 píxeles que lo rodean (Riley <i>et al.</i> , 1999).	m
Tipo de vegetación	De acuerdo con la Capa de Uso de Suelo y Vegetación de INEG (2017).	---
EVI	Contraste entre la absorción y radiación de la vegetación (Liu & Huete, 1995). El índice puede ser usado como un indicador de la cobertura vegetal pues toma valores entre 0 y 1 en donde los valores cercanos a cero indican zonas desprovistas de vegetación mientras que los cercanos a uno son típicos de áreas densamente cubiertas por especies vegetales.	---

Predicción de la distribución geográfica potencial

El programa Maxent 3.4.4 (Phillips *et al.*, 2020) se utilizó para predecir el área de distribución geográfica del borrego cimarrón en Baja California. El algoritmo se

implementó con base en los criterios propuestos por Phillips *et al.* (2006), para realizar una modelación de nicho básica con un formato de salida logístico, cuyo resultado indica la probabilidad de presencia de la especie de interés en un espacio geográfico. El modelo se generó con los valores promedio de 50 réplicas con 1,000 iteraciones cada una. El 80 % de las localidades de ocurrencia se emplearon para la construcción del modelo y el 20 % para validarlo. La precisión predictiva del modelo se determinó con el cálculo del área bajo la curva (AUC) del receptor de funcionamiento característico (ROC), en tanto que la fracción de sitios clasificados erróneamente como ausencias (errores de omisión), se determinó con el cálculo la tasa de omisión y área predicha promedio.

La cantidad de réplicas utilizadas para la construcción del modelo se determinó con base en la normalidad de la distribución de los valores del AUC de las réplicas (Plasencia *et al.*, 2014). Se aplicó la prueba Shapiro-Wilk para evaluar la tendencia de la distribución de los valores del AUC y se comprobó que las 50 réplicas se ajustan a una distribución normal ($W = 0.96$; $p = 0.11$). En la interfaz del programa Maxent se activaron las opciones *Do jackknife to measure variable importance* y *Create response curves*. El análisis de Jackknife evaluó el porcentaje de contribución de las variables en la generación del modelo. Las curvas de respuestas determinaron el rango de valores de cada una de las variables en el que es probable que la especie ocurra (Phillips *et al.*, 2006).

El modelo predictivo continuo se transformó en un modelo binario (presencia - ausencia). El umbral de corte se determinó a partir del promedio de la presencia mínima de entrenamiento de las 50 réplicas que se generaron (Alvarado *et al.*, 2020). El modelo binario se proyectó sobre las cordilleras de Baja California (INEGI, 2001), cuyas siluetas se emplearon como base para definir las UMR del borrego cimarrón, ya que estas topoformas son el medio a través del cual se desplazan las poblaciones de la especie (Hansen, 1980; Álvarez *et al.*, 2009). Los límites de las UMR se establecieron en los puntos en los que la disminución de la concentración de los píxeles del modelo binario coincidió con los límites de las cordilleras, pues esto se consideró como un indicio de la presencia de barreras que restringen el tránsito de los animales y por lo tanto como el límite natural para una población de borrego cimarrón (Epps *et al.*, 2007). Asimismo, el

modelo binario se proyectó sobre los polígonos de las ANP (CONANP, 2024) para determinar la fracción del área de DGP de la especie que se encuentra dentro de estas.

Resultados

Se obtuvieron 509 registros de borrego cimarrón para Baja California, de los cuales, 183 provinieron de monitoreos poblacionales y 326 se recuperaron de GBIF. Tras eliminar registros ubicados a menos de 2 km de distancia entre sí, la base de datos se redujo a 201 ubicaciones: 102 de monitoreos y 99 de GBIF (Figura 17).

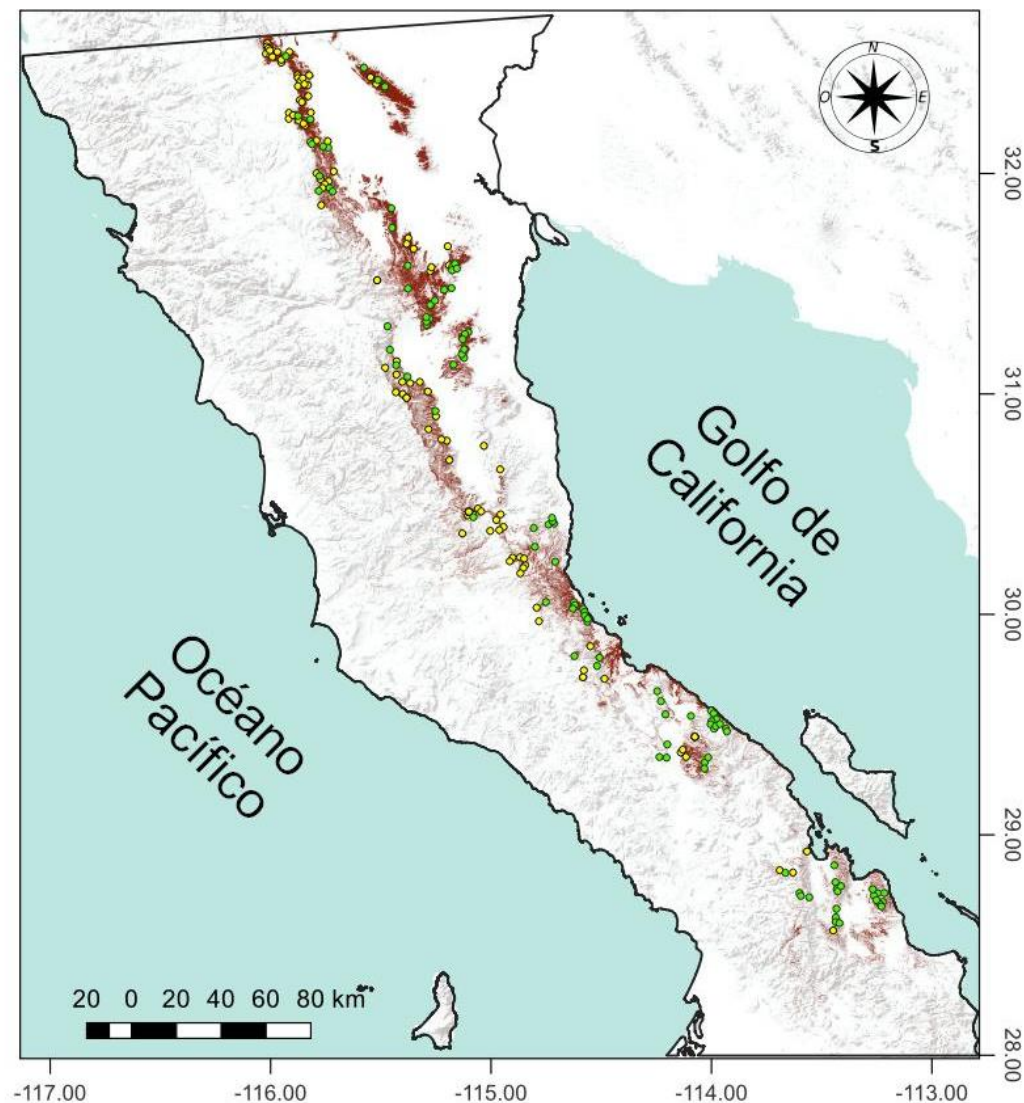


Figura 17. Distribución potencial del borrego cimarrón en Baja California (guinda). En la imagen se observan los registros de presencia obtenidos de los monitoreos (verde) y los recuperados de GBIF (amarillo) que se usaron para la generación del modelo.

El área de distribución potencial del borrego cimarrón en Baja California se calculó en 317,160 ha, equivalente al 4 % de la superficie del estado. Esta área se extiende de norte a sur a lo largo del macizo montañoso de la costa del Golfo de California, desde la frontera con los EE.UU. hasta la frontera con Baja California Sur. El AUC del modelo de distribución potencial fue de 0.93, con una desviación estándar de 0.02 (Figura 18a). Sin embargo, la tasa de omisión de los puntos de entrenamiento no coincidió completamente con la tasa de omisión predicha para el modelo (Figura 18b).

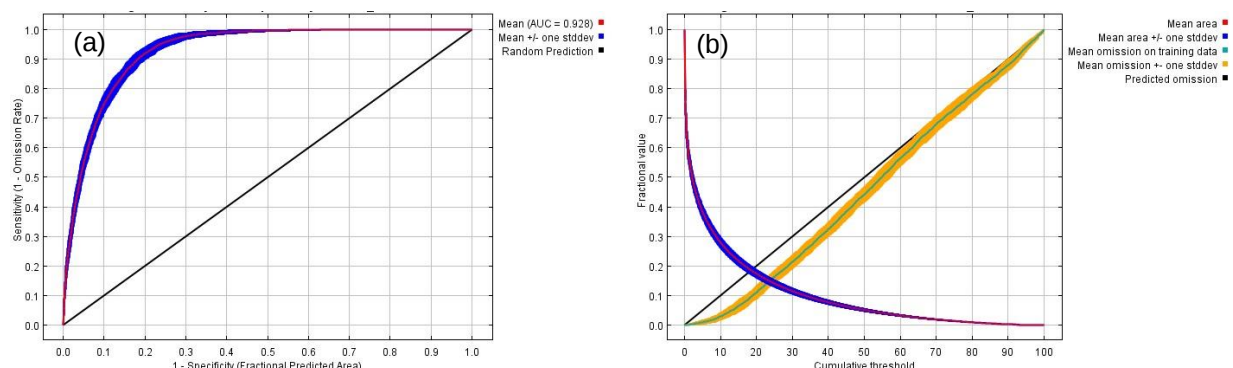


Figura 18. AUC (a) y tasa de omisión (b) promedio de las 50 réplicas usadas para estimar el área de distribución potencial del borrego cimarrón en Baja California.

Las variables de mayor importancia para la generación del MDGP fueron la rugosidad, el tipo de vegetación y la precipitación del trimestre más frío, que en conjunto contribuyeron con el 78 % en la construcción del modelo. La contribución de las demás variables fue menor al 10 %, cada una (Tabla 10). Según el algoritmo de máxima entropía, el borrego cimarrón en Baja California se encuentra en sitios donde el índice de rugosidad varía entre 35 y 165 m, la vegetación es matorral desértico micrófilo, matorral sarcocaulé, vegetación de galería o palmar natural, y la precipitación del trimestre más frío oscila entre 30 y 55 mm.

Tabla 10. Porcentaje de contribución de las variables ambientales usadas para estimar el área de distribución potencial del borrego cimarrón en Baja California y rangos de ocurrencia de la especie.

Variable	Contribución (%)	Rango de ocurrencia
TRI	38	35-165 m
Tipo de vegetación*	23	MDM, MSC, VG, VPN
Bio19	17	30-55 mm
Bio14	6	0.25-2.5 mm
Bio08	5	7-12 °C
Orientación	5	0-100 °
Bio18	4	0-65 mm

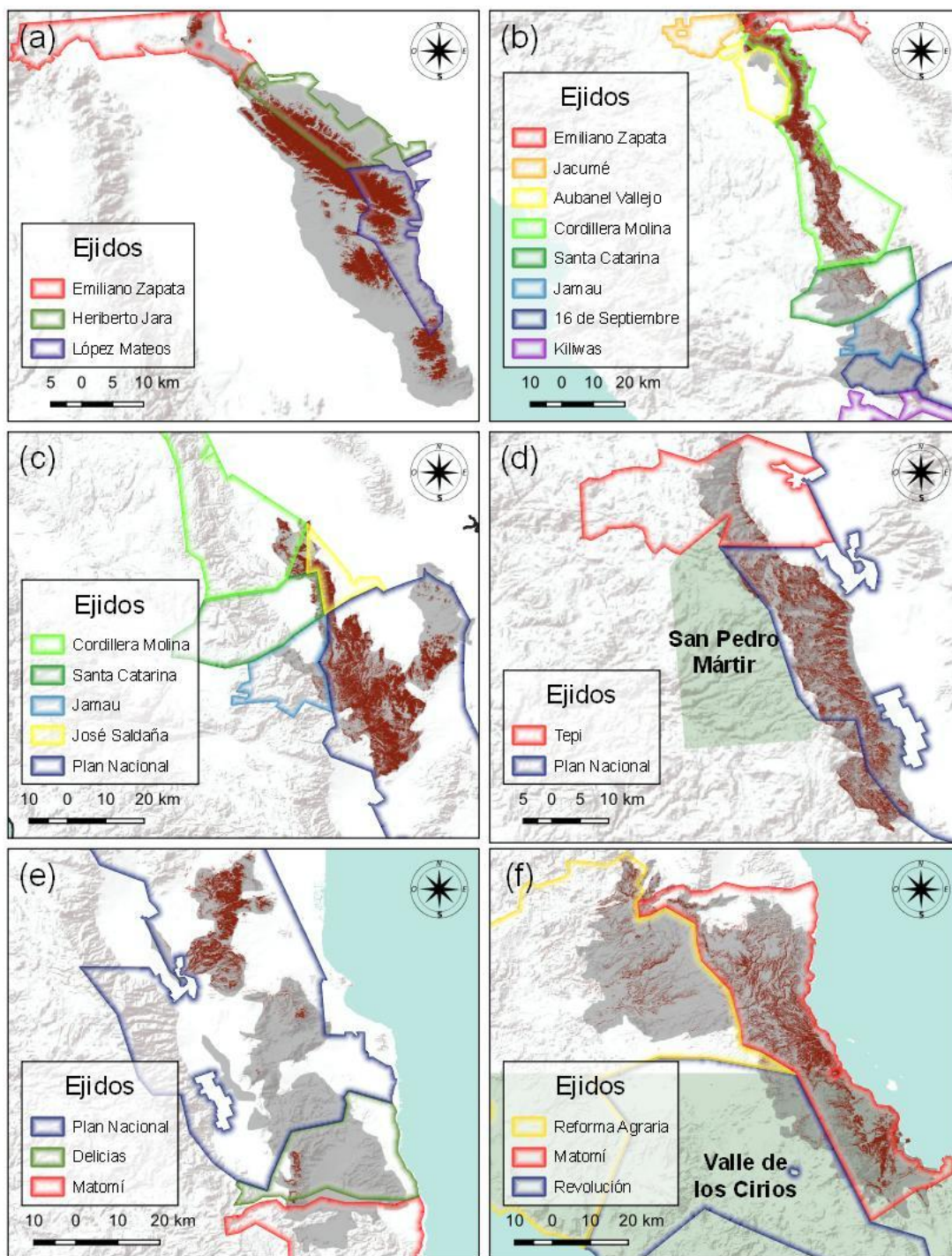
*Tipos de vegetación: MDM = matorral desértico micrófilo; MSC = matorral sarcocaulé; VG = Vegetación de galería; VPN = Palmar Natural.

Se definieron once UMR para el borrego cimarrón en Baja California (Tabla 11; Figura 19). Dentro de estas UMR, el 85 % (271,044 ha) del área de distribución de la especie se encuentra en terrenos ejidales, compartidos por veintidós comunidades agrarias en el estado. Además, el 23.6 % (71,520 ha) del área de distribución potencial del borrego cimarrón está dentro de un área natural protegida: 22.3 % (70,626 ha) en el Valle de los Cirios y 0.3 % (889 ha) en San Pedro Mártir.

Tabla 11. Fracción del área de distribución del borrego cimarrón en cada UMR y ejidos que se encuentran dentro de sus límites.

UMR	Área (ha)	Porcentaje	Ejidos*
Las Tinajas-Las Pintas	66,019	20.8	CM, MSC, Jam, JS, PNA
Santa Isabel	59,281	18.7	RAI, Mat, Rev
Sierra Juárez	58,736	18.5	EZ, Jac, AV, CM, MSC, Jam, DS, TK
San Pedro Mártir	30,040	9.5	Tep, PNA
Cucapá	29,474	9.3	EZ, HJ, LM
San Felipe	19,388	6.1	PNA, Del, Mat
La Asamblea	18,496	5.8	Juar, TL
La Libertad-Las Ánimas	13,567	4.3	TL, NR, CNC
Agua de Soda	12,362	3.9	TL
San Francisquito	6,213	2	Mat
Calamajué	2,781	0.9	Mat, Rev
La Sirena	805	0.3	Ind
Total	317,160	100	

* Ejidos: CM = Cordillera Molina; MSC = Misión de Santa Catarina; Jam = Jamau; JS = José Saldaña II; PNA = Plan Nacional Agrario; RAI = Reforma Agraria Integral; Mat = Matomí; Rev = Revolución; EZ = Emiliano Zapata; Jac = Jacumé; AV = Aubanel Vallejo; DS = Dieciséis de Septiembre; TK = Tribu Kiliwas; Tep = Tepi; HJ = Heriberto Jara; LM = López Mateos; Del = Delicias; Juar = Juárez; TL = Tierra y Libertad; NR = Nuevo Rosarito; CNC = Confederación Nacional Campesina; Ind = Independencia.



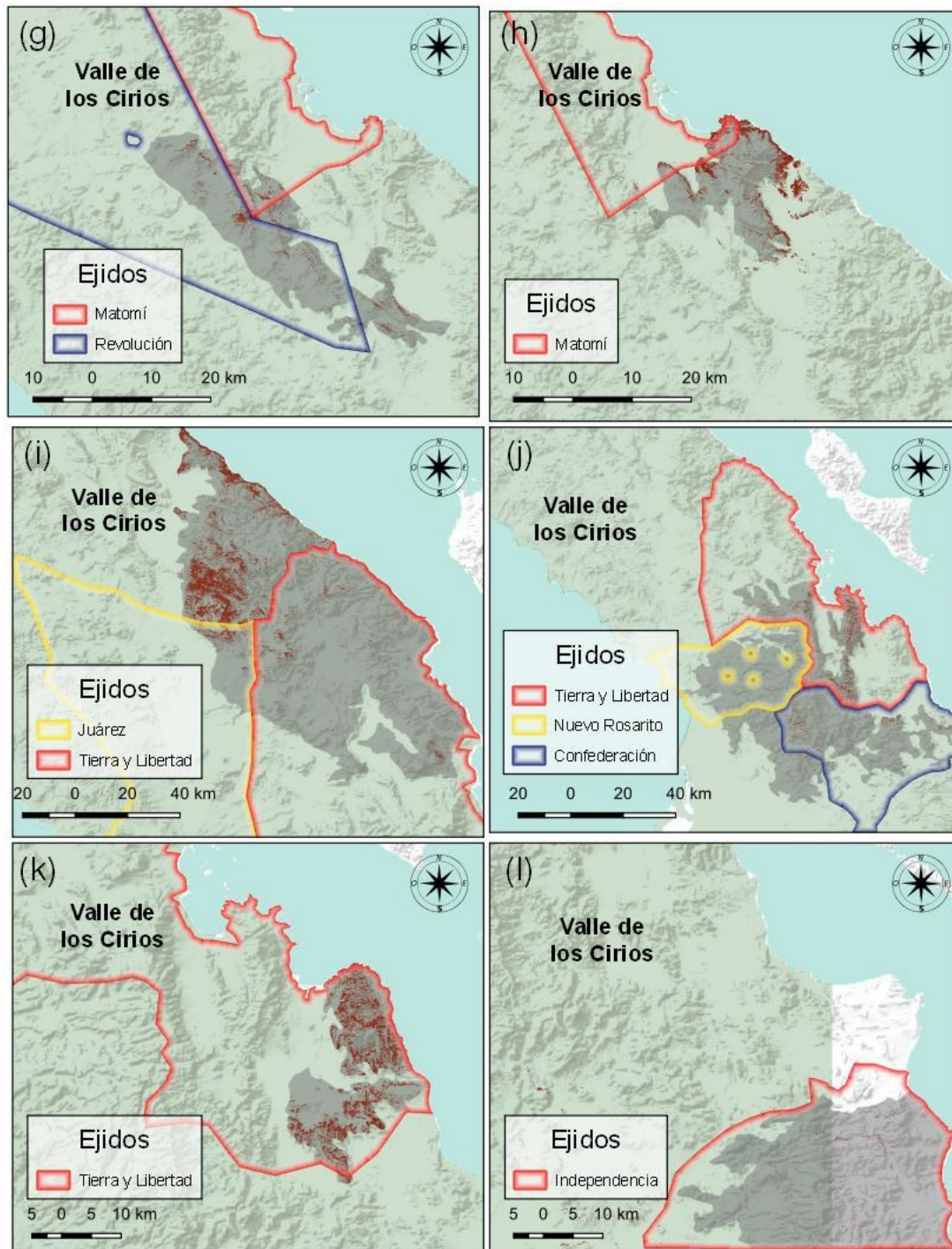


Figura 19. UMR para el borrego cimarrón en Baja California (gris): (a) Cucapá; (b) Sierra Juárez; (c) Las Tinajas-Las Pintas; (d) San Pedro Mártir; (e) San Felipe; (f) Santa Isabel; (g) Calamajué; (h) San Francisquito; (i) La Asamblea; (j) La Libertad-Las Ánimas; (k) Agua de Soda; (l) La Sirena. En la imagen se observa la distribución potencial de la especie (guinda), las ANP (verde) y los ejidos que se encuentran dentro de los límites de las UMR.

Discusión

La evaluación del AUC del MDGP del borrego cimarrón indica una buena precisión para discriminar entre los sitios que son aptos para la especie y los que no lo son. Sin embargo, es probable que el área de distribución calculada sea de menor tamaño que el área de distribución real, ya que, la tasa de omisión de los puntos de entrenamiento no se ajustó completamente a la tasa de omisión predicha (Figura 18; Phillips *et al.* 2006). Por lo anterior, el MDGP indica que las condiciones propicias para el desarrollo de las poblaciones de borrego cimarrón en Baja California se encuentran a lo largo del macizo montañoso del Golfo de California (Figura 17).

Estos resultados difieren con los reportado por Lee *et al.* (2012), quienes indican que el borrego se distribuye a través del macizo montañoso del Golfo de California, y que su distribución se interrumpe en la cordillera Agua de Soda, ubicada aproximadamente a 50 km al norte de la frontera con Baja California Sur. Por otro lado, estos resultados son consistentes con el MDGP elaborado por Gutiérrez *et al.* (2020), quienes mencionan que, en Baja California la especie se encuentra a lo largo de todo el estado a través del macizo montañoso del Golfo de California; no obstante, de acuerdo con este modelo el borrego se distribuye uniformemente por todas las cordilleras que conforman este complejo montañoso mientras que el reportado en el presente estudio indica que, el borrego no se distribuye uniformemente en las cadenas montañosas, sino que se concentra en ciertas porciones de las misma (Figura 17).

Las diferencias entre los resultados del MDGP generado en el presente estudio con respecto a la distribución propuesta por Lee *et al.* (2012) se debe a que estos autores se basaron únicamente en la información de los monitoreos aéreos que se realizaron en Baja California. Por ello, identifican la cordillera Agua de Soda como el límite sur de la distribución de la especie en el estado, ya que no se realizaron vuelos más allá de esta cadena montañosa (Romero *et al.*, 2024).

La diferencia entre las áreas de distribución de nuestro modelo y el elaborado por Gutiérrez *et al.* (2020) se atribuyen a la pertinencia, resolución y precisión de la información base que se usó en cada estudio. En la construcción de nuestro MDGP se usaron como variables predictoras, además de las bioclimáticas, la rugosidad del terreno,

la orientación, la cobertura vegetal y el tipo de vegetación las cuales son variables que influyen en la distribución de los borregos silvestres (Rubin *et al.*, 2009; Ruiz *et al.*, 2018; Salas *et al.*, 2018). Por otro lado, se emplearon variables bioclimáticas de alta resolución elaboradas especialmente para México (Cuervo *et al.*, 2013), un modelo digital de elevación de 30 m y se usó una cantidad similar de registros provenientes de monitoreos de campo y de GBIF (Figura 17). Por el contrario, Gutiérrez *et al.* (2020) solo utilizaron la elevación y la pendiente como predictores complementarios de las variables bioclimáticas, las cuales son variables de poca importancia para elaboración de MDGP de ungulados silvestres que habitan áreas montañosas (Keya *et al.*, 2016; Khan *et al.*, 2016; Ruiz *et al.*, 2018; Salas *et al.*, 2018). Asimismo, Gutiérrez *et al.* (2020) emplearon las variables bioclimáticas de WorldClim (Hijmans *et al.*, 2005), las cuales tienen una resolución espacial de 1 km, por lo que no reflejan las variaciones climáticas a nivel local (Harris *et al.*, 2014) y por lo tanto son una fuente de incertidumbre para el modelo (Stewart *et al.*, 2022). Por último, utilizaron registros sólo de GBIF, la cual es una base de datos con un pronunciado sesgo espacial (Beck *et al.*, 2014). Lo anteriormente señalado sugiere que nuestro MDGP provee una representación más certera de la distribución del borrego cimarrón en Baja California que el elaborado por Gutiérrez *et al.* (2020).

El análisis de la contribución de las variables para la construcción del modelo indicó que la rugosidad fue el componente más relevante del hábitat para el borrego cimarrón en Baja California (Tabla 10). Esta es una variable de gran importancia para las especies de borregos silvestres, pues se relaciona con la disponibilidad del terreno de escape para los animales (Álvarez *et al.*, 2009; Salas *et al.*, 2018). En este sentido, la presencia del borrego cimarrón se asoció a lugares con valores de rugosidad de entre 35-165 m característicos de cordilleras medianas y altas con cañones que les brindan protección a los ejemplares de la especie (Álvarez *et al.*, 2009; Escobar *et al.*, 2015; Ruiz *et al.*, 2018). El tipo de vegetación fue otra variable que contribuyó a la construcción del MDGP (Tabla 10), debido a que es un indicador de la disponibilidad de forraje para la especie y de la presencia de agua. Además, esta relacionado con la estrategia anti depredadora del borrego cimarrón (Wilson *et al.*, 1980; Álvarez *et al.*, 2009; Escobar *et al.*, 2015). Al igual

que en otros estudios realizados en Baja California, se determinó que el borrego cimarrón se distribuye en vegetaciones de tipo matorral desértico micrófilo, matorral sarcocaulé, vegetación de galería y palmar natural (Escobar *et al.*, 2015; Ruiz *et al.*, 2018).

La precipitación del trimestre más frío fue la variable bioclimática más importante para el borrego cimarrón en Baja California (Tabla 10). Esto se atribuye a que el mayor porcentaje de lluvia en el estado ocurre en el invierno (García & CONABIO, 1998) y por lo tanto esta variable se encuentra relacionada con la recarga de agua en el hábitat de la especie. Además, las lluvias invernales se vinculan con el crecimiento y la floración de los forrajes de calidad para los herbívoros silvestres de Baja California (Delgadillo & Macías, 2002).

En este trabajo de investigación se presenta la primera propuesta de definición de unidades de manejo para el borrego cimarrón en Baja California con base en información sobre un aspecto ecológico de la especie: la distribución. Actualmente, en el estado las unidades de manejo de la especie están acotadas por los límites de predios particulares, de ejidos o del uso común de los ejidos, los cuales no tienen relación con los patrones de distribución de las poblaciones del borrego cimarrón o con su dinámica metapoblacional (SEMARNAT, 2022). Por otro lado, Lee *et al.* (2012) propusieron tres UMR: la UMR del norte, que se extiende desde Sierra Juárez hasta la sierra de San Felipe; la UMR del centro, que abarca desde Santa Isabel hasta la Sierra de la Asamblea; y la UMR del sur, que incluye las sierras de La Libertad, Las Ánimas y Agua de Soda. Esta propuesta de manejo regional se fundamenta en la suposición de que en Baja California existen tres metapoblaciones del borrego cimarrón; no obstante, los autores antes mencionados no aportan evidencias que sustenten su existencia. En este sentido, tampoco hay investigaciones que demuestren que en Baja California una metapoblación se distribuye en dos o más cordilleras, por el contrario, estudios genéticos sugieren que una cordillera puede albergar más de una metapoblación (Buchalski *et al.*, 2015).

El MDGP indica que en Baja California el borrego cimarrón tiene un patrón de distribución agrupado el cual es típico de los borregos silvestres (Figura 17), es decir que los ejemplares de la especie se concentran en núcleos de hábitat idóneo que se conectan por parches que funcionan como corredores biológicos (Bleich *et al.*, 1990; Epps *et al.*,

2007; Rubin *et al.*, 2009; Salas *et al.*, 2018). Los núcleos de concentración de hábitat idóneo están delimitados por barreras naturales que restringen el tránsito de los animales las cuales, de acuerdo con el análisis de contribución de variables, pueden ser espacios poco escabrosos en los que la especie no cuente con terreno de escape (Berger, 1991), un tipo de vegetación que no sea apto para los organismos por tener una cobertura vegetal densa que obstruya su visibilidad (Bleich *et al.*, 1997) o áreas desprovistas de forrajes nutritivos y fuentes de agua debido a condiciones de extrema aridez (Epps *et al.*, 2004). Es por esto por lo que los límites de los núcleos de concentración de hábitat idóneo se emplearon para definir los linderos de las UMR para el borrego cimarrón pues las barreras naturales que existen entre estos ayudan a confinar las poblaciones de la especie y de esta manera la abundancia de cada núcleo de concentración de hábitat idóneo no tiene fluctuaciones significativas debido a procesos migratorios (Epps *et al.*, 2007; Creech *et al.*, 2014).

La mayor proporción del área de distribución del borrego cimarrón en Baja California es propiedad ejidal y, en general, la tenencia de la tierra de las UMR delimitadas en el presente estudio le corresponde a más de un ejido (Figura 19). Esto implica que en cada UMR se deben plantear programas de monitoreo y protección de la población de la especie en los que se contemple la participación de todas las comunidades agrarias que pasean terrenos dentro de esta (Dowsley, 2009; Mandujano & González, 2009). Además, la toma de decisiones sobre el aprovechamiento del borrego debe priorizar las unidades de manejo ejidales y basarse únicamente en los resultados de los monitoreos efectuados en conjunto por todas las unidades de manejo que conformen una UMR (Adhikari *et al.*, 2021). Por otro lado, aproximadamente un 25 % del área de distribución del borrego cimarrón en Baja California se encuentra dentro de un ANP. Esto también tiene importantes repercusiones para el manejo de las poblaciones de la especie pues este debe estar sujeto a las restricciones del área natural en las que estas se encuentren (Brenner & de la Vega, 2014).

Conclusión

El MDGP del borrego cimarrón para Baja California se elaboró a partir de registros geográficos confiables, variables ambientales que tienen una estrecha relación con la distribución de la especie e información cartográfica de alta resolución. El área de distribución calculada para el borrego cimarrón en Baja California es de aproximadamente 317,160 ha y se extiende a lo largo de todo el estado a través del macizo montañoso del Golfo de California. Las variables ambientales que tuvieron una mayor influencia en la distribución de la especie fueron la rugosidad, el tipo de vegetación y la precipitación del trimestre más frío al estar relacionadas con el terreno de escape, la estrategia antidepredadora y la disponibilidad de agua y forraje para los animales. Con base en el MDGP, se delimitaron once UMR para el borrego cimarrón en Baja California cuya propiedad es ejidal y cada una de las cuales se comparte entre dos o más comunidades agrarias por lo que el manejo de la población de la especie dentro de una UMR se debe hacer con base en programas de monitoreo, protección y aprovechamiento en los que se contemple la participación de todos los ejidos que posean terrenos dentro de esta.

Capítulo V. Modelo de manejo del borrego cimarrón.

Resumen. En Baja California se precisa de un modelo de manejo del borrego cimarrón en el que se integre el conocimiento científico que se tiene de la especie con los puntos de vista y necesidades de los beneficiarios del recurso. En este capítulo se presenta un modelo de manejo del borrego cimarrón para Baja California elaborado a partir de un proceso colaborativo en el que participaron los residentes de dos comunidades rurales y que consistió en dos sesiones de trabajo: la primera fue un curso de capacitación y la segunda un taller en el que se desarrollaron todos los puntos que comprenden el modelo de manejo con base en información sobre la abundancia, estructura y distribución de las poblaciones de la especie, así como de los factores de riesgo que amenazan su conservación. En las sesiones de trabajo se definió que el propósito del manejo del borrego cimarrón debe ser conservar las poblaciones de la especie y generar beneficios para los poseedores del recurso; que las actividades operativas básicas que se deben implementar en las unidades de manejo son la vigilancia, el monitoreo, el mejoramiento del hábitat y el aprovechamiento; y que el principal indicador de éxito del manejo de la especie será el incremento de sus poblaciones. El modelo de manejo propuesto en este capítulo tiene la suficiencia técnica para ser implementado en cualquier área de distribución del borrego cimarrón de Baja California, pero debe ser complementado con acciones que atiendan las problemáticas que en cada sitio afectan a las poblaciones de la especie.

Introducción

Un modelo de manejo que pueda implementarse en cualquier área de distribución del borrego cimarrón en Baja California debe integrar el conocimiento científico que se tiene de la especie con los puntos de vista, metas y necesidades de los propietarios del recurso (Voinov & Bousquet, 2010). De esta manera, es posible tomar decisiones racionales, justificables y explicables sobre el manejo de la especie (Mendoza & Martins, 2006). Uno de los métodos que se emplean para la planificación participativa del manejo de la vida silvestre son los talleres comunitarios, que son sesiones de trabajo en las que, a partir del diálogo entre los propietarios del recurso y un equipo técnico de especialistas, es posible concebir un sistema de gestión abierto y dinámico, capaz de adaptarse y anticiparse a los cambios en el territorio y en el contexto para promover el desarrollo sostenible (Etienne *et al.*, 2011).

La información de base con la que se debe contar para elaborar un modelo de manejo de una especie silvestre es la referente al estado y distribución de sus poblaciones (Refoyo *et al.*, 2014; Gallina, 2015). Con esta información es posible determinar las tasas de aprovechamiento y definir las dimensiones de las unidades de manejo de la especie

(NDOW, 2001; Maciel *et al.*, 2015). Es por esto por lo que la sostenibilidad del manejo dependerá de la certidumbre de estos datos, lo que implica que solo pueden ser generados por un equipo técnico con un profundo conocimiento sobre los métodos de monitoreo de las especies objetivo (Gallina *et al.*, 2009).

Por otro lado, el manejo de la vida silvestre debe estar orientado a resolver las problemáticas que amenazan la conservación de las especies objetivo y de sus hábitats (Walters, 1986). Por lo tanto, es necesario identificar los factores de riesgo para incorporar en el modelo de manejo las medidas de control, mitigación o compensación pertinentes (Lal *et al.*, 2001; Mendoza & Martins, 2006). En este sentido, uno de los medios más fiables para identificar las amenazas para la conservación de las especies objetivo es a través de los miembros de las comunidades que comparten el hábitat con estas (Dowsley, 2009).

En Baja California, el instrumento jurídico que rige la gestión del borrego cimarrón es la *Estrategia estatal para la conservación y el manejo sustentable del borrego cimarrón en Baja California* (SPA, 2013). En esta se plasman quince líneas estratégicas que tienen como finalidad lograr la conservación de la especie a través de su aprovechamiento sostenible. Sin embargo, las líneas estratégicas son muy generales y en estas no se especifican aspectos que son clave para el manejo del borrego como los límites de las unidades de manejo para la especie en estado, las actividades que se deben realizar en las unidades de manejo o el criterio para determinar las tasas de aprovechamiento de la especie (SPA, 2013).

La ambigüedad de la estrategia estatal aunada al costo político que implica la liberación de las tasas de aprovechamiento del borrego cimarrón son un impedimento para su implementación (Ruiz *et al.*, 2023). Debido a esto, en Baja California la especie recibe un manejo proteccionista que consiste únicamente en la prohibición de la cacería deportiva (SEDUE, 1990; Ruiz *et al.*, 2023). Este manejo ha sido efectivo para mantener estables las poblaciones de la especie en los últimos treinta años, pero no para incrementarlas, lo que claramente contrasta con lo sucedido en los estados norteamericanos de Colorado, Nevada y Nuevo México que son sitios donde en el mismo periodo de tiempo, las poblaciones del borrego cimarrón incrementaron en 57 %, 111 %

y 425 % respectivamente como resultado de un manejo integral cuyas principales líneas de acción son la vigilancia, el monitoreo, la construcción de abrevaderos, las translocaciones y la erradicación de fauna feral (Romero *et al.*, 2024).

En Baja California, la falta de acciones de manejo adicionales a la prohibición de la cacería deportiva ha tenido diversas consecuencias para la conservación del borrego cimarrón como la proliferación del ganado feral, el apropiamiento de tierras por parte de grupos delictivos, la venta de terrenos para el desarrollo de proyectos mineros, el uso de las áreas de distribución del borrego como tiraderos a cielo abierto y la falta de control tanto del furtivismo como de la extracción ilegal de recursos forestales (Ruiz *et al.*, 2023). La total protección legislativa es un esfuerzo de buena fe, pero no atiende los factores que amenazan la conservación de la especie, como la caza furtiva, la degradación ambiental, el cambio climático o las enfermedades (Whiting *et al.*, 2023).

El objetivo del presente capítulo fue elaborar un modelo de manejo del borrego cimarrón para Baja California en el que se expliquen a detalle todos los elementos que lo conforman (propósito, actividades, indicadores de éxito, acciones correctivas), así como los criterios que se deben emplear para definir los límites de las unidades de manejo y para determinar las tasas de aprovechamiento de la especie. Para conseguirlo, se integró mediante un proceso participativo la información sobre el estado y distribución de las poblaciones del borrego cimarrón, generada por un equipo técnico de especialistas, con los factores de riesgo que amenazan su conservación, los cuales fueron identificados por los pobladores de las comunidades que comparten el hábitat con la especie.

Material y Métodos

El modelo de manejo del borrego cimarrón se elaboró en dos sesiones de trabajo en las que participaron 43 miembros de las localidades de estudio. La primera se realizó el 4 de mayo y la segunda el 18 de mayo, ambas en la ciudad de San Felipe. La invitación a participar en las sesiones de trabajo se hizo en una “asamblea general de ejidatarios”, la cual es una reunión que se celebra periódicamente y a la que asiste la mayoría de los miembros de la comunidad (Ruiz *et al.*, 2023). En esta reunión, se presentó un resumen de los resultados de los estudios de distribución y abundancia de las poblaciones del

borrego cimarrón realizados en las localidades de estudio. Al finalizar la presentación señalaron la necesidad de contar con un modelo de manejo del borrego cimarrón en la comunidad para promover el aprovechamiento de la especie y procedieron a extender la invitación a las sesiones de trabajo para su elaboración.

El acomodo de la sala fue en forma de herradura con el objetivo de fomentar la participación de los asistentes. Los asistentes recibieron un cuadernillo con un resumen de los temas que se abordaron en las sesiones de trabajo y un espacio para la toma de notas, lo que se hizo con el objetivo de incrementar el nivel de atención de los participantes en la sesión de trabajo al propiciar que mantuvieran una postura corporal abierta (Ruiz *et al.*, 2023).

Primera sesión de trabajo: “Curso de capacitación para el manejo del borrego cimarrón”

El “Curso de capacitación para el manejo del borrego cimarrón” se impartió con el objetivo de transmitir a los miembros de las comunidades de estudio los conocimientos básicos necesarios para participar de manera informada en una discusión sobre el manejo del borrego cimarrón. El curso se dividió en tres módulos: 1) historia natural; 2) manejo; 3) monitoreo de la población.

Los temas que se revisaron en el primer módulo del curso fueron características, distribución, tipos, subespecies, ciclo de vida, clases de edad y sexo, comportamiento y alimentación del borrego cimarrón. Durante la exposición de cada uno de los temas del módulo se resaltó la importancia de la información presentada para el manejo del borrego al ejemplificar como se emplea este conocimiento para proponer acciones, medidas o políticas de manejo de la especie. En este módulo, el tema de las clases de edad y sexo se expuso mediante una dinámica grupal en la que, tras la explicación de los facilitadores, se proyectaron una serie de videos grabados en las localidades de estudio y se pidió a los asistentes que clasificaran a los ejemplares de borrego cimarrón que en estos aparecían de acuerdo con la clase de edad y sexo al que pertenecían. La información base para este módulo fueron los trabajos de Geist (1971), Méndez (2024), Monson y Sumner (1980), Rezaei *et al.* (2010) y Valdez y Krausman (1999).

En el módulo de manejo se expusieron los factores de riesgo que amenazan la conservación del borrego cimarrón, se definió el concepto de manejo de vida silvestre y se describieron las actividades esenciales que conlleva el manejo de la especie. Al tratar el tema de los factores de riesgo, se habló sobre aquellos que se tienen identificados en las localidades de estudio (Ruiz *et al.*, 2023; Paredes, 2024) y de las afectaciones que provocan en las poblaciones y en el hábitat de los animales. En el tema de las actividades de manejo, se expusieron las acciones de prevención, control, mitigación y compensación básicas que en toda unidad de manejo del borrego cimarrón se deben realizar. Otra de las actividades de manejo de las que se habló fue el aprovechamiento económico de la especie: se indicó el valor económico de la especie, se señalaron las actividades productivas que se pueden realizar entorno a estos animales y se explicaron los métodos de comercialización de los ejemplares cuando estos se aprovechan de manera cinegética. Se usaron los trabajos de Foster *et al.* (2005), Lee (2011), Monson y Sumner (1980), Smith y Krausman (1988), Tapia (2023) y Valdez y Krausman (1999) para preparar el módulo de manejo.

En el último módulo del curso se precisó el concepto de monitoreo de vida silvestre y se expusieron los métodos que se emplean para determinar la abundancia y la estructura de la población del borrego cimarrón: monitoreos aéreos, transectos terrestres y fototrampeo de marcaje y recaptura. Los temas que se abordaron en el módulo fueron la correcta implementación de los métodos de monitoreo, las ventajas y desventajas que tiene cada uno de estos métodos, y se dio una sencilla explicación sobre los fundamentos que sustentan los resultados de cada tipo de monitoreo. El diaporama de este módulo se preparó con base en los trabajos de Burnham *et al.* (1980), Conroy *et al.* (2018), Guerrero *et al.* (2020) y Perry *et al.* (2010).

Segunda sesión de trabajo: “Taller de elaboración del modelo de manejo del borrego cimarrón”

El “Taller de elaboración del modelo de manejo del borrego cimarrón” fue el foro en el que el equipo de investigación y los poseedores del recurso discutieron y tomaron acuerdos acerca de los lineamientos que se seguirán en las localidades de estudio para gestionar el uso de la especie (Etienne *et al.*, 2011; Picketts *et al.*, 2012). En este taller

las decisiones se tomaron con base en la información sobre la abundancia, estructura y distribución de las poblaciones del borrego cimarrón (Capítulo III; Capítulo IV; Romero *et al.*, 2024), y de los factores de riesgo que amenazan su conservación (Ruiz *et al.*, 2023). Los acuerdos a los que se llegaron fueron acerca de los objetivos, metas y actividades que tendrá el modelo de manejo de la especie (Etienne *et al.*, 2011; Picketts *et al.*, 2012). El taller se inició con una breve presentación de la legislación y de los instrumentos jurídicos que legitiman el derecho de los propietarios de los predios en los que se distribuye el borrego cimarrón a realizar el aprovechamiento de la especie en Baja California. Al tratar este tema, se hizo énfasis en las líneas estratégicas planteadas en la estrategia estatal de manejo del borrego para conservar a la especie (SPA, 2013) pues en estas se establecen las directrices y los elementos que las autoridades de Baja California esperan que contenga cualquier plan o programa de manejo de la especie. Después, se presentaron los resultados de la abundancia y estructura de la población del borrego cimarrón obtenidos tanto del monitoreo comunitario que se hizo con cámaras trampa en el 2022 como del monitoreo aéreo realizado en el 2021 (Capítulo III; Romero *et al.*, 2024). Cabe destacar que, para el caso del ejido Cordillera Molina solo se tomaron en cuenta los resultados del monitoreo aéreo pues el monitoreo comunitario no se efectuó satisfactoriamente debido a la presencia de grupos del crimen organizado en las áreas de distribución del borrego cimarrón (Ruiz *et al.*, 2023). Los datos que se presentaron fueron la abundancia y estructura de la población observada; la abundancia y estructura de la población estimada; la cantidad de machos clase III y IV observados; y la tasa de aprovechamiento calculada a partir de los resultados de cada tipo de monitoreo realizado y con base en el criterio establecido en el *Plan de manejo del borrego cimarrón de Nevada* que indica que se pueden aprovechar hasta el 8 % del total de los machos observados siempre que no se exceda el 50 % del total de la suma de los machos clase III y IV (NDOW, 2001).

También, se presentaron los MDGP del borrego cimarrón generados para las áreas de estudio (Capítulo IV). En primera instancia, se mostraron los datos referentes a la extensión de las cordilleras que constituyen el hábitat de la especie en cada localidad, al área de distribución potencial del borrego que hay en cada cordillera y a la superficie de

este hábitat idóneo que le pertenece a cada ejido. Posteriormente, se explicó que cada cordillera constituye una UMR del borrego cimarrón que se comparte entre todos los ejidos que poseen una porción de la cadena montañosa pues dentro de sus límites los borregos tienen libre tránsito, pero en sus linderos hay obstáculos naturales que restringen el movimiento de los animales y funcionan como barreras que confinan a las poblaciones de la especie (Capítulo IV).

La siguiente información que se presentó fue el listado de los factores de riesgo que amenazan la conservación del borrego cimarrón en las localidades de estudio (Ruiz *et al.*, 2023). Estos se valoraron en una matriz de Eisenhower y se categorizaron con base en la urgencia e importancia que tiene resolverlos para conservar a la especie en las localidades de estudio (Delfín, 2011; FAO, 2012; Hernández *et al.*, 2018). Se catalogaron como factores de riesgo urgentes e importantes de resolver aquellos que actualmente afectan a la especie y que provocan una reducción significativa de sus poblaciones; como factores de riesgo importantes pero no urgentes los que actualmente no tienen un impacto notorio en la especie, pero que tienen el potencial de mermar significativamente sus poblaciones; como factores de riesgo urgentes pero no importantes los que actualmente afectan a la especie, pero que la afectación que provocan en sus poblaciones es mínima; y como factores de riesgo no urgentes y no importantes los que actualmente no tienen un impacto en la especie y que tampoco tienen el potencial de mermar significativamente sus poblaciones. Los factores de riesgo clasificados como no urgentes y no importantes no se contemplaron en el modelo de manejo.

El siguiente paso consistió en definir el propósito del manejo del borrego cimarrón por medio de un ejercicio de reflexión en el que los participantes externaron sus intereses y expectativas respecto al aprovechamiento de la especie. De esta manera se estableció una visión común en torno a la cual se desarrolló el modelo de manejo (Lal *et al.*, 2001). Una vez definido el propósito del modelo de manejo y definida la prioridad de atención de los factores de riesgo que amenazan la conservación de la especie en las localidades de estudio, se establecieron los objetivos y las metas de carácter ambiental, económico y social que deberán cumplirse en el corto (máximo dos años), mediano (entre dos y cinco años) y largo plazo (entre cinco y diez años); se determinaron las actividades que

se efectuarán para cumplir con los objetivos y metas planteados; se identificaron a las personas e instituciones que se encargarán de ejecutar dichas acciones, así como los recursos humanos, materiales y económicos necesarios para su realización. Las actividades se programaron en un cronograma anual que se elaboró en función del ciclo biológico de los animales, las condiciones climáticas de la región y el calendario oficial que tienen las autoridades correspondientes para atender los asuntos relacionados con el manejo del borrego cimarrón (Aparicio & Ninon, 2004; Delfín, 2011; Benchimol *et al.*, 2017; Stockdale & López, 2019).

Posteriormente se establecieron los indicadores de éxito del modelo de manejo, es decir, los parámetros ambientales, económicos y sociales que se evaluarán para monitorear el cumplimiento de los objetivos y metas fijados. Así mismo, se definió la periodicidad con la que se realizará esta evaluación y se integró como una actividad más en el cronograma anual de trabajo. También, se determinaron las medidas correctivas que se implementarán cuando no se cumpla con los objetivos y metas planteados (Delfín, 2011; FAO, 2012).

Para finalizar el taller, se determinó el destino de los recursos económicos que se generarán con el manejo del borrego cimarrón. Para esto, se realizó un ejercicio de administración en el que se presentaron los ingresos obtenidos de un hipotético aprovechamiento de la especie que los participantes distribuyeron para cubrir el costo de la realización de las actividades de manejo previamente establecidas. Dicho escenario se construyó con base en la tasa de aprovechamiento calculada para las poblaciones del borrego cimarrón de las localidades de estudio y en el valor de mercado de los ejemplares de acuerdo con el método de comercialización que se consideró como el más redituable (Aparicio & Ninon, 2004). Con este ejercicio se comprobó la viabilidad del modelo de manejo y, también, se visualizó el margen de ganancia que los propietarios obtendrán del aprovechamiento de la especie.

Resultados

En las sesiones de trabajo los miembros de las localidades de estudio llegaron a dos puntos de acuerdo generales: el primero acerca de las directrices del modelo de manejo y el segundo sobre la propiedad de las poblaciones de borregos. Respecto a las

directrices, se acordó que el modelo de manejo estará orientado a cumplir con los objetivos planteados en las líneas estratégicas de la estrategia estatal para la conservación del borrego cimarrón. En lo referente a la propiedad de las poblaciones de la especie, se convino en que estas son un recurso compartido entre todas las comunidades que poseen terrenos dentro de las UMR, definidas a partir del MDGP presentado en el taller de elaboración del modelo de manejo, y que por esa razón las tasas de aprovechamiento se solicitarán por UMR y no por unidad de manejo particular. El ejido Cordillera Molina se encuentra en la UMR Sierra Juárez la cual comparte con los ejidos Emiliano Zapata, Jacumé, Aubanel Vallejo, Misión de Santa Catarina, Jamaú, 16 de septiembre y Kiliwas; el ejido Matomí se ubica en la UMR Santa Isabel la cual comparte con los ejidos Reforma Agraria Integral y Revolución (Figura 20).

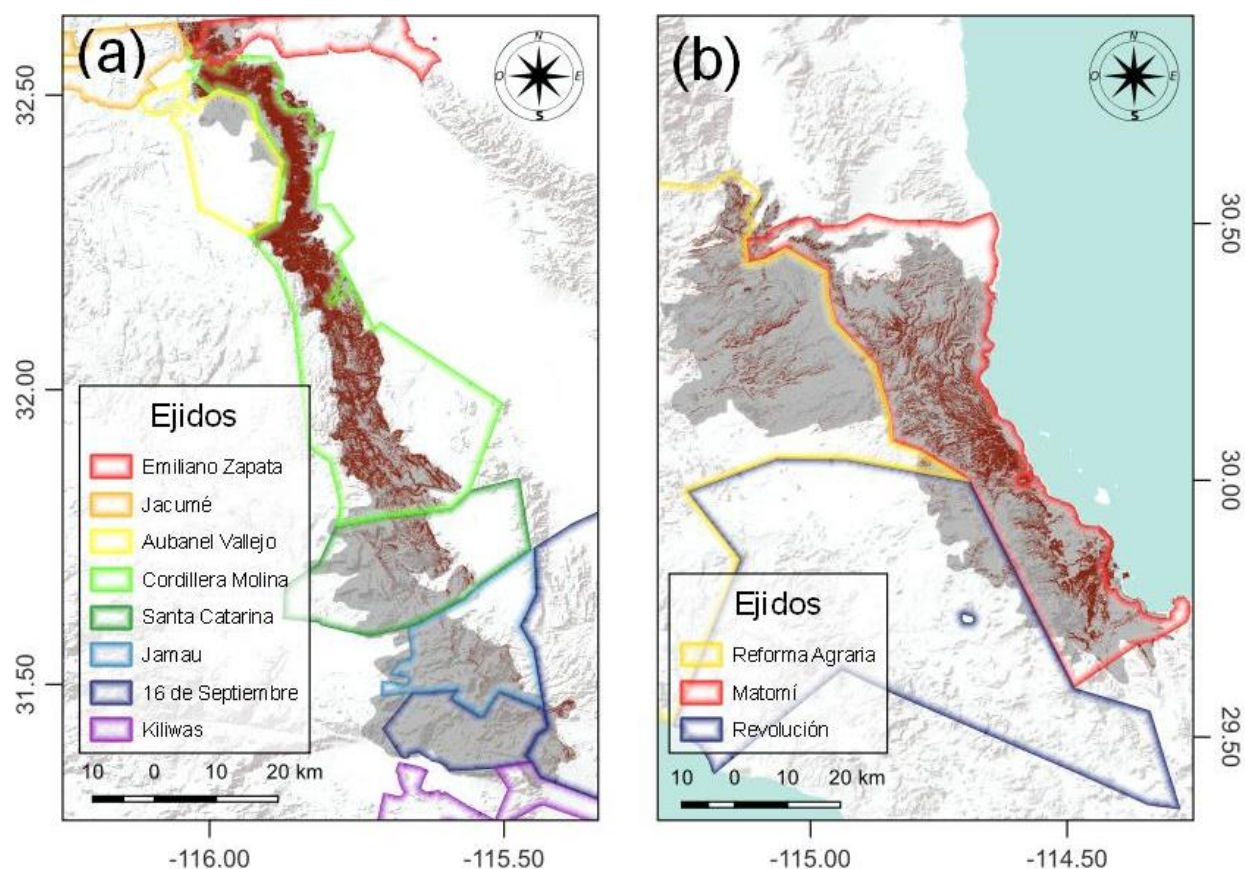


Figura 20. UMR para el borrego cimarrón (gris): (a) Sierra Juárez; (b) Santa Isabel. En la imagen se observa la distribución potencial de la especie (guinda) y los ejidos que se encuentran dentro de los límites de las UMR.

Tasas de aprovechamiento

En la UMR Sierra Juárez, en el monitoreo aéreo de 2021 se observaron 12 ejemplares de borrego cimarrón machos de los cuales 5 fueron clase III y 2 clase IV lo que de acuerdo con el criterio utilizado para definir la tasa de aprovechamiento indica que en esta UMR se puede extraer 1 ejemplar de borrego cimarrón (Tabla 12). En la UMR Santa Isabel, en el monitoreo aéreo se registraron 36 borregos machos de los que 5 fueron clase III y 15 clase IV lo que da como resultado una tasa de aprovechamiento de 3 ejemplares. En esta misma UMR mediante el monitoreo de cámaras trampa se registraron 49 borregos machos de los cuales 10 fueron clase III y 25 clase IV con lo que se determinó una tasa de aprovechamiento de 4 ejemplares.

Tabla 12. Determinación de la tasa de aprovechamiento en las UMR Sierra Juárez y Santa Isabel.

UMR	Monitoreo	Machos observados						Tasa de aprovechamiento
		Total	*8 %	CIII	CIV	**CIII+CIV	***50 % CIII+CIV	
Sierra Juárez	Aéreo	12	1	5	2	7	3	1
Santa Isabel	Aéreo	36	3	5	15	20	10	3
Santa Isabel	Cámaras trampa	49	4	10	25	35	24	4

*8 % del total de los machos observados; **CIII+CIV: suma de los machos clase III y clase IV observados; ***50 % del total de los machos clase III y clase IV observados.

Valoración de los factores de riesgo

La cacería furtiva, la desinformación de las autoridades y de la sociedad civil, y el cultivo de enervantes se identificaron como los factores de riesgo a los que se les debe dar atención inmediata debido al riesgo que representan actualmente para las poblaciones del borrego cimarrón en las localidades de estudio (Tabla 13). Las enfermedades, la minería, la sequía y los vertederos a cielo abierto se consideraron como factores de riesgo cuya resolución se debe programar en el mediano plazo, al ser serias amenazas para la conservación de la especie. Las carreras fuera de camino, el ecoturismo y la ganadería se catalogaron como factores de riesgo de baja prioridad, pero que se deben atender en el corto plazo. Los factores de riesgo que no se consideraron como una amenaza importante para la especie fueron las carreteras, los cercos y los incendios.

Tabla 13. Matriz de Eisenhower de los factores de riesgo que amenazan la conservación del borrego cimarrón en las localidades de estudio.

	Urgente	No Urgente
Importante	Cacería Furtiva. Desinformación de las autoridades y de la sociedad civil. Cultivo de enervantes.	Enfermedades. Minería. Sequía. Vertederos a cielo abierto.
No Importante	Carreras fuera de camino. Ecoturismo. Ganadería.	Carreteras. Cercos. Incendios.

Propósito del modelo de manejo

Las expectativas que tienen del manejo del borrego cimarrón en las localidades de estudio son prevenir la erradicación de la especie de sus tierras, incrementar su abundancia y obtener beneficios económicos y sociales para los ejidos. A partir de estas expectativas se definió como el propósito del modelo de manejo: “Conservar las poblaciones del borrego cimarrón de las UMR y generar beneficios para las comunidades que poseen terrenos dentro de estas”. Con base en este propósito, se plantearon los objetivos del modelo de manejo: incrementar las poblaciones del borrego cimarrón de las UMR, generar utilidades para las comunidades que poseen terrenos en las UMR y mejorar la calidad de vida de los miembros de las comunidades que poseen terrenos en las UMR.

Las metas a corto plazo que se plantearon fueron constituir una UMA en cada comunidad que abarque la totalidad del área de distribución del borrego cimarrón con la que cuentan en sus predios y conformar, en cada comunidad, el comité de trabajo de la UMA. En el mediano plazo se buscará concertar el modelo de manejo con las instancias correspondientes, obtener las autorizaciones de las tasas de aprovechamiento e implementar un programa de vigilancia permanente de las UMA’s, un programa de monitoreo anual de las poblaciones del borrego cimarrón de las UMR y un programa de mejoramiento del hábitat para rehabilitar o acondicionar las áreas de importancia para la fauna silvestre que hay en las UMA’s. En tanto que, las metas a largo plazo serán

establecer acuerdos de colaboración con las comunidades con las que comparten las UMR, implementar un programa de control de enfermedades de la población del borrego cimarrón en las UMR, definir los límites de las metapoblaciones de la especie a partir de estudios genéticos y de telemetría en las UMR, construir una estación de campo en cada UMR e invertir en la formación de recursos humanos y en proyectos productivos comunitarios que complementen el manejo del borrego cimarrón.

Actividades

Se establecieron tres acciones administrativas que se realizarán en cada localidad de estudio para formalizar el modelo de manejo del borrego cimarrón: (1) conformación del comité de trabajo de la UMA, (2) registro de la UMA ejidal ante la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) y (3) promoción del modelo de manejo ante las instancias correspondientes. El comité de trabajo de la UMA lo definirá la asamblea del ejido, el registro de la UMA ante la SEMARNAT lo realizará su responsable técnico y de la promoción del modelo de manejo se encargarán el comité de trabajo de la UMA y la mesa directiva del ejido.

Las actividades operativas del modelo de manejo que se acordaron en las sesiones de trabajo comprenden acciones de vigilancia, de monitoreo, de mejoramiento del hábitat y de aprovechamiento de la especie. Estas se calendarizaron en un cronograma anual de trabajo (Tabla 14). En cada localidad de estudio el comité de trabajo de las UMA será el encargado de la ejecución de las actividades operativas con excepción del monitoreo de la población del borrego cimarrón la cual será una tarea que se le encomendará a la UABC pues se determinó que de esta manera se garantizará la objetividad de sus resultados.

Tabla 14. Cronograma anual de actividades operativas del modelo de manejo.

Actividades	Meses											
	E	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Vigilancia.												
Instalación y mantenimiento de señalética.												
Ejecución del monitoreo de la población del borrego cimarrón por medio de cámaras trampa.												
Elaboración del reporte del estado de la población del borrego cimarrón (abundancia y estructura).												
*Ejecución del monitoreo aéreo de la población del borrego cimarrón.												

**Entrega del reporte del monitoreo aéreo.													
Rehabilitación, mantenimiento y acondicionamiento de abrevaderos.													
Instalación y abastecimiento de comederos.													
Recorridos turísticos de observación de vida silvestres.													
Solicitud de la tasa de aprovechamiento.													
Comercialización de ejemplares.													
Temporada de cacería.													

*Actividad que se realizará cada cinco años; **el reporte del monitoreo aéreo se entregará ocho meses después de haber efectuado el vuelo.

Las acciones administrativas que se acordaron efectuar para alcanzar las metas planteadas y atender las problemáticas identificadas en cada localidad de estudio fueron (1) prohibir el paso de las carreras fuera de camino por el polígono de la UMA; (2) prohibir la ganadería equina, ovina y caprina dentro del área de la UMA; (3) exigir a los desarrollos mineros dentro de cuya área influencia se encuentre la UMA que implementen medidas de mitigación y compensación para las poblaciones del borrego cimarrón; (4) crear un fideicomiso para construir una estación de campo, para otorgar becas de educación superior y para financiar proyectos productivos. El órgano responsable de formalizar estas acciones será la asamblea ejidal. Otra actividad administrativa que se realizará será establecer acuerdos de colaboración con las comunidades con las que comparten las UMR la cual será una tarea de la que se encargará la mesa directiva del ejido y el comité de trabajo de la UMA.

Las acciones técnicas que complementarán el modelo de manejo del borrego cimarrón en cada localidad de estudio son (1) el lanzamiento de una campaña de difusión masiva para promover la cacería deportiva como un medio para financiar la conservación de la especie y de su hábitat; (2) la elaboración de un programa de concientización sobre el manejo de residuos dirigido a los habitantes de los ranchos y campos pesqueros; (3) la realización de una investigación sobre las enfermedades que afectan a las poblaciones del borrego cimarrón; (4) la elaboración de un estudio del ámbito hogareño de los rebaños de la especie; (5) la realización de una investigación de la estructura genética de las poblaciones del borrego. De la campaña de comunicación masiva sobre la importancia de la cacería deportiva se encargará una agencia especializada en la creación y difusión de contenido digital, así mismo en esta campaña se involucrará a los jóvenes de las comunidades de estudio. En tanto que, a la UABC se le encomendará la elaboración del programa de concientización sobre el manejo de residuos y la realización

de las investigaciones sobre las enfermedades, el ámbito hogareño y la estructura genética de las poblaciones del borrego cimarrón.

Recursos

Los recursos necesarios para la implementación del modelo de manejo del borrego cimarrón en las localidades de estudio se dividieron en tres tipos: humanos, materiales y económicos. Los recursos humanos que se enlistaron fueron un responsable técnico de la UMA, una persona con experiencia en la comercialización de la especie y una cuadrilla de pobladores locales capacitada en la vigilancia de espacios naturales, en el monitoreo de la población del borrego cimarrón y en la realización de tareas de mejoramiento del hábitat. Los recursos materiales enlistados fueron vehículos todo terreno, equipo óptico (binoculares, telescopios), equipo fotográfico (cámaras digitales con lentes de largo alcance y cámaras trampa), equipo de comunicación (radios, teléfonos satelitales), navegadores GPS de mano, equipo de campamento (casas de campaña, bolsas de dormir, mochilas), herramientas (palas, machetes, motosierras, bombas de agua), material de primeros auxilios (botiquín, antídotos), bestias de carga (caballos, mulas) y una estación de campo. En el caso de los recursos económicos, se indicó que deben ser los suficientes para cubrir los salarios del equipo de trabajo de la UMA; para financiar el combustible y los insumos de los recorridos de vigilancia, monitoreo y mejoramiento del hábitat; para costear la compra, el mantenimiento y la renovación de los recursos materiales enlistados; y para financiar las acciones técnicas y administrativas planteadas para promover, consolidar y complementar el plan de manejo.

Indicadores de éxito

El incremento de la abundancia de las poblaciones del borrego cimarrón, en las UMR dentro de las que se encuentran las localidades de estudio será el indicador de éxito general del modelo de manejo de la especie. No obstante, también se establecieron indicadores de éxito particulares vinculados con las líneas de acción de las actividades operativas del plan de manejo. El indicador de éxito de las actividades de vigilancia será la disminución de la incidencia de la cacería furtiva y de la extracción ilegal de recursos forestales. El indicador de éxito del monitoreo de la población del borrego cimarrón será

la coincidencia entre los resultados de los monitoreos con cámaras trampa y de los monitoreos aéreos. El indicador de éxito del mejoramiento del hábitat será la disminución en la proporción de borregos afectados por el estrés hídrico y la desnutrición. El indicador de éxito del aprovechamiento de la especie será la generación de recursos económicos suficientes para financiar las actividades operativas del modelo de manejo, proporcionar utilidades a los poseedores del recurso e invertir en investigación orientada a mejorar el manejo del borrego cimarrón.

Acciones correctivas

Se establecieron cinco acciones correctivas que se implementarán cuando la evaluación de los indicadores de éxito del modelo de manejo resulte negativa. En caso de que la incidencia de la cacería furtiva y la extracción de ilegal de recursos forestales se incremente significativamente, se duplicará la inversión en vigilancia. Cuando los resultados de los monitoreos con cámaras trampa sobreestimen significativamente la abundancia de las poblaciones del borrego cimarrón así como las proporciones de machos clase III y clase IV al compararlos con los resultados de los monitoreos aéreos, la UMA no solicitará tasa de aprovechamiento para la temporada en la que se detecte la discrepancia de los datos y la solicitará nuevamente hasta la siguiente temporada de cacería con base en un estudio cuyos resultados concuerden con los obtenidos en el monitoreo aéreo. Si se incrementa significativamente el número de ejemplares de la especie con signos de deshidratación se construirán abrevaderos artificiales y si el incremento ocurre en el número de borregos con signos de desnutrición se ampliará al doble el periodo de abastecimiento de los comederos. Cuando los recursos económicos generados por el aprovechamiento de la especie no sean suficientes para financiar las actividades operativas, la inversión en investigación, así como para proporcionar utilidades a los poseedores del recurso, se incrementará el precio de los permisos de cacería. En caso de que las poblaciones de borrego cimarrón disminuyan significativamente se suspenderá la solicitud de tasas de aprovechamiento y no se reanudará el aprovechamiento extractivo de la especie hasta que la población se haya recuperado.

Proyección económica

Se realizó una proyección económica del aprovechamiento de un ejemplar de borrego cimarrón con un precio de venta de US\$ 80,000.00 comercializado mediante el método de subasta (Tabla 15). Se definieron cuatro conceptos de egresos que se restaron al valor del permiso de cacería para determinar la utilidad que le generaría a cada localidad el aprovechamiento cinegético de un ejemplar de borrego cimarrón. Los conceptos de egreso fueron el pago de impuestos y comisiones, los gastos asociados a la operación cinegética, el costo de la ejecución de las actividades operativas del plan de manejo y la inversión tanto en investigación como en un fondo de ahorro.

Tabla 15. Proyección económica del aprovechamiento cinegético de un ejemplar de borrego cimarrón.

Precio de venta del permiso de cacería.		US\$ 80,000.00
Egresos		
Concepto	Descripción	Costo
Impuestos y comisiones		
Impuestos.	5 % del precio de venta del permiso de cacería.	US\$ 4,000.00
Comisión de la subasta.	10 % del precio de venta del permiso de cacería.	US\$ 8,000.00
Subtotal		US\$ 12,000.00
Costo de la cacería		
Tramite de permisos.	Permiso de transportación de armas de fuego y cintillo de cacería.	US\$ 2,000.00
Sueldo del equipo de cacería.	Siete personas por diez días.	US\$ 7,000.00
Insumos.	Alimentos y bebidas para diez personas por diez días.	US\$ 2,000.00
Combustible.	Para tres vehículos.	US\$ 2,000.00
Bestias de carga.	Renta de cinco bestias de carga por diez días.	US\$ 2,000.00
Subtotal		US\$ 15,000.00
Ejecución de las actividades operativas del plan de manejo		
Sueldo anual del equipo de trabajo.	Cuatro personas por siete días al mes.	US\$ 14,000.00
Sueldo anual del responsable técnico.	Pago anual del responsable técnico por supervisar la ejecución de las acciones de manejo.	US\$ 5,000.00
Insumos (costo anual).	Alimentos y bebidas para cinco personas por siete días al mes.	US\$ 6,000.00
Combustible (costo anual).	Para dos vehículos.	US\$ 3,000.00
Fondo de ahorro para equipamiento.	Mantenimiento, renovación y compra de nuevo equipamiento.	US\$ 2,000.00
Subtotal		US\$ 30,000.00
Inversión		
Investigación.	Inversión en las acciones técnicas planteadas para consolidar el manejo de la especie.	US\$ 5,000.00
Fondo de ahorro.	Para becas de educación superior, para la construcción de la estación de campo y para inversión en proyectos productivos.	US\$ 5,000.00
Subtotal		US\$ 10,000.00
Egresos totales		US\$ 67,000.00
Utilidad		US\$ 13,000.00

Modelo de manejo del borrego cimarrón

Con base en la experiencia en los ejidos Cordillera Molina y Matomí se elaboró una propuesta de modelo de manejo del borrego cimarrón (Tabla 16). Los elementos que conforman el modelo son el propósito del manejo del borrego cimarrón; los objetivos de carácter ambiental, económico y social que se deben alcanzar; las metas a corto, mediano y largo plazo que se deben concretar; las actividades de manejo y los responsables de realizarlas; los recursos humanos y materiales que se requieren para efectuar el manejo de la especie; los indicadores de éxito y las acciones correctivas de cada línea de acción planteada. Así mismo, en el modelo de manejo se establecen claramente los criterios a seguir para determinar la tasa de aprovechamiento del borrego cimarrón: el número de ejemplares que se pueden extraer y la escala de las unidades de manejo para el aprovechamiento de la especie.

Tabla 16. Propuesta de modelo de manejo del borrego cimarrón para Baja California.

Propósito.		Conservar las poblaciones del borrego cimarrón y generar beneficios para los poseedores del recurso.
Objetivos		
Tipo	Descripción	
Ambiental.	Incrementar las poblaciones del borrego cimarrón.	
Económico.	Generar ingresos económicos para los poseedores del recurso.	
Social.	Mejorar la calidad de vida de los poseedores del recurso.	
Metas		
Tipo	Descripción	
Corto plazo.	Implementar un programa de vigilancia permanente de las áreas de distribución del borrego cimarrón.	
	Contar con un programa de monitoreo anual de las poblaciones del borrego cimarrón.	
	Establecer un programa de mejoramiento del hábitat.	
Mediano plazo.	Controlar las enfermedades de las poblaciones del borrego cimarrón.	
	Definir los límites de las metapoblaciones del borrego cimarrón.	
Largo plazo.	Crear un fideicomiso de inversión en proyectos productivos y para el apoyo a la educación superior.	
Actividades		
Responsable de su ejecución	Actividad	
	Recorridos periódicos de vigilancia.	
	Instalación de señalética.	
Comunidad.	Rehabilitación, mantenimiento y acondicionamiento de abrevaderos.	
	Instalación y abastecimiento de comederos.	
	Aprovechamiento no extractivo del borrego cimarrón (recorridos turísticos de observación de vida silvestre).	

Aprovechamiento extractivo del borrego cimarrón (cacería deportiva).	
UABC.	Monitoreo anual de la población del borrego cimarrón (terrestre o por medio de cámaras trampa).
	Monitoreo aéreo quinquenal de la población del borrego cimarrón.
	Estudio sobre las enfermedades que afectan a las poblaciones del borrego cimarrón.
	Estudio del ámbito hogareño de los rebaños de la especie.
	Estudio de la estructura genética de las poblaciones del borrego.
Recursos	
Tipo	Descripción
Humanos	Técnico.
	Comercializador.
	Cuadrilla de trabajo.
Materiales	Vehículos todo terreno.
	Equipo óptico.
	Equipo fotográfico.
	Equipo de comunicación.
	Navegadores GPS de mano.
	Equipo de campamento.
	Herramientas.
	Material de primeros auxilios.
	Bestias de carga.
	Estación de campo.
Indicadores de éxito	
Línea de acción	Descripción
General.	Incremento de la abundancia de las poblaciones del borrego cimarrón.
Vigilancia.	Disminución de la incidencia de la cacería furtiva y de la extracción ilegal de recursos forestales.
Monitoreo.	Coincidencia entre los resultados de los monitoreos anuales y de los monitoreos aéreos quinquenales.
Mejoramiento del hábitat	Disminución en la proporción de borregos afectados por el estrés hídrico y la desnutrición.
Aprovechamiento.	Generación de recursos económicos suficientes para financiar las actividades operativas del plan de manejo, proporcionar utilidades a los poseedores del recurso e invertir en investigación orientada a mejorar el manejo del borrego cimarrón.

Acciones correctivas	
Línea de acción	Descripción
General.	Suspensión de la cacería deportiva del borrego cimarrón en caso de que las poblaciones de la especie disminuyan significativamente. La suspensión se levantará cuando las poblaciones del borrego cimarrón se hayan recuperado.
Vigilancia.	Duplicar la inversión en vigilancia en caso de que la incidencia de la cacería furtiva y la extracción de ilegal de recursos forestales se incrementen significativamente.
Monitoreo.	Suspensión de la actividad cinegética cuando los resultados de los monitoreos anuales sobreestimen significativamente la abundancia de las poblaciones del borrego cimarrón, así como las proporciones de machos clase III y clase IV al compararlos con los resultados de los monitoreos aéreos quinquenales. La suspensión se aplicará para la temporada de cacería en la que fue detectada la discrepancia.
Mejoramiento del hábitat.	Construcción de abrevaderos artificiales y ampliación del periodo de abastecimiento de comederos cuando se incrementen significativamente el número de ejemplares de la especie con signos de deshidratación o desnutrición.
Aprovechamiento.	Incremento en el precio de los permisos de cacería cuando los recursos económicos generados por el aprovechamiento de la especie no sean suficientes para financiar las actividades operativas, la inversión en investigación, así como para proporcionar utilidades a los poseedores del recurso.
Determinación de la tasa de aprovechamiento	
Aprovechamiento	Criterio.
Escala	La tasa de aprovechamiento se otorgará por UMR.
Cantidad de ejemplares	Se aprovecharán hasta el 8 % del total de los machos observados siempre que no se exceda el 50 % del total de la suma de los machos clase III y IV.

Discusión

El propósito del manejo del borrego cimarrón plasmado en el modelo de manejo propuesto en este trabajo de investigación es conservar a la especie y generar beneficios para los poseedores del recurso. Este propósito se apega a la misión de la *Estrategia estatal para la conservación y el manejo sustentable del borrego cimarrón en Baja California* que es “incrementar e integrar el conocimiento que se tiene sobre la subespecie *cremnobates*, para lograr su conservación, aprovechamiento sustentable y reparto justo y equitativo de los beneficios derivados de su aprovechamiento” (SPA, 2013). Del mismo modo, los objetivos planteados en el modelo de manejo están alineados con la misión de la estrategia estatal pues en las localidades de estudio con el manejo del borrego cimarrón se busca incrementar sus poblaciones, generar ingresos para los poseedores del recurso y mejorar la calidad de vida de los miembros de sus comunidades.

En las localidades de estudio y en el modelo de manejo se plantean metas que al alcanzarse darán cumplimiento a los objetivos de la estrategia estatal (SPA, 2013). Con la constitución de UMA's que abarquen la totalidad del hábitat del borrego cimarrón se cumplirá el objetivo de establecer unidades de manejo en Baja California. Al implementar programas de vigilancia, monitoreo y mejoramiento del hábitat, se cumplirá con los objetivos de evaluar sistemáticamente el estado de sus poblaciones e incrementar su abundancia, controlar los factores que amenazan su conservación y mantener su hábitat en buen estado. Con los estudios sobre aspectos como la salud, el ámbito hogareño de los rebaños de borregos y la estructura genética de las poblaciones de la especie se cumplirá el objetivo de desarrollar investigaciones orientadas en su manejo. Con la obtención de las tasas de aprovechamiento de la especie y con la creación de un fondo de inversión para la construcción de infraestructura, la formación de recursos humanos y el financiamiento de proyectos productivos, se contribuirá con el objetivo de realizar un aprovechamiento sustentable de la especie (SPA, 2013).

La tercera línea estratégica de la estrategia estatal señala que se deben definir zonas regionales para el manejo del borrego cimarrón a partir de las cuales se elaborarán los estudios poblacionales para determinar las tasas de aprovechamiento de la especie (SPA, 2013); necesidad que ha sido señalada en planes de manejo y en estudios poblacionales del borrego cimarrón (NDOW, 2001; Ruiz, 2014; Ruiz, 2017). En las localidades de estudio y en el modelo de manejo propuesto en este trabajo de investigación, se reconoce que el borrego es un recurso compartido entre todas las comunidades que poseen terrenos dentro de las UMR, definidas a partir del MDGP, y por esta razón se estableció que las tasas de aprovechamiento se deben otorgar por UMR y no por unidad de manejo particular.

Las líneas estratégicas siete y nueve de la estrategia estatal indican que en Baja California la viabilidad de las poblaciones del borrego cimarrón se conservará y que su abundancia se incrementará a través de su aprovechamiento sostenible; sin embargo, en la estrategia estatal no se especifica el criterio que se empleará para determinar la tasa de aprovechamiento que se otorgará a cada zona regional de manejo (SPA, 2013). En las localidades de estudio se determinó emplear el criterio de la División de Vida

Silvestre de Nevada para establecer la tasa de aprovechamiento de la especie (NDOW, 2001). Del mismo modo, en el modelo de manejo se propone usar este criterio ya que es consistente con el empleado por las agencias de vida silvestre de los estados norteamericanos en los que se distribuye el borrego cimarrón, pero destaca sobre el resto pues establece un porcentaje determinado de machos que se pueden extraer mientras que en los otros estados la cuota de cacería se maneja en un rango que oscila entre el 4 y el 10 % del total de los machos observados (NDOW, 2001; George, 2009; IDFG, 2010; Montana FWP, 2010; AGF, 2016).

Las problemáticas que actualmente tienen un mayor impacto en las poblaciones del borrego cimarrón de acuerdo con los miembros de las localidades de estudio son la cacería furtiva, la desinformación de las autoridades y de la sociedad civil, y el cultivo de enervantes. La cacería furtiva, es una actividad que en las localidades de estudio se reconoce que tiene una gran incidencia (Ruiz *et al.*, 2023) y que en toda área de distribución de la especie representa una gran amenaza para su conservación pues puede mermar drásticamente sus poblaciones hasta llegar a extirparlas (Irby *et al.*, 1989; Krausman *et al.*, 2001; Eliason, 2011). La desinformación de las autoridades y de la sociedad civil provocan que estos sectores tengan una opinión negativa de la cacería deportiva e impidan que se autorice el aprovechamiento extractivo de la especie (Ruiz *et al.*, 2023) lo que es una realidad incluso en lugares como Asia central en donde la presión y las campañas para prohibir la cacería deportiva están en aumento, a pesar de que se ha demostrado que los recursos generados por el sector cinegético han sido esenciales para la conservación de los espacios naturales de esa región (Adhikari *et al.*, 2021). El cultivo de enervantes es una seria amenaza para la biodiversidad, pues provoca la destrucción del hábitat, desplazan a la fauna silvestre de áreas que son importantes para esta e imposibilita efectuar acciones de manejo en las áreas controladas por los grupos criminales (Fjeldsø *et al.*, 2005; Dávalos & Bejarano, 2008; McSweeney, 2015).

En el modelo de manejo se propone establecer un programa de vigilancia para controlar el furtivismo (Smith & Krausman, 1988; Eliason, 2011; Ruiz, 2017). Con la vigilancia del hábitat de la especie se atenderán la sexta y onceava línea estratégica de la estrategia estatal, las cuales hacen referencia a controlar los principales factores de amenaza la

conservación del borrego y a impulsar el fortalecimiento de las capacidades de vigilancia participativa (SPA, 2013).

La opinión negativa de la cacería furtiva que tienen las autoridades y la sociedad de Baja California se buscará cambiar con una campaña de difusión masiva para informar sobre lo importante que es la cacería deportiva para la conservación del borrego cimarrón (Weeks *et al.*, 2017; Monti *et al.*, 2022). En tanto que el cultivo de enervantes fue un factor de riesgo para el que no se propuso una acción de control debido a que es una problemática que no es posible resolver localmente y ante la que lo único que se puede hacer es mantenerse alejado de las áreas controladas por los grupos del crimen organizado (Carpio, 2021).

Las enfermedades, la minería, la sequía y los vertederos a cielo abierto son factores de riesgo que pueden ocasionar severas afectaciones a las poblaciones del borrego cimarrón (Gross *et al.*, 2001; Plaza & Lambertucci, 2017; Sonter *et al.*, 2018; Gedir *et al.*, 2020). Sin embargo, en las localidades de estudio, el impacto que tienen actualmente en la especie no es notorio para los miembros de las comunidades con las que se trabajó. Respecto a las enfermedades, reconocen que en sus terrenos hay ejemplares de borrego cimarrón afectados por alguna infección (Tapia, 2023) y están conscientes de que puede ocurrir un brote epidémico con la capacidad de provocar una seria reducción de las poblaciones de la especie (De Forge *et al.*, 1995), pero consideran que aún se cuenta con suficiente tiempo para planificar la atención de esta problemática. También, saben que la minería es una actividad que ocasiona un severo deterioro del hábitat del borrego (Sonter *et al.*, 2018), pero debido a que los proyectos mineros que existen en sus tierras son de pequeña escala no consideran que esta sea una problemática a la que se le deba dar prioridad (Ruiz *et al.*, 2023; Paredes, 2024). Lo mismo sucede con los vertederos a cielo abierto, los cuales también saben que producen un grave deterioro de los ecosistemas (Plaza & Lambertucci, 2017), pero que al estar focalizados en una pequeña porción del hábitat de la especie consideran que actualmente no representan una amenaza para la conservación del borrego (Ruiz *et al.*, 2023; Paredes, 2024). Por otro lado, en las sesiones de trabajo, se explicó que la sequía es un fenómeno que afecta principalmente el reclutamiento de las poblaciones de la especie, pero que al agravarse

puede ocasionar la reducción sustancial de su abundancia (Gedir *et al.*, 2020); no obstante, los miembros de las localidades de estudio consideraron que actualmente los abrevaderos que existen en sus terrenos cuentan con el volumen de agua suficiente para mantener a las poblaciones de la especie (Ruiz *et al.*, 2023).

La acción que se propuso para atender el problema de las enfermedades fue la realización de un estudio para identificar los patógenos que afectan a las poblaciones del borrego cimarrón y a partir de esta información proponer un plan de control. Esta es una medida que en diversos planes de manejo de la especie se recomienda implementar para controlar el problema de las enfermedades (Smith & Krausman, 1988; NDOW, 2001; George, 2009). Además, cumple con el objetivo específico de la estrategia estatal en el que se indica que se deben realizar investigaciones para contribuir a la conservación de la especie lo cual también se señala en la octava línea estratégica (SPA, 2013).

La minería se controlará mediante acuerdos comunitarios que prohíban la realización de esta actividad dentro del hábitat del borrego cimarrón y para exigir a aquellas cuya área de influencia se traslape con el área de distribución de la especie que implemente las acciones de control, mitigación y compensación correspondientes. Dichas medidas son las que se aplican en las ANP que cuentan con desarrollos mineros (Armendáriz *et al.*, 2015; Boni *et al.*, 2019).

El programa de mejoramiento del hábitat se implementará para mitigar y compensar los efectos de la sequía en las poblaciones del borrego cimarrón pues las acciones que involucra son el mantenimiento de los cuerpos de agua naturales, la construcción de bebederos artificiales y la suplementación alimenticia (Halloran & Deming, 1958; Smith & Krausman, 1988; Dolan, 2006; Denryter *et al.*, 2021). Con esta medida se cumple el objetivo específico de la estrategia estatal que busca manejar la calidad del hábitat y la décima línea estratégica orientada a manejar el hábitat de la especie (SPA, 2013).

Los vertederos a cielo abierto se consideraron como un problema relacionado al inapropiado manejo de los residuos en los asentamientos de las localidades de estudio. Es por esto por lo que para resolver este problema se propuso elaborar un programa de concientización sobre el manejo de residuos (Zarate *et al.*, 2008; Liao *et al.*, 2023). Cabe

destacar que esta actividad impacta en la doceava línea estratégica de la estrategia estatal la cual señala que se debe promover la educación ambiental (SPA, 2013).

Las actividades que de acuerdo con los miembros de las comunidades de estudio actualmente afectan al borrego cimarrón, pero cuyo impacto en sus poblaciones es mínimo son las carreras fuera de camino, la ganadería y el ecoturismo. En el caso de las carreras fuera de camino, esta percepción se debe a que las rutas de estos eventos solo atraviesan el hábitat de la especie en algunos puntos (Paredes, 2024). La ganadería también se percibe como una actividad de bajo impacto pues en las localidades de estudio se practica principalmente la ganadería bovina y son pocos los ranchos en los que se crían burros u otras especies domesticas que pueden competir con el borrego (Ruiz *et al.*, 2023; Tapia, 2023). En tanto que, el ecoturismo es una actividad que en las localidades de estudio se realiza esporádicamente dentro del hábitat de la especie (Paredes, 2024).

Se establecerán acuerdos comunitarios para prohibir tanto las carreras fuera de camino, como la ganadería equina, ovina y caprina dentro del hábitat del borrego cimarrón; medidas que han dado resultado para restaurar las áreas de distribución de la especie y que en diversos planes de manejo se indica que se deben implementar (Smith & Krausman, 1988; NDOW, 2001; Switalski, 2018). Con estas acciones, también, se contribuirá a controlar los factores de amenaza la conservación del borrego el cual es uno de los objetivos específicos de la estrategia estatal (SPA, 2013).

Las afectaciones causadas por el ecoturismo se atenderán cuando los propietarios de los terrenos en los que se distribuye el borrego cimarrón sean quienes se encarguen de realizar esta actividad. Cuando los poseedores del recurso se involucran en la organización de las actividades ecoturísticas estas se realizan con un mayor respeto al medio ambiente y tienden a la profesionalización (Stone, 2015; Kim, 2019). Al involucrar a los poseedores del recurso en el ecoturismo se alcanzará el objetivo específico de la estrategia estatal que busca promover el aprovechamiento sostenible de la especie lo que también se señala en la séptima y novena línea estratégica (SPA, 2013).

Los factores de riesgo que en las localidades de estudio no se consideran una amenaza actual ni futura para el borrego cimarrón son las carreteras, los cercos y los incendios.

Las carreteras, debido a que los incidentes de atropellamiento de borregos son inusuales y por lo tanto no afectan la abundancia de la especie (Paredes, 2024), y a que, desde su punto vista, esta infraestructura no afecta la movilidad de estos animales pues las atraviesan constantemente (Buchalski *et al.*, 2015). En el caso de los cercos, se debe a que en sus predios esta infraestructura en ningún punto atraviesa totalmente el hábitat de la especie y no se tiene planeado en el mediano o largo plazo instalar un cerco que lo haga (Ruiz *et al.*, 2023; Paredes, 2024), además en las sesiones de trabajo se explicó que los borregos pueden pasar por estos obstáculos sin sufrir daño (Helvie, 1971). En tanto que, los incendios se categorizaron de esta manera pues en las localidades de estudio estos eventos rara vez suceden dentro del hábitat de la especie y cuando suceden en sus tierras pueden ser beneficiosos para los borregos pues abren nuevas áreas para que sean usadas por estos animales (Etchberger *et al.*, 1989; Cain *et al.*, 2005; Holl *et al.*, 2012).

Debido a que las carreteras, los cercos y los incendios no se consideraron como amenazas presentes o futuras para el borrego cimarrón en las localidades de estudio, no se propusieron acciones para controlar los impactos que estas tienen en las poblaciones de la especie. En el caso de los cercos y los incendios no hay evidencias que indiquen que estos factores afecten a los borregos en las tierras que son propiedad de las comunidades con las que se trabajó; no obstante, si hay reportes de atropellamientos de ejemplares de la especie que han sucedido en las carreteras que atraviesan sus terrenos (Notimex, 2016; Reynaga, 2021; Tus Noticias BC, 2024). Así mismo, las carreteras son una importante fuente de contaminación para el hábitat del borrego cimarrón (Scanlon, 1991; Krausman *et al.*, 2011). Es por esto por lo que en las localidades de estudio y en el resto de las comunidades en las que una carretera atraviesa el hábitat de la especie el programa de mejoramiento de hábitat debe incorporar jornadas de limpieza a lo largo de la vía (Daigle, 2010; Krausman *et al.*, 2011); además, se debe considerar identificar los puntos por los que frecuentemente atraviesan los borregos las carreteras para que se construyan pasos de fauna que prevengan su atropellamiento (Glista *et al.*, 2009; Denneboom *et al.*, 2021; Gagnon *et al.*, 2022), lo cual es un proyecto a largo plazo.

Además de establecer acciones para atender los factores de riesgo para el borrego cimarrón, se definieron actividades para cumplir las metas establecidas en las localidades de estudio y el modelo de manejo. Para conseguir constituir las UMA's ejidales se harán las gestiones correspondientes para registrar ante la SEMARNAT una unidad de manejo en la que se integre la totalidad del hábitat de la especie con la que cuentan las comunidades con las que se trabajó. Con esta acción se cumplirá con uno de los objetivos específicos de la estrategia estatal: "Establecer Unidades Ambientales de manejo de las poblaciones de borrego cimarrón" (SPA, 2013).

El programa de monitoreo se efectuará para evaluar sistemáticamente el estado de las poblaciones del borrego cimarrón, el cual es otro de los objetivos específicos de la estrategia estatal y es una actividad que se plantea en la cuarta línea estratégica de este instrumento jurídico (SPA, 2013). La meta del monitoreo será contar anualmente con un estudio del estado de conservación de las poblaciones de la especie lo que permitirá determinar su tendencia y así evaluar el éxito del manejo del borrego cimarrón (Chediack, 2009; Kuvlesky *et al.*, 2022).

El aprovechamiento extractivo se realizará para costear el manejo del borrego cimarrón pues esta actividad en todo plan de manejo de la especie se considera como su principal fuente de financiamiento (Smith & Krausman, 1988; INE & DGVs, 2000; NDOW, 2001; George, 2009; IDFG, 2010; Montana FWP, 2010; SPA, 2013; AGF, 2016; Ruiz, 2017). En los objetivos específicos de la estrategia estatal y en sus líneas estratégicas séptima y novena se señala que el aprovechamiento extractivo del borrego cimarrón es una actividad que necesariamente se debe realizar para mantener e incrementar las poblaciones de la especie (SPA, 2013).

En las sesiones de trabajo se explicó que para realizar un aprovechamiento sostenible del borrego cimarrón la especie se debe manejar a un nivel metapoblacional (George, 2009; IDFG, 2010; SPA, 2013; Ruiz, 2017). Es por esto por lo que en el modelo de manejo se señala que se realizará un estudio del ámbito hogareño de los rebaños de borregos, así como un estudio de la estructura genética de las poblaciones de la especie. Con los resultados de las investigaciones del ámbito hogareño se podrán definir los límites espaciales de las metapoblaciones (Inman *et al.*, 2013), en tanto que con los

resultados del estudio genético se determinará la conectividad genética que existe entre las metapoblaciones (Creech *et al.*, 2014; Buchalski *et al.*, 2015). Con esta acción se cumple el objetivo específico de la estrategia estatal relacionado a la profesionalización del manejo del borrego cimarrón lo cual también se señala en la quinta línea estratégica (SPA, 2013).

En las localidades de estudio se acordó la creación de un fideicomiso con una fracción de los ingresos generados por el aprovechamiento extractivo del borrego cimarrón que se usará para la construcción de una estación de campo, para el otorgamiento de becas de educación superior y para financiar proyectos productivos, la cual es una medida que ha impulsado el desarrollo socioeconómico de algunas de las regiones en las que los borregos silvestres se manejan bajo un esquema comunitario (Félix, 2006; Cooney *et al.*, 2019; Adhikari *et al.*, 2021). Dicha acción impacta en los objetivos específicos de la estrategia estatal relacionados a diversificar las actividades productivas en las áreas de distribución de la especie, a capacitar a los miembros de las comunidades rurales en el manejo del borrego cimarrón y a crear mecanismos de financiamiento para la conservación de estos animales, lo que también se señala en la doceava, treceava y catorceava líneas estratégicas (SPA, 2013).

La última acción que se determinó realizar en las localidades de estudio fue el establecimiento de acuerdos con las comunidades con las que comparten las UMR delimitadas mediante el MDGP (Capítulo IV) con la finalidad de sumar esfuerzos para efectuar un manejo regional del borrego cimarrón. El establecimiento de acuerdos para consolidar el manejo del borrego cimarrón es el objetivo de la quinceava línea estratégica de la estrategia estatal (SPA, 2013).

Se identificaron los recursos básicos que son necesarios para efectuar el manejo del borrego cimarrón: vehículos todo terreno y bestias de carga para moverse a través del hábitat de la especie (Ruiz, 2014); binoculares, telescopios y cámaras trampa para monitorear a la especie (Perry *et al.*, Ruiz, 2014); equipo de campamento para que el grupo de trabajo pueda permanecer en el área de distribución de la especie; equipo de primeros auxilios para la seguridad de los miembros del grupo de trabajo; herramientas para realizar las actividades de mejoramiento del hábitat (SPA, 2013). Así mismo, en las

sesiones de trabajo se señaló la necesidad de contar con una estación de campo que funja como centro de operaciones y sitio de atención para visitantes, similar a la que tiene el ejido Alfredo B. Bonfil en el área de la Tres Vírgenes en Baja California Sur (Félix, 2006). También, se discutió la necesidad de contar con un responsable técnico con conocimientos sólidos sobre el manejo de la vida silvestre, además de una persona con experiencia en la comercialización de la especie y de una cuadrilla de pobladores locales experimentados en el trabajo de campo, pues el éxito de todo programa de manejo de vida silvestre depende en gran medida de la capacidad del equipo de trabajo (Gallina *et al.*, 2009).

Los indicadores de éxito establecidos en las localidades de estudio y en el modelo de manejo son comunes para los planes y programas de manejo del borrego cimarrón: incremento de las poblaciones de la especie, reducción de la incidencia del furtivismo, incremento de recursos para los borregos y generación de recursos económicos (Smith & Krausman, 1988; INE & DGVS, 2000; NDOW, 2001; George, 2009; IDFG, 2010; Montana FWP, 2010; SPA, 2013; AGF, 2016; Ruiz, 2017). No obstante, se incluyó un indicador que no está presente en otros planes de manejo del borrego cimarrón el cual es el relacionado al monitoreo de la especie y en el que se señala que el programa de monitoreo se considerará efectivo si sus resultados coinciden con los resultados de los monitoreos aéreos que se realizarán periódicamente. Este indicador es de suma importancia para el manejo de cualquier especie de caza mayor pues para realizar un aprovechamiento sostenible de estas es esencial contar con resultados precisos sobre la abundancia y composición de sus poblaciones (Smith & Krausman, 1988; Gallina *et al.*, 2009; SPA, 2013; Ruiz, 2014; Romero *et al.*, 2024).

Las acciones correctivas que se establecieron tanto en las localidades de estudio como en el modelo de manejo fueron las recomendadas en todo plan o programa de manejo del borrego cimarrón: suspender el aprovechamiento, incrementar la vigilancia, aumentar la inversión destinada a la construcción de abrevaderos y la búsqueda de mejores ofertas económicas por los permisos de cacería (Smith & Krausman, 1988; INE & DGVS, 2000; NDOW, 2001; George, 2009; IDFG, 2010; Montana FWP, 2010; SPA, 2013; AGF, 2016; Ruiz, 2017). Sin embargo, al igual que con los indicadores de éxito, la acción correctiva

que no se encuentra en otros planes de manejo es la relacionada al programa de monitoreo en la que se indica que si los resultados de esta acción no coinciden con los del monitoreo aéreo se suspenderá la actividad cinegética. Se determinó establecer esta medida para penalizar a las áreas en las que no se efectuó apropiadamente el monitoreo de las poblaciones del borrego cimarrón o en las que se manipulen los datos para solicitar tasas de aprovechamiento superiores a las que les corresponden ya que este es un problema común en las unidades de manejo dedicadas a especies de caza mayor en México (Gallina *et al.*, 2009; González, 2024).

Con la proyección económica que se realizó, se determinó que para poder financiar el modelo de manejo propuesto en esta investigación en un escenario en el que únicamente se autorice el aprovechamiento de un ejemplar de borrego cimarrón en cada localidad de estudio el precio mínimo en el que se deben ofertar los permisos de cacería es de US\$ 80,000.00. La cual es una cantidad que se puede obtener por un permiso de cacería de un borrego cimarrón de desierto, pero que para conseguirlo se requiere contar con ejemplares con cornamentas que otorguen altos puntajes y con una unidad de manejo que tenga prestigio tanto en la obtención de trofeos de calidad como en el uso adecuado de los ingresos que percibe por concepto de la cacería deportiva, es decir, en la que se invierta en conservación, investigación y en el desarrollo social (Lee, 2011; Ruiz, 2014; Cooney *et al.*, 2019).

Con respecto a la proyección económica, cabe destacar que el margen de ganancia para los miembros de las localidades de estudio en un escenario en el que solo se otorgue un permiso de cacería por comunidad será simbólico. En el caso del ejido Cordillera Molina, por ejemplo, las utilidades del aprovechamiento del borrego cimarrón se deben dividir entre 72 personas (Ruiz *et al.*, 2023), es decir, que si la ganancia de la cacería es de US\$ 13,000.00 a cada miembro de la comunidad le corresponden US\$ 180.00. En tanto que, en el ejido Matomí las ganancias se deben dividir entre 170 personas (Ruiz *et al.*, 2023), de tal manera que de una utilidad de US\$ 13,000.00 a cada socio le corresponden US\$ 76.00. Esta situación se explicó con claridad en las sesiones de trabajo y los miembros de las localidades de estudio estuvieron de acuerdo en que los ingresos del aprovechamiento extractivo del borrego cimarrón se empleen principalmente para cubrir

los costos operativos y las inversiones del modelo de manejo propuesto en este trabajo de investigación pues entienden que en este ya se contemplan beneficios para sus comunidades como la generación de empleos para el equipo de trabajo de la unidad de manejo y la inversión en la diversificación productiva, en la construcción de infraestructura y en la educación.

Por otro lado, uno de los objetivos del modelo de manejo es incrementar las poblaciones del borrego cimarrón lo que está ligado al aumento de los permisos de cacería. En este sentido, el otorgamiento de dos permisos de cacería a cada comunidad incrementa notoriamente la utilidad obtenida por el aprovechamiento extractivo de la especie ya que los únicos egresos del segundo permiso son los relacionados a los impuestos, a las comisiones y a la operación cinegética. De tal manera que, con la venta de dos permisos de cacería en US\$ 80,000.00 se obtiene una utilidad de US\$ 66,000.00. En este escenario la ganancia de cada miembro del ejido Cordillera Molina sería de US\$ 916.67 y de US\$ 388.24 para cada uno de los integrantes del ejido Matomí.

Conclusión

El modelo de manejo presentado en este trabajo de investigación plantea que en todo programa o plan de manejo del borrego cimarrón que se elabore en Baja California el propósito y los objetivos esenciales que se deben perseguir son la conservación de las poblaciones de la especie y la generación de beneficios para los poseedores del recurso. También, indica que para cumplir con dicho propósito las metas que se deben alcanzar son el establecimiento de los programas operativos de las unidades de manejo (corto plazo), el desarrollo de investigación relacionada al manejo del borrego (mediano plazo) y la inversión tanto en la diversificación productiva, como en la formación de profesionistas locales (largo plazo). Señala que, en toda unidad de manejo las acciones operativas básicas que se deben efectuar son la vigilancia, el monitoreo, el mejoramiento del hábitat y el aprovechamiento de la especie, y que los estudios primordiales que se deben realizar son los relacionados a la salud de los ejemplares, al ámbito hogareño de los rebaños y a la estructura genética de las poblaciones. Propone contemplar el incremento de las poblaciones del borrego cimarrón como el principal indicador de éxito

del manejo de la especie y a la suspensión de la actividad cinegética como la medida a tomar en caso de que las poblaciones de borregos se vean afectadas por la incorrecta implementación del modelo de manejo. También, establece con claridad los criterios que se deben aplicar para determinar las tasas de aprovechamiento de la especie: los permisos de cacería se solicitarán regionalmente y se aprovecharán hasta el 8 % del total de los machos observados siempre que no se exceda el 50 % del total de la suma de los machos clase III y IV. Es por esto por lo que este modelo de manejo puede implementarse en cualquier área de distribución de la especie en Baja California; sin embargo, este se debe complementar con acciones que atiendan los problemas específicos que en cada lugar afectan a las poblaciones del borrego cimarrón.

Literatura Citada

- Adhikari, L., B. Khan, S. Joshi, L. Ruijun, G. Ali, G. Shah, M. Ismail, K. Bano, R. Ali, G. Khan, B. Pasakhala & A Ali. 2021. Community-based trophy hunting programs secure biodiversity and livelihoods: Learnings from Asia's high mountain communities and landscapes. *Environmental Challenges* 4: 100175. [<https://doi.org/10.1016/j.envc.2021.100175>]
- AGF. 2016. *Arizona bighorn sheep management plan*. Arizona Game and Fish, Phoenix. 30 p.
- Akinwande, M., H. Dikko & A. Samson. 2015. Variance Inflation Factor: As a Condition for the Inclusion of Suppressor Variable(s) in Regression Analysis. *Open Journal of Statistics* 5: 754-767. [doi: [10.4236/ojs.2015.57075](https://doi.org/10.4236/ojs.2015.57075)]
- Alaníz, J. & R. Lee. 2001. Muestreo poblacional de borrego cimarrón en Baja California, México. *Desert Bighorn Council Transactions* 45: 138-149. [<https://www.desertbighorncouncil.com/app/download/7088716704/DBC+Transactions+2001+Volume+45.pdf>]
- Alonso, R., B. McClintock, L. Lyren, E. Boydston & K. Crooks. 2015. Mark-Recapture and Mark-Resight Methods for Estimating Abundance with Remote Cameras: A Carnivore Case Study. *PLoS ONE* 10: e0123032. [doi:[10.1371/journal.pone.0123032](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0123032)]
- Alvarado, J., C. Venegas, J. Alvarado, O. Hernández, M. Ruiz, H. Sánchez. 2020. Potential distribution of *Plestiodon copei* (Squamata: Scincidae), an endemic and threatened lizard of Mexico. *South American Journal of Herpetology* 18: 56-67. [<http://doi.org/10.2994/10.2994/SAJH-D-18-00044.1>]
- Álvarez, S. & T. Álvarez. 1996. Etimologías de los géneros de mamíferos mexicanos. *Ciencia* 47: 39-49. [<https://nebula.wsimg.com/fed3a583019b773dd8262c299b1020cd?AccessKeyId=BA6717205270E1915465&disposition=0&alloworigin=1>]
- Álvarez, C., T. Gallina, C. Díaz, I. Guerrero, V. Castellanos, and Z. Mesa. 2009. Evaluación de elementos estructurales del hábitat del borrego cimarrón en la

- Sierra del Mechudo, Baja California Sur, México. *Tropical Conservation Science* 2: 189-203. [<https://doi.org/10.1177/194008290900200206>]
- Andrianandrasana, H., J. Randriamahefasoa, J. Durbin, R. Lewis & J. Ratsimbazafy. 2005. Participatory ecological monitoring of the Alaotra wetlands in Madagascar. *Biodiversity and Conservation* 14: 2757–2774. [<https://doi.org/10.1007/s10531-005-8413-y>]
- Aparicio, J. & J. Ninon. 2004. Los planes de manejo comunitario: una nueva iniciativa para el aprovechamiento del lagarto (*Caiman yacare*) en el Norte del departamento de la Paz, Bolivia. En: *Manejo de Fauna Silvestre en Amazonía y Latinoamérica*. UNAP-DICE-WCS, Iquitos. pp. 489-498.
- Armendáriz, E., M. Covarrubias, E. Troyo, E. Lagunes, A. Arreola, A. Nieto, L. Beltrán & A. Ortega. 2015. Metal mining and natural protected areas in Mexico: Geographic overlaps and environmental implications. *Environmental Science & Policy* 48: 9-19. [<https://doi.org/10.1016/j.envsci.2014.12.016>]
- Austin, M. 2007. Species distribution models and ecological theory: A critical assessment and some possible new approaches. *Ecological Modelling* 200: 1-19. [<https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2006.07.005>]
- Bajracharya, S., P. Furley & A. Newton 2006. Impacts of community-based conservation on local communities in the Annapurna Conservation Area, Nepal. *Biodiversity & Conservation* 15: 2765-2786. [<https://doi.org/10.1007/s10531-005-1343-x>]
- Barkai, J. 1990. Nonverbal communication from the other side: Speaking body language. *San Diego Law Review* 27: 101–125. [<https://digital.sandiego.edu/sdlr/vol27/iss1/5>]
- Beck, J., M. Böller, A. Erhardt & W. Schwanghart. 2014. Spatial bias in the GBIF database and its effect on modeling species' geographic distributions. *Ecological Informatics* 19: 10-15. [<https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2013.11.002>]
- Benchimol, M., E. von Mühlen & E. Venticinque. 2017. Lessons from a Community Based Program to Monitor Forest Vertebrates in the Brazilian Amazon. *Environmental Management* 60: 476-483. [[doi:10.1007/s00267-017-0888-2](https://doi.org/10.1007/s00267-017-0888-2)]

- Benito de Pando, B. & J. Peña de Giles. 2007. Aplicación de modelos de distribución de especies a la conservación de la biodiversidad en el sureste de la península ibérica. *Revista Internacional de Ciencia y Tecnología de la Información Geográfica* 7: 100-119.
[<https://www.geofocus.org/index.php/geofocus/article/view/113>]
- Berger, J. 1991. Pregnancy incentives, predation constraints and habitat shifts: experimental and field evidence for wild bighorn sheep. *Animal Behaviour* 41: 61–77. [doi:10.1016/S0003-3472(05)80503-2]
- Berkes, F. 2007. Community-based conservation in a globalized world. *The Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 104: 15188–15193.
[<https://doi.org/10.1073/pnas.0702098104>]
- Bischof, R., H. Brøseth & O. Gimenez. 2016. Wildlife in a politically divided world: insularism inflates estimates of brown bear abundance. *Conservation Letters* 9:122–130. [https://doi.org/10.1111/conl.12183]
- Bleich, V., J. Wehausen & S. Holl. 1990. Desert-dwelling mountain sheep: conservation implications of a naturally fragmented distribution. *Conservation Biology* 4: 383–390. [doi:10.1111/j.1523-1739.1990.tb00312.x]
- Bleich, V., R. Bowyer & J. Wehausen. 1997. Sexual segregation in mountain sheep: resources or predation? *Wildlife Monographs* 134: 1–50.
[<https://www.jstor.org/stable/3830743>]
- Blum, M. E., F. Buderman, J. Bennett, K. Stewart, M. Cox & P. Williams. 2023. Comparing contemporary models to traditional indices to estimate abundance of desert bighorn sheep. *Journal of Wildlife Management* e22517. [https://doi.org/10.1002/jwmg.22517]
- Bodilis, P., P. Louisy, M. Draman, H. Arceo & P. Francour (2014) Can citizen science survey non-indigenous fish species in the eastern Mediterranean Sea? *Environmental Management* 53: 172–180.
[https://doi.org/10.3390/jmse10020256]
- Bogomolni, A., O. Nichols & D. Allen. 2021. A community science approach to conservation challenges posed by rebounding marine mammal populations:

- Seal-fishery interactions in New England. *Frontiers in Conservation Science* 2: 696535. [<https://doi.org/10.3389/fcosc.2021.696535>]
- Bolen, E., W. Robinson. 2002. *Wildlife Ecology and Management* (5th Edition). Prentice Hall Inc, Englewood Cliffs. 605 p.
- Boni, A., M. Farfán & A. Pérez. 2019. The role of zoning in the mining activity within federal natural protected areas of Mexico. *Investigaciones Geográficas* 99: 1-19. [<https://doi.org/10.14350/rig.59695>]
- Brenner, L. & A. de la Vega. 2014. La gobernanza participativa de áreas naturales protegidas. El caso de la Reserva de la Biosfera El Vizcaíno. *Región y Sociedad* 26(59): 183-213. [<https://doi.org/10.22198/rys.2014.59.a77>]
- Brook, R., S. Kutz, A. Veitch, R. Popko, B. Elkin & G. Guthrie. 2009. Fostering Community-Based Wildlife Health Monitoring and Research in the Canadian North. *EcoHealth* 6: 266-278. [[doi:10.1007/s10393-009-0256-7](https://doi.org/10.1007/s10393-009-0256-7)]
- Buchalski, M., A. Navarro, W. Boyce, T. Vickers, M. Tobler, L. Nordstrom, J. Alaníz, D. Gille, M. Penedo, O. Ryder & H. Ernest. 2015. Genetic population structure of peninsular bighorn sheep (*Ovis canadensis nelsoni*) indicates substantial gene flow across US-Mexico border. *Biological Conservation* 184: 218-228. [<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.01.006>]
- Burnham, K., D. Anderson & J. Laake. 1980. Estimation of Density from Line Transect Sampling of Biological Populations. *Wildlife Monographs* 72: 3–202. [<http://www.jstor.org/stable/3830641>]
- Cain, J., H. Johnson & P. Krausman. 2005. Wildfire and Desert Bighorn Sheep Habitat, Santa Catalina Mountains, Arizona. *Southwester Naturalist* 50: 506–513. [<http://www.jstor.org/stable/3672308>]
- Carpio, J. 2021. Crimen organizado (narcotráfico) y conservación ambiental: el tema pendiente de la seguridad pública en México. *Revista CS* 33: 237-274. [<https://doi.org/10.18046/recs.i33.4076>]
- Chapman, D. 1951. Some properties of the hypergeometric distribution with applications to zoological censuses. *University of California Publications in Statistics* 1: 131-160.

- Chediack, S. 2009. *Monitoreo de biodiversidad y recursos naturales: ¿para qué?* CONABIO, DF. 87 p.
- CONANP. 2024. *Áreas Naturales Protegidas Federales de México*. [Disponible en: <http://geoportal.conabio.gob.mx/metadatos/doc/html/anpenero2024gw.html> Fecha de acceso: abril 2024]
- Conroy, M., G. Harris, D. Stewart & M. Butler. 2018. Evaluation of desert bighorn sheep abundance surveys, southwestern Arizona, USA. *The Journal of Wildlife Management*. 82: 1149-1160. [<https://doi.org/10.1002/jwmg.21463>]
- Cooney, R., P. Mosing & L. Muñoz. 2019. *Community-based trophy hunting of Bighorn Sheep in Mexico*. Disponible en: [https://cites.org/sites/default/files/eng/prog/Livelihoods/case_studies/6.%20Mexico_bighornsheep_long_Aug2.pdf Fecha de acceso: abril 2020]
- Cox, M. 2021. Status of bighorn Sheep in Nevada, 2019–2020. *Desert Bighorn Council Transactions* 56: 98-104. [<https://www.desertbighorncouncil.com/app/download/7127102919/DBC+Transactions+2021+Volume+56.pdf>]
- Creech, T., C. Epps, R. Monello & J. Wehausen. 2014. Using network theory to prioritize management in a desert bighorn sheep metapopulation. *Landscape Ecology* 29: 605-619. [<https://doi.org/10.1007/s10980-014-0016-0>]
- Cuamea, F. 2017. Prólogo. En: *Estudios Sobre el Borrego Cimarrón en el Noroeste de México*. Universidad Autónoma de Baja California, Mexicali. pp. 8–9.
- Cuervo, A., O. Téllez, M. Gómez, C. Venegas, J. Manjarrez & E. Martínez. 2013. An update of high-resolution monthly climate surfaces for Mexico. *International Journal of Climatology* 34: 2427-2437. [<https://doi.org/10.1002/joc.3848>]
- Daigle, P. 2010. A summary of the environmental impacts of roads, management responses, and research gaps: A literature review. *BC Journal of Ecosystems and Management* 10(3): 65–89. [<https://doi.org/10.22230/jem.2010v10n3a38>]
- Dávalos, L. & A. Bejarano. 2008. Conservation in conflict: Illegal drugs versus habitat in the Americas. En: *State of the Wild 2008–2009: A Global Portrait of Wildlife, Wildlands, and Oceans*. Island Press, DC. pp. 218–225.

- De Forge, J., S. Osterman, D. Toweill, P. Cyrog & E. Barrett. 1993. Helicopter survey of peninsular bighorn sheep in northern Baja California-1993. *Desert Bighorn Council Transactions* 37: 24-28.
[<https://www.desertbighorncouncil.com/app/download/7088709904/DBC+Transactions+1993+Volume+37.pdf>]
- De Forge, J., E. Barret, S. Ostermann, M. Jorgensen, S. Torres. 1995. Population dynamics of peninsular bighorn sheep in the Santa Rosa Mountains, California, 1983–1994. *Desert Bighorn Council Transactions* 39: 50–67.
[<https://www.desertbighorncouncil.com/app/download/7088711904/DBC+Transactions+1995+Volume+39.pdf>]
- Delfín, C. 2011. Elaboración de un proyecto de manejo de fauna silvestre: un acercamiento a su diseño y evaluación. En: *Manual de Técnicas para el estudio de la Fauna*. UAQ-INECOL, A.C., Querétaro. pp. 315-339.
- Delgadillo, J. & M. Macías. 2002. Componente florístico del desierto de San Felipe, Baja California, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 70: 45-65.
[<http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=57707003>]
- Denneboom, D., A. Bar & A. Shwartz. 2021. Factors affecting usage of crossing structures by wildlife – A systematic review and meta-analysis. *Science of The Total Environment* 777: 146061. [<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146061>]
- Denryter, K., D. German, T. Stephenson & K. Monteith. 2021. State- and context-dependent applications of an energetics model in free-ranging bighorn sheep. *Ecological Modelling* 440: 109349.
[<https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2020.109349>]
- Di Minin, E., H. Tenkanen & T. Toivonen. 2015. Prospects and challenges for social media data in conservation science. *Frontiers in Environmental Science* 3: 63.
[<https://doi.org/10.3389/fenvs.2015.00063>]
- Dolan, B. 2006. Water developments and desert bighorn sheep: implications for conservation. *Wildlife Society Bulletin* 34: 642-646.
[<http://www.jstor.org/stable/3784691>]

- Dos Reis, Y. & M. Benchimol. 2023. Effectiveness of community-based monitoring projects of terrestrial game fauna in the tropics: A global review. *Perspectives in Ecology and Conservation* 21(2): 172-179.
[<https://doi.org/10.1016/j.pecon.2023.03.005>]
- Douglass, C. & K. Longshore. 1995. Costs and effectiveness of methods used for population estimates of desert bighorn sheep in Death Valley National Park. *Desert Bighorn Council Transactions* 39: 1-9.
[<https://www.desertbighorncouncil.com/app/download/7088711904/DBC+Transactions+1995+Volume+39.pdf>]
- Dowsley, M. 2009. Community clusters in wildlife and environmental management: using TEK and community involvement to improve co-management in an era of rapid environmental change. *Polar Research* 28(1): 43–59.
[<https://doi.org/10.1111/j.1751-8369.2008.00093.x>]
- Eaton, R. & R. Martínez. 2001. Análisis de la situación actual del conocimiento sobre borrego cimarrón peninsular (*Ovis canadensis cremnobates*) y sus implicaciones para la conservación y el manejo en el estado de Baja California. *Desert Bighorn Council Transactions* 45: 37-48.
[<https://www.desertbighorncouncil.com/app/download/7088716704/DBC+Transactions+2001+Volume+45.pdf>]
- Eaton, R. 2002. *Estrategia de manejo para el borrego cimarrón (Ovis canadensis cremnobates Elliot, 1903), basada en la evaluación de los elementos estructurales del hábitat, en la Sierra San Pedro Mártir, Baja California, México*. Tesis de Maestría en Manejo de Ecosistemas de Zonas Áridas, Facultad de Ciencias, UABC, Ensenada. 137 p.
- Eliason, S. 2011. Trophy Poaching: A Routine Activities Perspective. *Deviant Behavior* 33(1): 72–87. [<https://doi.org/10.1080/01639625.2010.548289>]
- Elith, J., C. Graham, R. Anderson, M. Dudík, S. Ferrier, A. Guisan, R. Hijmans, F. Huettmann, J. Leathwick, A. Lehmann, J. Li, L. Lohmann, B. Loiselle, G. Manion, C. Moritz, M. Nakamura, Y. Nakazawa, J. Overton, T. Peterson, S. Phillips, K. Richardson, R. Scachetti, R. Schapire, J. Soberón, S. Williams, M. Wisz & N.

- Zimmermann. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29: 129-151.
[<https://doi.org/10.1111/j.2006.0906-7590.04596.x>]
- Elith, J. & J. Franklin. 2009. Species distribution modeling. En: *Encyclopedia of Biodiversity*, 2ed. Academic Press, New York. pp. 692-705.
- Elliot, D. 1903. *Ovis cervina cremnobates*. *Field Columbian Museum-Zoölogy* 3: 239-241.
- ENETWILD consortium, S. Illanas, S. Croft, G. Smith, S. López, J. Vicente, J. Blanco, M. Scandura, M. Apollonio, E. Ferroglio, S. Zanet, R. Vada, O. Keuling, K. Plis, T. Podgorski, F. Brivio, J. Fernández, C. Ruiz, R. Soriguer, P. Acevedo. 2022. New models for wild ungulates occurrence and hunting yield abundance at European scale. *EFSA supporting publication* 19(10): EN-7631.
[[10.2903/sp.efsa.2022.EN-7631](https://doi.org/10.2903/sp.efsa.2022.EN-7631)]
- Epps, C., D. McCullough, J. Wehausen, V. Bleich, & J. Reche. 2004. Effects of climate change on population persistence of desert-dwelling mountain sheep in California. *Conservation Biology* 18: 102–113. [[doi:10.1111/j.1523-1739.2004.00023.x](https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00023.x)]
- Epps, C., P. Palsbøll, J. Wehausen, G. Roderick, R. Ramey & D. McCullough. 2005. Highways block gene flow and cause a rapid decline in genetic diversity of desert bighorn sheep. *Ecology letters* 8(10): 1029-1038. [<https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00804.x>]
- Epps, C., J. Wehausen, V. Bleich, S. Torres & J. Brashares. 2007. Optimizing dispersal and corridor models using landscape genetics. *Journal of Applied Ecology* 44: 714-724. [<https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01325.x>]
- Escobar, J., S. Álvarez, R. Valdez, J. Torres, S. Díaz, A. Castellanos & R. Martínez. 2015. Detección de las preferencias de hábitat del borrego cimarrón (*Ovis canadensis*) en Baja California, mediante técnicas de teledetección satelital. *Therya* 6: 519-534. [<https://doi.org/10.12933/therya-15-284>]
- Escobar, J., R. Valdez, S. Álvarez, S. Díaz, A. Castellanos, J. Torres & M. Delgado. 2016. Utilización de aguajes por el borrego cimarrón (*Ovis canadensis*

- cremnobates*) y análisis de calidad del agua en Sierra Santa Isabel, Baja California, México. *Acta Universitaria* 26(1): 12-19. [[10.15174/au.2016.822](https://doi.org/10.15174/au.2016.822)]
- Etchberger, R., P. Krausman & R. Mazaika. 1989. Mountain sheep habitat characteristics in the pusch ridge wilderness, Arizona. *Journal of Wildlife Management* 53: 902–907. [<https://doi.org/10.2307/3809586>]
- Etienne, M., D. Du Toit, & S. Pollard. 2011. ARDI: A co-construction method for participatory modeling in natural resources management. *Ecology and Society* 16(1): 44. [<http://www.jstor.org/stable/26268857>]
- Evans, K. & M. Guariguata. 2008. *Monitoreo Participativo para el manejo forestal en el trópico: una revisión de herramientas, conceptos y lecciones aprendidas*. CIFOR, Bogor. 50 p.
- Eyre, A., N. Briscoe, D. Harley, L. Lumsden, L. McComb & P. Lentini. 2022. Using species distribution models and decision tools to direct surveys and identify potential translocation sites for a critically endangered species. *Diversity and Distributions* 28: 700-711. [<https://doi.org/10.1111/ddi.13469>]
- FAO. 2012. *Metodología para la elaboración de planes de gestión comunitarios y territoriales*. [Disponible en: <http://www.fao.org/3/a-as145s.pdf> Fecha de acceso: octubre 2020]
- Fedosenko, A. & D. Blank. 2005. *Ovis ammon*. *Mammalian Species* 773: 1–15. [<https://doi.org/10.1644/773>]
- Félix, M. 2006. *Unidades de manejo para la conservación de la vida silvestre (UMA) de borrego cimarrón (Ovis canadensis) en el estado de Baja California Sur, México: análisis, propuestas y recomendaciones para su manejo*. Tesis de Maestría en Uso, Manejo y Preservación de los Recursos Naturales, CIBNOR, La Paz. 75 p.
- Ferrier, S. & A. Guisan. 2006. Spatial modelling of biodiversity at the community level. *Journal of Applied Ecology* 43: 393-404. [<https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01149.x>]
- Fischer, H., L. Gerber & E. Wentz. 2021. Evaluating the fitness for use of citizen science data for wildlife monitoring. *Frontiers in Ecology and Evolution* 9: 620850. [<https://doi.org/10.3389/fevo.2021.620850>]

- Fjelds , J., M.  lvarez, J. Lazcano, B. León. 2005. Illicit crops and armed conflict as constraints on biodiversity conservation in the Andes Region. *Ambio* 34: 205–211. [<http://www.jstor.org/stable/4315586>]
- FMCN, CONAFOR, USAID & USFS. 2018. *BIOCOMUNI-Monitoreo Comunitario de la Biodiversidad, una guía para núcleos agrario*. CONAFOR-FMCN, CDMX. 24 p.
- Foster, J., L. Harveson & M. Pittman. 2005. Use of guzzlers by bighorn sheep in the Chihuahuan Desert. *Desert Bighorn Council Transactions* 48: 12–22. [https://bri.sulross.edu/pubs/proceedings/DBC2005_sm.pdf]
- Gagnon, J., C. Loberger, K. Ogren, S. Sprague, S. Boe & R. Schweinsburg. 2022. Mitigating bighorn sheep–vehicle collisions and habitat fragmentation with overpasses and adaptive mitigation. *Human–Wildlife Interactions* 16(3): 353–372. [<https://doi.org/10.26077/75d5-0905>]
- Gaidet, N., H. Fritz, M. Bourgarel, P. Renaud, P. Poilecot, P. Chardonnet, C. Coid, D. Poulet & S. Le Bel. 2006. Cost and efficiency of large mammal census techniques: comparison of methods for a participatory approach in a communal area, Zimbabwe. *Biodiversity and Conservation* 15: 735–754. [<https://doi.org/10.1007/s10531-004-1063-7>]
- Gallina, S., A. Hernández, C. Delfín & A. González. 2009. Unidades para la conservación, manejo y aprovechamiento sustentable de la vida silvestre en México (UMA). Retos para su correcto funcionamiento. *Investigación Ambiental* 1(2): 143-152.
- Gallina S. 2015. *Manual de técnicas del estudio de la fauna*. Instituto de Ecología, A.C. Xalapa. 210 p.
- Galvin, K., T. Beeton & M. Luizza. 2018. African community-based conservation: A systematic review of social and ecological outcomes. *Ecology and Society* 23: 39. [<https://www.jstor.org/stable/26799165>]
- García E. 2004. *Modificaciones al sistema de clasificación climática de K ppen* (Cuarta edición). Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México. 217 p.
- García, E. & CONABIO. 1998. *Climas*. Disponible en: <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>. Fecha de acceso: octubre 2020.

- García, O. 2014. *Caracterización de Hábitat del Borrego Cimarrón (Ovis canadensis) en la Sierra de Juárez, Baja California, México*. Tesis de Licenciatura (Agrobiología), Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, Saltillo. 62 p.
- Garrido, G. 2008. Generalidades sobre los artiodáctilos del Villafranchiense Superior en relación con el registro fósil de Fonelas P-1. En: *Vertebrados del Plioceno superior terminal en el suroeste de Europa: Fonelas P-1 y el Proyecto Fonelas*. Instituto Geológico y Minero de España, Madrid. pp. 279-335.
- Gastelum, F., E. Lozano, F. González, J. Uvalle, G. Romero, R. Serna, L. Tarango & C. Cantú. 2024. Estrategias forrajeras del borrego cimarrón (*Ovis canadensis mexicana*) en el noreste de México. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios* 11(1): e3921. [[https://doi: 10.19136/era.a11n1.3921](https://doi.org/10.19136/era.a11n1.3921)]
- GBIF. 2021. *GBIF Occurrence Download*. [Disponible en: <https://doi.org/10.15468/dl.77vmp8> Fecha de acceso: mayo 2021]
- Gedir, J., J. Cain III, T. Swetnam, P. Krausman & J. Morgart. 2020. Extreme drought and adaptive resource selection by a desert mammal. *Ecosphere* 11(7): e03175. [[10.1002/ecs2.3175](https://doi.org/10.1002/ecs2.3175)]
- Geist, V. 1968. On the interrelation of external appearance, social behaviour, and social structure of mountain sheep. *Zeitschrift für Tierpsychologie* 25: 119–215. [<https://doi.org/10.1111/j.1439-0310.1968.tb00013.x>]
- Geist, V. 1971. Mountain sheep: A study in behavior and evolution. University of Chicago Press, Chicago. 383 p.
- George, J., R. Kahn, M. Miller & B. Watkins. 2009. *Colorado bighorn sheep management plan*. Colorado Division of Wildlife, Denver. 88 p.
- Glista, D., T. DeVault & J. DeWoody. 2009. A review of mitigation measures for reducing wildlife mortality on roadways. *Landscape and Urban Planning* 91(1): 1-7. [<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.11.001>]
- Goldman, E. 1937. A new mountain sheep from lower California. *Proceedings of the Biological Society of Washington* 50: 29-32.

- González, G. 2024. Análisis de las unidades de manejo para la conservación de la vida silvestre en México. *Sociedad y Ambiente* 27: 1-29.
[<https://doi.org/10.31840/sya.v2024i27.2842>]
- Grinnell, J. 1912. The bighorn of the Sierra Nevada. *University of California Publications in Zoology* 10(5): 143-153.
- Gross, J., F. Singer & M. Moses. 2000. Effects of disease, dispersal, and area on bighorn sheep restoration. *Restoration Ecology* 8: 25-37. [<https://doi.org/10.1046/j.1526-100x.2000.80063.x>]
- Guerrero, I., S. Álvarez, S. Gallina, P. Corcuera, G. Romero, E. Lozano, I. Tovar & I. Guerrero. 2020. Estimación de cambios temporales de la condición corporal del borrego cimarrón (*Ovis canadensis weemsi*) a partir de fotointerpretación, en la Sierra El Mechudo, BCS, México. *Acta zoológica mexicana* 36: 1-14.
[<https://doi.org/10.21829/azm.2020.3612235>]
- Guisan, A. & W. Thuiller. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters* 8: 993-1009.
[<https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00792.x>]
- Gutiérrez, G., A. Rodríguez & V. Sánchez. 2020. Modelado de la distribución potencial de especies de mamíferos reservorios y vectores de tres zoonosis emergentes en México. Proyecto JM040. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
[<http://www.conabio.gob.mx/institucion/proyectos/resultados/InfJM040.pdf>]
- Halloran, A. & O. Deming. 1958. Water development for desert bighorn sheep. *The Journal of Wildlife Management* 22(1): 1–9. [<https://doi.org/10.2307/3797289>]
- Hammer, Ø., D. Harper & P. Ryan. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Paleontologia Electronica* 4: 9.
[http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm]
- Hansen, C. 1980. Habitat. En: *The desert bighorn: it's life history, ecology & management*. The University of Arizona Press, Tucson, pp. 64-78.

- Harris, G., M. Butler, D. Stewart, E. Rominger & C. Ruhl. 2020. Accurate population estimation of Caprinae using camera traps and distance sampling. *Scientific Reports* 10: 17729. [<https://doi.org/10.1038/s41598-020-73893-5>]
- Harris, I., P. Jones, T. Osborn & D. Lister. 2014. Updated high-resolution grids of monthly climatic observations — the CRU TS3.10 Dataset. *International Journal of Climatology* 34(3):623-642. [<https://doi.org/10.1002/joc.3711>]
- Hernández, P., I. Franke, S. Herzog, V. Pacheco, L. Paniagua, H. Quintana, A. Soto, J. Swenson, C. Tovar & T. Valqui. 2008. Predicting species distributions in poorly-studied landscapes. *Biodiversity and Conservation* 17: 1353-1366. [<https://doi.org/10.1007/s10531-007-9314-z>]
- Hernández, D., M. Pulido, I. Zuria, S. Gallina & Sánchez, G. 2018. El manejo como herramienta para la conservación y aprovechamiento de la fauna silvestre: acceso a la sustentabilidad en México. *Acta Universitaria* 28(4): 31-41. [<https://doi.org/10.15174/au.2018.2171>]
- Herrera, J. & C. Martínez. 2022. Diversifying violence: Mining, export-agriculture, and criminal governance in Mexico. *World Development* 151: 105769. [<https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2021.105769>]
- Hijmans, R., S. Cameron, J. Parra, P. Jones & A. Jarvis. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25: 1965- 1978. [<https://doi.org/10.1002/joc.1276>]
- Hoglander, C., B. Dickson, S. Rosenstock & J. Anderson. 2015. Landscape models of space use by desert bighorn sheep in the Sonoran Desert of southwestern Arizona. *The Journal of Wildlife Management* 79(1): 77-91. [<https://doi.org/10.1002/jwmg.818>]
- Holl, S. 1982. Evaluation of bighorn sheep habitat. *Desert Bighorn Council Transactions* 26: 47–49. [<https://www.desertbighorncouncil.com/app/download/7088698404/DBC+Transactions+1982+Volume+26.pdf>]

- Holl, S., V. Bleich, B. Callenberger & B. Bahro. 2012. Simulated effects of two fire regimes on bighorn sheep: the San Gabriel Mountains, California, USA. *Fire Ecology* 8: 88-103. [<https://doi.org/10.4996/fireecology.0803088>]
- Huerta, A., M. Ramírez, L. Valenzuela & J. Abad. 2015. Aprovechamiento del borrego cimarrón (*Ovis canadensis mexicana*) en unidades de manejo del noreste de México. *Ecosistemas y recursos agropecuarios* 2: 339-347. [<https://era.ujat.mx/index.php/rera/article/view/188/679>]
- IDEAM, SMBYC, MADS & ONU-REDD Colombia. 2018. *Propuesta de lineamientos para el monitoreo comunitario participativo en Colombia y su articulación con el Sistema Nacional de Monitoreo de Bosques*. FAO, Bogotá. 178 p.
- IDFG. 2010. *Bighorn sheep management plan 2010*. Idaho Department of Fish and Game, Boise. 178 p.
- INE y DGVS. 2000. Proyecto para la conservación, Manejo y Aprovechamiento Sustentable del Borrego Cimarrón (*Ovis canadensis*) en México. SEMARNAP, D.F. 107 p.
- INEGI. 2001. *Conjunto de datos vectoriales Fisiográficos. Continuo Nacional serie I. Sistema topoformas*. [Disponible en: <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=702825267582> Fecha de acceso: octubre 2020]
- INEGI. 2013. *Continuo de Elevaciones Mexicano, 3.0*. Disponible en: <http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/datosrelieve/continental/descarga.aspx>. Fecha de acceso: septiembre 2020.
- INEGI. 2021. *Conjunto de datos vectoriales de uso del suelo y vegetación. Escala 1:250 000. Serie VII. Conjunto Nacional*. Disponible en: <http://geoportal.conabio.gob.mx/metadatos/doc/html/usv250s7gw.html>. Fecha de acceso: noviembre 2021.
- Inman, R., B. Brock, K. Inman, S. Sartorius, B. Aber, B. Giddings, S. Cain, M. Orme, J. Fredrick, B. Oakleaf, K. Alt, E. Odell, G. Chapron. 2013. Developing priorities for metapopulation conservation at the landscape scale: Wolverines in the Western

- United States. *Biological Conservation* 166: 276-286.
[<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.07.010>]
- Irby, L., J. Swenson & S. Stewart. 1989. Two views of the impacts of poaching on bighorn sheep in the upper Yellowstone valley, Montana, USA. *Biological conservation* 47(4): 259-272. [[https://doi.org/10.1016/0006-3207\(89\)90069-4](https://doi.org/10.1016/0006-3207(89)90069-4)]
- Jaeger, J., J. Wehausen & V. Bleich. 1991. Evaluation of time-lapse photography to estimate population parameters. *Desert Bighorn Council Transactions* 35: 5-8.
[<https://www.desertbighorncouncil.com/app/download/7088706804/DBC+Transactions+1991+Volume+35.pdf>]
- Jones, A., E. Rubin, M. Clement, L. Harding & J. Mesler. 2022. Desert bighorn sheep habitat selection, group size, and mountain lion predation risk. *Journal of Wildlife Management* 86: e22173. [<https://doi.org/10.1002/jwmg.22173>]
- Jorgensen, P. 1974. Vehicle use at a desert bighorn watering area. *Desert Bighorn Council Transactions* 18: 18–24.
[<https://www.desertbighorncouncil.com/app/download/7088676904/DBC+Transactions+1974+Volume+18.pdf>]
- Keya, Z., S. Faryadi, A. Yavari, Y. Kamali & A. Shabani. 2016. Habitat suitability & connectivity of Alborz wild sheep in the east of Tehran, Iran. *Open Journal of Ecology* 6: 325-342. [[10.4236/oje.2016.66032](https://doi.org/10.4236/oje.2016.66032)]
- Khair, N., K. Lee & M. Mokhtar. 2021. Community-based monitoring for environmental sustainability: A review of characteristics and the synthesis of criteria. *Journal of environmental management* 289: 112491.
[<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112491>]
- Khan, B., A. Ablimit, G. Khan, A. Jasra, H. Ali, R. Ali, E. Ahmad, and M. Ismail. 2016. Abundance, distribution and conservation status of Siberian ibex, Marco Polo and Blue sheep in Karakoram-Pamir mountain area. *Journal of King Saud University-Science* 28: 216-225. [<https://doi.org/10.1016/j.jksus.2015.02.007>]
- Kim, M., Y. Xie & G. Cirella. 2019. Sustainable Transformative Economy: Community-Based Ecotourism. *Sustainability* 11(18): 4977.
[<https://doi.org/10.3390/su11184977>]

- Kothari, A., P. Camill & J. Brown. 2013. Conservation as if people also mattered: policy and practice of community-based conservation. *Conservation and society* 11(1): 1-15. [DOI: [10.4103/0972-4923.110937](https://doi.org/10.4103/0972-4923.110937)]
- Krausman, P., B. Leopold, R. Seegmiller & S. Torres. 1989. Relationships between desert bighorn sheep and habitat in western Arizona. *Wildlife Monographs* 102: 3-66. [<https://www.jstor.org/stable/3830563>]
- Krausman, P., W. Dunn, L. Harris, W. Shaw & W. Boyce. 2001. Can mountain sheep and humans coexist? En: *Wildlife, Land, and People: Priorities for the 21st Century*. Wildlife Society, Bethesda. pp. 224–227.
- Krausman, P., S. Smith, J. Derbridge & J. Merkle. 2011. The cumulative effects of suburban and exurban influences on wildlife. En: *Cumulative effects in wildlife management: Impact mitigation*. CRC Press, Boca Raton. pp. 135–192.
- Kuvlensky, W., S. Henke, L. Brennan, B. Ballard, M. Cherry, D. Hewitt, T. Campbell, R. Deyoung, C. Anderson & F. Hernández. 2022. Managing populations. En: *Wildlife Management and Conservation: Contemporary Principles and Practices*, 2nd ed. Johns Hopkins University Press, Baltimore. pp. 383-414.
- Lal, P., H. Lim & M. Scoccimarro. 2001. The adaptive decision-making process as a tool for integrated natural resource management: focus, attitudes, and approach. *Conservation Ecology* 5(2): 11. [<http://www.consecol.org/vol5/iss2/art11/>]
- Lara, J., R. Martínez & M. Montoya. 2001. Identification of preferred sites of peninsular bighorn sheep in Sierra San Pedro Martir, Baja California, using random walk simulation. *Desert Bighorn Council Transactions* 45: 95-102. [<https://www.desertbighorncouncil.com/app/download/7088716704/DBC+Transactions+2001+Volume+45.pdf>]
- Lavariega, M., J. Ríos, J. Flores, R. Galindo, V. Sánchez, S. Juan & I. Soriano. 2020. Community-Based Monitoring of Jaguar (*Panthera onca*) in the Chinantla Region, Mexico. *Tropical Conservation Science* 13: 1-16. [<https://doi.org/10.1177/1940082920917825>]

- Lawrence, A. 2006. 'No personal motive?' Volunteers, biodiversity, and the false dichotomies of participation. *Ethics, Place and Environment* 9(3): 279-298.
[<https://doi.org/10.1080/13668790600893319>]
- Lawson, B., A. Neimanis, A. Lavazza, J. López, P. Tavernier, C. Billinis, J. Duff, D. Mladenov, J. Rijks, S. Savić, G. Wibbelt, M. Ryser & T. Kuiken. 2021. How to start up a national wildlife health surveillance programme. *Animals* 11(9): 2543.
[<https://doi.org/10.3390/ani11092543>]
- Lee, R. & E. Mellink. 1996. Status of Bighorn Sheep in Mexico-1995. *Desert Bighorn Council Transactions* 40: 35-39.
[<https://www.desertbighorncouncil.com/app/download/7088713004/DBC+Transactions+1996+Volume+40.pdf>]
- Lee, R. 2008. Hunting as a tool for wildlife conservation – the case of sheep hunting in Mexico. En: *Best Practices in Sustainable Hunting*. CIC – International Council for Game and Wildlife Conservation. Budakeszi. pp. 53-58.
- Lee, R. 2011. Economic aspects of and the market for desert bighorn sheep. *Desert Bighorn Council Transactions* 51: 46-49.
[<https://www.desertbighorncouncil.com/app/download/7105030004/DBC+Transactions+2011+Volume+51.pdf>]
- Lee, R., R. Martínez, J. Zatarain & J. Escobar. 2012. Observations on the distribution and abundance of bighorn sheep in Baja California, Mexico. *California Fish and Game* 98: 51-59. [<https://nrm.dfg.ca.gov/FileHandler.ashx?DocumentID=67437>]
- LGEEPA. 2015. *Diario Oficial de la Federación* viernes 9 de enero de 2015. 128 p.
- Liao, N., F. Lü, H. Zhang & P. He. 2023. Life cycle assessment of waste management in rural areas in the transition period from mixed collection to source-separation. *Waste Management* 158: 57-65. [<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2023.01.008>]
- Longshore, K. & C. Douglas. 1995. Home ranges of desert bighorn sheep inhabiting the black mountains, Death Valley National Park, California. *Desert Bighorn Council Transactions* 39: 26-35.
[<https://www.desertbighorncouncil.com/app/download/7088711904/DBC+Transactions+1995+Volume+39.pdf>]

- López, G., G. Ruiz & M. Rodríguez. 1995. Population density of desert bighorn in northern Baja California, Mexico (cañadas Arroyo Grande and Jaquejel). *Desert Bighorn Council Transactions* 39: 42-49.
[<https://www.desertbighorncouncil.com/app/download/7088711904/DBC+Transactions+1995+Volume+39.pdf>]
- López, L. & J. Chan. 2016. Marco conceptual del manejo de recursos naturales. *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales* 12(1): 27-35.
[<https://revista.itson.edu.mx/index.php/rln/article/view/248>]
- Liu, H., A. Huete. 1995. A feedback based modification of the NDV I to minimize canopy background and atmospheric noise. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 33: 457-465. [[10.1109/TGRS.1995.8746027](https://doi.org/10.1109/TGRS.1995.8746027)]
- Lundrigan, B. 1996. Morphology of horns and fighting behavior in the family Bovidae. *Journal of Mammalogy* 77(2): 462-475. [<https://doi.org/10.2307/1382822>]
- Maciel, C., N. Manríquez, P. Octavio & G. Sánchez. 2015. El área de distribución de las especies: revisión del concepto. *Acta Universitaria* 25(2): 22-38. [[doi: 10.15174/au.2015.690](https://doi.org/10.15174/au.2015.690)]
- Mandujano S. & A. González. 2009. Evaluation of Natural Conservation Areas and Wildlife Management Units to Support Minimum Viable Populations of White-Tailed Deer in Mexico. *Tropical Conservation Science* 2(2): 237-250.
[[doi:10.1177/194008290900200210](https://doi.org/10.1177/194008290900200210)]
- Marino, A., P. Ciucci, S. Redpath, S. Ricci, J. Young & V. Salvatori. 2021. Broadening the toolset for stakeholder engagement to explore consensus over wolf management. *Journal of Environmental Management* 296: 113125.
[<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113125>]
- Martínez, R., J. Alaníz, A. Guevara & S. Gonzáles. 2017. Monitoreo poblacional del borrego cimarrón (*Ovis canadensis*) en Baja California en el año 2010. En: *Estudios Sobre el Borrego Cimarrón en el Noroeste de México*. Universidad Autónoma de Baja California, Mexicali. pp. 57–73.

- Mateo, R., A. Felicísimo & J. Muñoz. 2011. Modelos de distribución de especies: Una revisión sintética. *Revista chilena de historia natural* 84(2): 217-240. [<https://dx.doi.org/10.4067/S0716-078X2011000200008>]
- McSweeney, K. 2015. *The Impact of Drug Policy on the Environment*. Open Society Foundation New York, New York. 20 p.
- Melo, S., H. Reyes & A. Lira. 2020. Ecological niche models and species distribution models in marine environments: A literature review and spatial analysis of evidence. *Ecological Modelling* 415: 108837. [<https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2019.108837>]
- Méndez, L. 2024. *Propuesta participativa de conservación de especies clave en la dieta del borrego cimarrón (Ovis Canadensis) en dos ejidos de Baja California*. Tesis de Maestría en Manejo de Ecosistemas de Zonas Áridas, UABC, Ensenada. 120 p.
- Mendoza, G. & H. Martins. 2006. Multi-criteria decision analysis in natural resource management: A critical review of methods and new modelling paradigms. *Forest Ecology and Management* 230(1–3): 1-22. [<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.03.023>]
- Merow, C., M. Smirh, & J. Silander. 2013. A practical guide to MaxEnt for modeling species' distributions: what it does, and why inputs and settings matter. *Ecography*. 36: 1058–1069. [<https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.07872.x>]
- Merriam, C. 1897. *Ovis nelsoni*, a new mountain sheep from the desert region of southern California. *Proceedings of the Biological Society of Washington* 11: 217-218.
- Merriam, C. 1901. Two new bighorns and a new antelope from Mexico and the United States. *Proceedings of the Biological Society of Washington*. 14: 29-32.
- Monson, G. & L. Sumner. 1980. *The Desert Bighorn, Its Life History, Ecology and Management*. The University of Arizona Press, Tucson. 370 p.
- Montana FWP. 2010. *Montana bighorn sheep conservation strategy*. Montana Fish, Wildlife and Parks, Helena. 322 p.

- Monti, C., L. Aiello, G. De Francisci, F. Bonchi. 2022. The language of opinion change on social media under the lens of communicative action. *Scientific Reports* 12: 17920. [<https://doi.org/10.1038/s41598-022-21720-4>]
- Montoya, M. 1998. *Evaluación del hábitat del borrego cimarrón (Ovis canadensis cremnobates) con fines de manejo en la Sierra San Pedro Mártir, Baja California, México*. Tesis de Maestría en Manejo de Ecosistemas de Zonas Áridas, Facultad de Ciencias, UABC, Ensenada. 96 p.
- Morales, N. 2012. Modelos de distribución de especies: software Maxent y sus aplicaciones en conservación. *Revista Conservación Ambiental* 2(1): 1-5. [https://issuu.com/fundacionecomabi/docs/revista_conservacion_ambiental_morales]
- Morello, J. 1986. Conceptos para un manejo integrado de los recursos naturales. En: *Los problemas del conocimiento y la perspectiva ambiental del desarrollo*. Siglo XXI Editores, D.F. pp. 337-362.
- Moslemi, M. & M. Mohd. 2012. Exploring students behavior on seating arrangements in learning environment: A review. *Procedia-Social and Behavioral Sciences* 36: 287-294. [<https://doi.org/10.1016/j.sbspro.2012.03.032>]
- Murphy, R. 2021. Status of bighorn sheep in Arizona, 2020. *Desert Bighorn Council Transactions* 56: 83-86. [<https://www.desertbighorncouncil.com/app/download/7127102919/DBC+Transactions+2021+Volume+56.pdf>]
- Muzzo, A., I. Pollastri, P. Biasetti, G. Vogt, R. Manenti & B. de Mori. 2023. Ethical reasoning and participatory approach towards achieving regulatory processes for animal-visitor interactions (AVIs) in South Africa. *Plos one* 18(3): e0282507. [<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0282507>]
- Nadal, A. 2007. *Obras escogidas de Víctor L. Urquidí: desarrollo sustentable y cambio global*. El Colegio de México, D.F. 639 p.
- Naoki, K., M. Gómez, R. López & J. Vargas. 2006. Comparación de modelos de distribución de especies para predecir la distribución potencial de vida silvestre

- en Bolivia. *Ecología en Bolivia* 41:65-78.
[\[http://www.scielo.org.bo/pdf/reb/v41n1/v41n1a05.pdf\]](http://www.scielo.org.bo/pdf/reb/v41n1/v41n1a05.pdf)
- Ndeloh, D., R. Jeppesen, J. Hoffman, K. Ritchie, B. Keats, P. Evans & D. EA. 2020. The Nunavut Wildlife Management Board's Community-Based Monitoring Network: documenting Inuit harvesting experience using modern technology. *Arctic Science* 6:307-325. [\[https://doi.org/10.1139/as-2020-0008\]](https://doi.org/10.1139/as-2020-0008)
- NDOW. 2001. *Bighorn sheep management plan*. NDCNR, Reno. 32 p.
- Nilsson, D., G. Baxter, J. Butler & C. McAlpine. 2016. How do community-based conservation programs in developing countries change human behaviour? A realist synthesis. *Biological Conservation* 200: 93-103.
[\[https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.05.020\]](https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.05.020)
- Notimex, 2016. Profepa atiende atropellamiento de borrego cimarrón en BC. Disponible en: <https://www.eluniversal.com.mx/articulo/estados/2016/04/12/profepa-atiende-atropellamiento-de-borrego-cimarron-en-bc/>. Fecha de acceso: septiembre 2024.
- Ortega, C., Á. González, S. López, J. Jiménez, L. Arámbula & B. Cabrera. 2019. Fauna utilization and local ecological knowledge in a community of the Sierra del Tentzo State Reserve, Puebla, Mexico. *Revista de Geografía Agrícola* 63: 121-135.
[\[dx.doi.org/10.5154/r.rga.2017.63.05\]](https://doi.org/10.5154/r.rga.2017.63.05)
- Ortíz, A., M. Ramos, L. Pérez & S. Mandujano. 2012. Distribución potencial de ungulados silvestres en la reserva de la biosfera de Tehuacán-Cuicatlán, México. *Therya* 3(3): 333-348. [\[DOI: 10.12933/therya-12-89\]](https://doi.org/10.12933/therya-12-89)
- Palencia, P., J. Rowcliffe, J. Vicente & P. Acevedo. 2021. Assessing the camera trap methodologies used to estimate density of unmarked populations. *Journal of Applied Ecology* 58:1583-1592. [\[https://doi.org/10.1111/1365-2664.1391\]](https://doi.org/10.1111/1365-2664.1391)
- Papouchis, C., F. Singer & W. Sloan. 2001. Responses of desert bighorn sheep to increased human recreation. *The Journal of wildlife management* 65(3): 573-582.
[\[https://doi.org/10.2307/3803110\]](https://doi.org/10.2307/3803110)
- Paredes, R. 2024. *Propuesta participativa para mejores prácticas en el manejo del hábitat del borrego cimarrón (Ovis canadensis) en Baja California, México*. Tesis

- de Maestría en Manejo de Ecosistemas de Zonas Áridas, UABC, Ensenada. 113 p.
- Perry, T., T. Newman & K. Thibault. 2010. Evaluation of Methods Used to Estimate Size of a Population of Desert Bighorn Sheep (*Ovis canadensis mexicana*) in New Mexico. *The Southwestern Naturalist* 55(4): 517-524. [<https://doi.org/10.1894/SGM-07.1>]
- Phillips, S., R. Anderson & R. Schapire. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190: 231-259. [<https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026>]
- Phillips, S. 2013. *A brief tutorial on Maxent, Versions: 3.3.1*. Disponible en: <http://www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent/>. Fecha de acceso: septiembre 2020.
- Phillips, J., M. Dudík & R. Schapire. 2020. *Maxent software for modeling species niches and distributions (Version 3.4.4)*. Disponible en: http://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maxent/. Fecha de acceso: febrero 2023.
- Picketts, I., A. Werner, T. Murdock, J. Curry, S. Déry & D. Dyer. 2012. Planning for climate change adaptation: lessons learned from a community-based workshop. *Environmental Science & Policy* 17: 82-93. [<https://doi.org/10.1016/j.envsci.2011.12.011>]
- Pimm, S. 2021. What is biodiversity conservation? *Ambio* 50: 976–980. [<https://doi.org/10.1007/s13280-020-01399-5>]
- Plasencia, A., G. Escalona & L. Esparza. 2014. Modelación de la distribución geográfica potencial de dos especies de psitácidos neotropicales utilizando variables climáticas y topográficas. *Acta Zoológica Mexicana (N.S.)* 30(3): 471-490. [<https://doi.org/10.21829/azm.2014.30372>]
- Plaza, P. & S. Lambertucci. 2017. How are garbage dumps impacting vertebrate demography, health, and conservation?. *Global Ecology and conservation* 12: 9-20. [<https://doi.org/10.1016/j.gecco.2017.08.002>]

- Pollock, K., J. Nichols, C. Brownie & J. Hines. 1990. Statistical inference for capture-recapture experiments. *Wildlife Monographs* 107: 1-98.
[<https://www.jstor.org/stable/3830560>]
- Porter, L., I. Ruiz, C. Camacho & S. McCandless, S. 2013. *Community Action for Conservation Mexican Experiences*. Springer, New York. 173 p.
- QGIS development team. 2022. *QGIS Geographic Information System 3.22.10*
Disponible en: <http://qgis.osgeo.org>. Fecha de acceso: agosto 2022.
- Ramírez, S., G. Brown, & A. Fat. 2013. Participatory mapping with indigenous communities for conservation: challenges and lessons from Suriname. *The Electronic Journal of Information Systems in Developing Countries* 58(1): 1-22.
[<https://doi.org/10.1002/j.1681-4835.2013.tb00409.x>]
- RAN. 2016. *Perimetrales de los núcleos agrarios certificados, entidad federativa Baja California*. Disponible en:
http://datos.ran.gob.mx/filescd/dgcat/ran_da_dgcat_poligonos_nucleos_agrarios_bc.kml. Fecha de acceso: octubre 2020.
- Refoyo, P., C. Olmedo & B. Muñoz. 2014. La utilidad de los modelos de distribución de especies en la gestión cinegética de los ungulados silvestres. *Animal Biodiversity and Conservation* 37(2): 165-176. [<https://doi.org/10.32800/abc.2014.37.0165>]
- Reynaga, E. 2021. Embiste borrego cimarrón en La Rumorosa, huye tras choque.
Disponible en: <https://www.lavozdelafrontera.com.mx/policiaca/embiste-borrego-cimarron-en-la-rumorosa-huye-tras-choque-6488104.html>. Fecha de acceso: septiembre 2024.
- Rezaei, H., S. Naderi, I. Chintauan, P. Taberlet, A. Virk, H. Naghash, D. Rioux, M. Kaboli & F. Pompanon. 2010. Evolution and taxonomy of the wild species of the genus *Ovis* (Mammalia, Artiodactyla, Bovidae). *Molecular Phylogenetics and Evolution* 54: 315-326. [<https://doi.org/10.1016/j.ympev.2009.10.037>]
- Riley, S., S. DeGloria & R. Elliot. 1999. A terrain ruggedness index that quantifies topographic heterogeneity. *Intermountain Journal of Sciences* 5(1-4): 23-27.
[https://download.osgeo.org/qgis/doc/reference-docs/Terrain_Ruggedness_Index.pdf]

- Rodríguez, C., O. Monroy, L. Maiorano, L. Boitani, J. Faller, M. Briones, R. Núñez, O. Rosas, G. Ceballos & A. Falcucci. 2011. Predicting potential distribution of the jaguar (*Panthera onca*) in Mexico: identification of priority areas for conservation. *Diversity and Distributions* 17: 350-361. [<https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2010.00740.x>]
- Romero, G., E. Ruiz, E. Shahriary, C. Yee, A. Guevara, R. Paredes, J. Corrales, I. Guerrero & R. Valdez. 2024. Population and Conservation Status of Bighorn Sheep in the State of Baja California, Mexico. *Animals* 14(3): 504. [<https://doi.org/10.3390/ani14030504>]
- Rowland, M. & C. Vojta. 2013. *A technical guide for monitoring wildlife hábitat*. United States Department of Agriculture, DC. 400 p.
- Rubin, E., C. Stermer, W. Boyce & S. Torres. 2009. Assessment of predictive habitat models for bighorn sheep in California's peninsular ranges. *The Journal of Wildlife Management* 73(6): 859-869. [<https://www.jstor.org/stable/20616732>]
- Ruhl, C. & E. Rominger. 2021. Status of Desert Bighorn Sheep in New Mexico, 2019-2020. *Desert Bighorn Council Transactions* 56: 105-108. [<https://www.desertbighorncouncil.com/app/download/7127102919/DBC+Transactions+2021+Volume+56.pdf>]
- Ruiz, E. 2014. *Estado actual de la población del borrego cimarrón (Ovis canadensis weemsi) en la UMA Ejido La Purísima, Baja California Sur, México*. Tesis de Licenciatura (Biología), Facultad de Estudios Superiores Iztacala, UNAM, Estado de México. 51 p.
- Ruiz, E. 2017. *Una propuesta de manejo para el hábitat del borrego cimarrón (Ovis canadensis), en Sierra Juárez, Baja California, México*. Tesis de Maestría en Manejo de Ecosistemas de Zonas Áridas, Facultad de Ciencias, UABC, Ensenada. 97 p.
- Ruiz, E., G. Romero, M. García, E. Lozano & R. Valdez. 2018. Potential distribution model of *Ovis canadensis* in northern Baja California, Mexico. *Therya* 9: 219-226. [DOI: [10.12933/therya-18-571](https://doi.org/10.12933/therya-18-571)]

- Ruiz, E., G. Romero & I. Márquez. 2020. Knowledge and perception of the withe-tailed deer in rural communities in northeastern Mexico: Implications for its management and conservation. *Revista bio ciencias*, 7: e950.
[<https://doi.org/10.15741/revbio.07.e950>]
- Ruiz, E., G. Romero, R. Paredes, L. Tapia, L. Méndez, C. Venegas, Arrellano E., I. Guerrero & E. Lozano. 2023. Community-Based Workshops to Involve Rural Communities in Wildlife Management Case Study: Bighorn Sheep in Baja California, Mexico. *Animals* 13: 3171. [<https://doi.org/10.3390/ani13203171>]
- Salas, E., R. Valdez, S. Michel & K. Boykin. 2018. Habitat assessment of Marco Polo sheep (*Ovis ammon polii*) in Eastern Tajikistan: Modeling the effects of climate change. *Ecology and Evolution* 8: 5124–5138.
[<https://doi.org/10.1002/ece3.4103>]
- Sandoval, A., R. Valdez & A. Espinosa. 2019. Desert bighorn sheep in Mexico. En: *Wildlife ecology and management in Mexico*. Texas A&M University Press, College Station. pp. 350–365.
- Scanlon, P. 1991. Effects of highway pollutants upon terrestrial ecosystems. En: *Studies in environmental science*, volumen 44. Elsevier. pp. 281-338.
- SEDUE. 1990. ACUERDO que establece veda del aprovechamiento de la especie borrego cimarrón (*Ovis canadensis*) en su subespecie (*Ovis canadensis cremnobates*), en el Estado de Baja California, para la temporada 1990-1991, y se prohíbe estrictamente la caza, captura, transporte, posesión y comercio de dicha subespecie. *Diario Oficial de la Federación* lunes 24 de diciembre de 1990. 20-21.
- Seegmiller, R. & R. Ohmart. 1981. Ecological Relationships of Feral Burros and Desert Bighorn Sheep. *Wildlife Monographs* 78: 3–58.
[<http://www.jstor.org/stable/3830689>]
- SEMARNAT. 2019. Modificación del Anexo Normativo III, Lista de especies en riesgo de la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de

- especies en riesgo, publicada el 30 de diciembre de 2010. *Diario Oficial de la Federación* jueves 14 de noviembre de 2019. 103 p.
- SEMARNAT. 2022. *Unidades de Manejo para el Aprovechamiento Sustentable de la Vida Silvestre 2020*. Disponible en: <http://geoportal.conabio.gob.mx/metadatos/doc/html/umas20gw.html>. Fecha de acceso: junio 2024.
- Shackleton, D. 1985. *Ovis canadensis*. *Mammalian Species* 230: 1-9. [<https://doi.org/10.2307/3504034>]
- Shaw, G. 1804. The Canadian sheep. *Naturalist's miscellany* 15: (unpaginated).
- Simmons, N. & C. Hansen. 1980. Population survey methods. En: *The Desert Bighorn: Its Life History, Ecology, and Management*. University of Arizona Press, Tucson. pp. 160-287.
- Singh, N., K. Danell, L. Edenius & G. Ericsson. 2014. Tackling the motivation to monitor: success and sustainability of a participatory monitoring program. *Ecology and Society* 19(4): 7. [<http://dx.doi.org/10.5751/ES-06665-190407>]
- Skarlatidou, A., A. Hamilton, M. Vitos & M. Haklay. 2019. What do volunteers want from citizen science technologies? A systematic literature review and best practice guidelines. *JCOM: Journal of Science Communication* 18(1): A02. [<https://doi.org/10.22323/2.18010202>]
- Sletto, B., J. Bryan, M. Torrado, C. Hale & D. Barry. 2013. Territorialidad, mapeo participativo y política sobre los recursos naturales: la experiencia de América Latina. *Revista Colombiana de Geografía* 22(2): 193-209. [<https://www.redalyc.org/pdf/2818/281826970002.pdf>]
- Smith, J. & S. Borgatti. 1997. Salience counts-and so does accuracy: Correcting and updating a measure for free-list-item salience. *Journal of linguistic anthropology* 7: 208-209. [https://www.researchgate.net/profile/Stephen-Borgatti/publication/279694402_Salience_Counts-And_So_Does_Accuracy_Correcting_and_Updating_a_Measure_for_Free-List-Item_Salience/links/5a0df5530f7e9b7d4dba5656/Salience-Counts-And-So-Does-Accuracy-Correcting-and-Updating-a-Measure-for-Free-List-Item-Salience.pdf]

- Smith, N. & P. Krausman. 1988. Desert Bighorn Sheep: A guide to select management practices. *Fish & Wildlife Service* 88(35): 1-20.
[<https://apps.dtic.mil/sti/pdfs/ADA322926.pdf>]
- Soberón, J. & T. Peterson. 2005. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodiversity Informatics* 2: 1-10.
[<https://doi.org/10.17161/bi.v2i0.4>]
- Sonter, L., S. Ali & J. Watson. 2018. Mining and biodiversity: key issues and research needs in conservation science. *Proceedings of the Royal Society B* 285(1892): 20181926. [<https://doi.org/10.1098/rspb.2018.1926>]
- SPA. 2013. Estrategia estatal para la conservación y el manejo sustentable del borrego cimarrón en Baja California. *Periódico oficial del estado de Baja California*. CXX(11): 3- 126.
[<https://wsxtbc.ebajacalifornia.gob.mx/CdnBc/api/Imagenes/ObtenerImagenDeSistema?sistemaSolicitante=PeriodicoOficial/2013/Febrero&nombreArchivo=Periodico-11-CXX-2013222-SECCI%C3%93N%20II.pdf&descargar=false>]
- Stewart, S., M. Fedrigo, S. Kasel, S. Roxburgh, K. Choden, K. Tenzin, K. Allen & C. Nitschke. 2022. Predicting plant species distributions using climate-based model ensembles with corresponding measures of congruence and uncertainty. *Diversity and Distributions* 28(5): 1105-1122. [<https://doi.org/10.1111/ddi.13515>]
- Stockdale, M. & C. López. 2019. *Manejo comunitario sustentable de Productos Forestales No Maderables*. Centro de Investigaciones Tropicales Universidad Veracruzana, Estado de México. 267 p.
- Stokes, E., A. Johnson & M. Rao. 2010. *Monitoring Wildlife Populations for Management. Training Module 7 for the Network of Conservation Educators and Practitioners*. American Museum of Natural History and the Wildlife Conservation Society, Vientiane. 32 p.
- Stone, M. 2015. Community-based ecotourism: a collaborative partnerships perspective. *Journal of Ecotourism* 14(2-3): 166-184.
[<https://doi.org/10.1080/14724049.2015.1023309>]

- Stuart, G., R. Diggle, B. Munali, J. Tagg & D. Ward. 2005. The Event Book System: a community-based natural resource monitoring system from Namibia. *Biodiversity and Conservation* 14: 2611–2631. [<https://doi.org/10.1007/s10531-005-8391-0>]
- Suwal, T., S. Gurung, M. Bakhunchhe, D. Ingram & K. Pei. 2022. Human dimensions of pangolin conservation: Indigenous and local knowledge, ethnozoological uses, and willingness of rural communities to enhance pangolin conservation in Nepal. *Journal of Ethnobiology* 42(3): 1-18. [<https://doi.org/10.2993/0278-0771-42.3.7>]
- Swihart, R., J. Caudell, J. Brooke & Z. Ma. 2020. A Flexible Model-based Approach to Delineate Wildlife Management Units. *Wildlife Society Bulletin* 44: 77-85. [<https://doi.org/10.1002/wsb.1037>]
- Switalski, A. 2018. Off-highway vehicle recreation in drylands: A literature review and recommendations for best management practices. *Journal of Outdoor Recreation and Tourism* 21: 87-96. [<https://doi.org/10.1016/j.jort.2018.01.001>]
- Tapia, L. 2023. *Propuesta participativa para el diagnóstico del estado de salud poblacional del borrego cimarrón (Ovis Canadensis), en sierras borregueras de Baja California*. Tesis de Maestría en Manejo de Ecosistemas de Zonas Áridas, UABC, Ensenada. 132 p.
- Toivonen, T., V. Heikinheimo, C. Fink, A. Hausmann, T. Hiippala, O. Järv, H. Tenkanen & E. Di Minin. 2019. Social media data for conservation science: A methodological overview. *Biological Conservation* 233: 298-315. [<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.01.023>]
- Torres, E., M. Valença & C. Castro. 2016. Local ecological knowledge about endangered primates in a rural community in Paraíba, Brazil. *Folia Primatologica* 87(4): 262-277. [<https://doi.org/10.1159/000452406>]
- Tus Noticias BC. 2024. Atropellan a Borrego Cimarrón en la Carretera de Tecate-La Rumorosa. Disponible en: <https://tusnoticiasbc.com/atropellan-a-borrego-cimarron-en-la-carretera-de-tecate-la-rumorosa/>. Fecha de acceso: septiembre 2024.

- UAEM. 2021. *Centro de Recursos Idrisi-México*. Disponible en: <http://idrisi.uaemex.mx/>.
Fecha de acceso: febrero 2021.
- USGS. 2022. EarthExplorer. <http://earthexplorer.usgs.gov/>. Fecha de acceso: febrero 2023.
- Valdez, R. & P. Krausman. 1999. *Mountain sheep of North America*. The University of Arizona Press, Tucson. 353 p.
- Vallejo, L. 2022. The invisible impacts of violence and crime on biodiversity and communities in Mexican natural protected areas. *Biodiversity* 23(3-4): 164-166. [<https://doi.org/10.1080/14888386.2022.2149621>]
- Vargas, E. 2010. *Detectan caza furtiva de borrego cimarrón en un rancho al sur de El Rosario en Baja California*. Disponible en: <https://ensenada.net/noticias/nota.php?id=19050>. Fecha de acceso: agosto 2020.
- Vargas, P. 2014. Generación participativa de estrategias para la conservación y aprovechamiento de los recursos naturales y biodiversidad, con la comunidad de la institución educativa La Popa, que tiene influencia en la parte media de la cuenca del Río la Vieja, La Tebaida, Quindío. Tesis de Maestría (Desarrollo Sostenible y Medio Ambiente), Facultad de Ciencias Contables Económicas y Administrativas, Universidad de Manizales, Manizales. 133 p.
- Villero, D., M. Pla, D. Camps, J. Ruiz & Ll. Brotons. 2017. Integrating species distribution modelling into decision-making to inform conservation actions. *Biodiversity and Conservation* 26: 251–271. [<https://doi.org/10.1007/s10531-016-1243-2>]
- Voinov, A. & F. Bousquet. 2010. Modelling with stakeholders. *Environmental Modelling & Software* 25(11): 1268–1281. [<https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2010.03.007>]
- Walter, R. & R. Hamilton. 2014. A cultural landscape approach to community-based conservation in Solomon Islands. *Ecology and Society*, 19(4): 41. [<https://www.jstor.org/stable/26269701>]
- Walters, C. 1986. *Adaptive Management of Renewable Resources*. The Blackburn Press, British Columbia. 374 p.

- Waylen, K., A. Fischer, P. McGowan, S. Thirgood & E. Milner. 2010. Effect of local cultural context on the success of community-based conservation interventions. *Conservation Biology* 24(4): 1119-1129.
[<https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2010.01446.x>]
- Weeks, B., A. Ardèvol & H. Gil. 2017. Online Influence? Social Media Use, Opinion Leadership, and Political Persuasion. *International Journal of Public Opinion Research* 29(2): 214–239. [<https://doi.org/10.1093/ijpor/edv050>]
- Western, D. & R. Wright. 1994. The background to community-based conservation. En: *Natural connections: Perspectives in community-based conservation*. Island Press, DC. pp. 1–14.
- Whiting, J., V. Bleich, R. Bowyer & C. Epps. 2023. Restoration of bighorn sheep: History, successes, and remaining conservation issues. *Frontiers in Ecology and Evolution* 11: 1083350. [[doi: 10.3389/fevo.2023.1083350](https://doi.org/10.3389/fevo.2023.1083350)]
- Whyte, P., D. Henderson, K. Heuer & A. Ford. 2024. Bison and bighorns: Assessing the potential impacts of reintroducing a large herbivore to a mountainous landscape. *Ecology and Evolution* 14: e11008. [<https://doi.org/10.1002/ece3.11008>]
- Wiesenfeld, E. 2015. Las intermitencias de la participación comunitaria: Ambigüedades y retos para su investigación y práctica. *Psicología Conocimiento y Sociedad* 5: 335–387. [<https://revista.psico.edu.uy/index.php/revpsicologia/article/view/276>]
- Wilson, A. & C. Phillips. 2021. Identification and evaluation of African lion (*Panthera leo*) cub welfare in wildlife-interaction tourism. *Animals* 11(9): 2748.
[<https://doi.org/10.3390/ani11092748>]
- Wilson, L., J. Blaisdell, G. Welsh, R. Weaver, R. Brigham, W. Kelly, J. Yoakum, M. Hinks, J. Turner & J. De Forge. 1980. Desert bighorn habitat requirements and management recommendations. *Desert Bighorn Council Transaction* 24: 1-7.
[<https://www.desertbighorncouncil.com/app/download/7088682304/DBC+Transactions+1980+Volume+24.pdf>]
- WSF & WAFWA. 2012. *Distribution of bighorn sheep in North America*. Disponible en: <https://wafwa.org/initiatives/wsi/>. Fecha de acceso: octubre 2024.

- Zatarain, D. 2008. Desarrollo rural y conservación de recursos naturales: El Ejido Sierra de Juárez, Baja California. Tesis de Maestría en Administración Integral del Ambiente, Colegio de la Frontera Norte. Tijuana.112 p.
- Zarate, M., J. Slotnick & M. Ramos. Capacity building in rural Guatemala by implementing a solid waste management program. *Waste Management* 28(12): 2542-2551. [<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.10.016>]