

Universidad Autónoma de Querétaro

Facultad de Ciencias Naturales

Licenciatura en Biología

**“Análisis de Viabilidad Poblacional del Lobo Mexicano
(*Canis lupus baileyi*) en la Sierra Madre Occidental”**

TESIS

Que como parte de los requisitos para obtener el título de

LICENCIADA EN BIOLOGÍA

Presenta

DIANA FABIOLA ZAMORA BÁRCENAS

Director

Dr. Carlos Alberto López González

Santiago de Querétaro, Querétaro. Junio 2011



Universidad Autónoma de Querétaro
Facultad de Ciencias Naturales
Licenciatura en Biología

“Análisis de Viabilidad Poblacional del Lobo Mexicano (*Canis lupus baileyi*) en la Sierra Madre Occidental”

TESIS

Que como parte de los requisitos para obtener el título de
Licenciada en Biología

Presenta:

Diana Fabiola Zamora Bárcenas

Dirigido por:

Dr. Carlos Alberto López González

SINODALES

Dr. Carlos Alberto López González

Presidente

_____ Firma

M. en C. Helí Coronel Arellano

Secretario

_____ Firma

Dr. Oscar R. García Rubio

Vocal

_____ Firma

M. en C. Christian Alejandro Delfín Alfonso

Suplente

_____ Firma

Dr. Jaime Ángeles Ángeles
Director de la Facultad de Ciencias
Naturales

Dr. Luis G. Hernández Sandoval
Director de Investigación y Posgrado

RESUMEN

El Lobo Mexicano (*Canis lupus baileyi*) se considera extinto en vida silvestre. Sin embargo, existen planes de recuperación de la especie dentro de su rango histórico de distribución. En Estados Unidos (EU) ya se ha efectuado la reintroducción del lobo mexicano, mientras que en México aún está pendiente. Previo a la reintroducción en EU, se realizaron análisis de viabilidad poblacional (AVP) con la finalidad de determinar el manejo adecuado de la población que resultara en el establecimiento de una población viable dentro de los primeros seis años. La información introducida en los AVP's, se obtuvo principalmente de poblaciones en cautiverio, resultando en una predicción de la dinámica poblacional más optimista con respecto a la situación actual, ya que a 13 años de la reintroducción aún no se ha logrado establecer una población viable. El objetivo de este trabajo fue realizar un AVP para los lobos que serán liberados en México, con parámetros demográficos de la población reintroducida en EU, que sirva como herramienta para el manejo de lobos en México. Los parámetros demográficos se obtuvieron a partir de los reportes que abarcan el periodo de 1999 al 2009. Posteriormente se evaluó la dinámica poblacional bajo diferentes escenarios. Se determinó que la alta mortalidad en adultos, debida a conflictos con humanos, es el factor que más afecta el crecimiento poblacional. El escenario bajo el que se establece una población viable de lobos mexicanos en México, es el que considera una tasa baja de mortalidad, suplementación de individuos en los primeros años posteriores a la liberación y un área de reintroducción capaz de soportar un número mayor a 50 lobos. Es necesario mejorar la percepción social que se tiene del lobo en la región, debido a que una actitud antagónica podría limitar el establecimiento de una población viable.

Palabras clave: lobo mexicano, *Canis lupus baileyi*, Análisis de Viabilidad Poblacional, México, reintroducción.

ABSTRACT

The Mexican Wolf (*Canis lupus baileyi*) is considered extinct in the wild. However, there are plans to recover the species within its historic range. United States (U.S.) has already been made of the Mexican wolf reintroduction, while Mexico is still pending. Prior to the reintroduction in the U.S., were conducted population viability analyses (PVA) in order to determine the proper management of the population and obtain a viable population within the first six years. Information that was introduced in the AVP's, was obtained mainly from captive populations, resulting in a prediction of population dynamics more optimistic about the current situation. Since 13 years of reintroduction has not been able to establish a viable population. The aim of this study was to perform an AVP for wolves to be released in Mexico, with demographic parameters of the reintroduced population in the U.S., to serve as a tool for management of wolves in Mexico. The demographic parameters were obtained from reports covering the period from 1999 to 2009. Subsequently we evaluated the population dynamics under different scenarios. It was found that the high adult mortality due to social conflicts is the demographic factor that affects population growth. The scenario in establishing a viable population of Mexican wolves in Mexico requires reducing mortality rates, supplementation of individuals in the first years after the release and reintroduction area can withstand a number greater than 50 wolves. It is necessary to improve the social perception of the wolf is in the region due to an antagonistic attitude could limit the establishment of a viable population.

Key words: Mexican Wolf, *Canis lupus baileyi*, Population Viability Analysis, Mexico, reintroduction.

DEDICATORIAS

A mi familia, que aunque no comprenden a ciencia cierta lo que hago, me han dado siempre su apoyo incondicional, aún cuando eso implica ausentarme largo tiempo de casa.

A mis padres, que siempre me han apoyado en todas las decisiones que he tomado, por dejarme ser quien soy y estar orgullosos de ello. Por su amor incondicional que me ha permitido llegar hasta aquí y que es mi más grande inspiración para todo lo que hago y lo que haré en el transcurso de mi vida ¡todos mis logros y triunfos son de ustedes también!

A mis hermanos, Arturo y Jorge, que al ser yo la mayor (en edad), tengo y siento la enorme responsabilidad de tratar de ser un buen ejemplo para ustedes o al menos demostrarles que los sueños se pueden cumplir... vayan por el suyo! Tienen todo el potencial del mundo! Yo siempre estaré para apoyarlos...

A mis abuelos paternos, personas realmente admirables. Jamás olvidaré todos los buenos consejos que me han dado, las tardes tan agradables conversando con ustedes, sus bendiciones antes de cada viaje, la sonrisa y el abrazo fuerte al verme al regresar.

AGRADECIMIENTOS

A la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) por el apoyo económico otorgado dentro del proyecto de “Reintroducción del lobo mexicano (*Canis lupus baileyi*) en la Sierra Madre Occidental”.

A la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) por el apoyo económico otorgado dentro del proyecto de “Reintroducción del lobo mexicano (*Canis lupus baileyi*) en la Sierra Madre Occidental”.

A Naturalia Comité para la Conservación de Especies Silvestres A. C. por el apoyo económico y material de campo otorgado y por permitirme participar dentro del proyecto “Reintroducción del lobo mexicano (*Canis lupus baileyi*) en la Sierra Madre Occidental”.

A la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) por el apoyo económico otorgado dentro del proyecto de “Reintroducción del lobo mexicano (*Canis lupus baileyi*) en la Sierra Madre Occidental”.

A la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) por el apoyo económico otorgado dentro del proyecto de “Reintroducción del lobo mexicano (*Canis lupus baileyi*) en la Sierra Madre Occidental”.

A Naturalia Comité para la Conservación de Especies Silvestres A. C. por el apoyo económico y material de campo otorgado y por permitirme participar dentro del proyecto “Reintroducción del lobo mexicano (*Canis lupus baileyi*) en la Sierra Madre Occidental”.

A mis sinodales: Helí Coronel Arellano, Oscar García Rubio, Christian Delfín y Carlos López, gracias por su valioso tiempo dedicado a la revisión y sus comentarios a este escrito.

Nunca habrá palabras para agradecer a la persona que sin duda también se lleva mucho crédito de de lo que he logrado a lo largo de estos años: al Dr. Carlos A. López González. De verdad que ha significado mucho para mí todo el apoyo académico, cariño, regaños y amistad que me has dado y que me han permitido crecer y seguir creciendo en lo académico y personal. Gracias por la confianza que has depositado en mí.

A veces no hace falta un lazo de sangre para considerar a ciertas personas tan cercanas como una familia: Carlos López González, Nalleli Lara Díaz, Helí Coronel Arellano, Alejandro González Bernal y Eugenia Espinosa Flores... ¿qué hubiera sido de mi sin ustedes? quizás no estaría tan descocada, tendría temas de conversación decentes a la hora de comer, seguiría sin aprender a cocinar y quizás brillaría en sociedad... pero el haberlos conocido y lo que he vivido con ustedes no lo cambio por nada. Ustedes son realmente la razón por la cual he aguantado los largos periodos fuera de casa. Gracias por su cariño, risas que sacan lágrimas y su apoyo. Por las tantas maravillosas vivencias en el cerro y fuera de él. Y por supuesto a quienes igual

no han tenido que lidiar tanto conmigo como los ya mencionados pero que igual me han dado su cariño y apoyo: Miguel Gómez Ramírez, Carmina Gutiérrez González y Rosa Jiménez Maldonado.

A mis profesores de la Universidad Autónoma de Querétaro, que me compartieron su saber y su pasión por esta gran ciencia llamada biología.

A mis compañeros entrañables de la generación 2005-2009 de la licenciatura en biología. Jamás los olvidaré. Gracias por acompañarme en este ciclo de mi vida.

A todos mis amigos que me han acompañado desde el comienzo de mi carrera e incluso desde antes. Mis amigos de toda la vida: “los del CBTis” que tantas veces les he fallado en reuniones y días importantes pero que nunca me han dado la espalda y me la perdonan (espero), y cuando regreso me reciben siempre con una sonrisa y un gran abrazo. A “los de la colonia” por aquellos buenos tiempos que siempre llevaré conmigo y su siempre buena vibra para lograr mi sueño. Muy en especial a Aldo, que has estado desde que esto sólo era un sueño guajiro y ahora es una realidad y que a pesar de los episodios amargos siempre fuiste un gran apoyo alentándome a lograr mi sueño, a no ser “una simple planta”, gracias por seguir siendo mi amigo y por tu cariño.

A Nalleli Lara Díaz y Alejandro González Bernal, que aunque no formaron parte dentro de mi comité, estuvieron siempre al tanto y fueron parte fundamental para el desarrollo de este trabajo, aportando comentarios y revisando mi escrito constantemente. Saben que les estoy y estaré siempre agradecida por todo su apoyo.

A los que han sido un gran apoyo antes, durante y al final de mi paso por la universidad: Kharla, Priscila, Arturo, Estela, Mane, Evelyn, Jessy y Carlos, Daniel, Iván, Luis, Isabel, Paty, Vane, etc.

A Luis Escobedo Morales que también aportó comentarios para mejorar la presentación de este trabajo. Gracias por todo tu cariño y apoyo que han sido muy importantes para mí.

Gracias por todo el apoyo que me brindó cada uno de los mencionados y a los que se me pasó mencionar. Espero que la vida me permita seguir contando con ustedes para lo que sigue.

ÍNDICE

	Página
Resumen	i
Abstract	ii
Dedicatorias	ii
Agradecimientos	iii
Índice	iv
Índice de cuadros	v
Índice de figuras	vi
Índice de apéndices	
1. INTRODUCCIÓN	1
2. ANTECEDENTES	3
Conflicto humanos-carnívoros permanentes	3
Exterminio e inicio de la recuperación del lobo mexicano en vida silvestre	5
Estado actual del proyecto de recuperación del lobo mexicano en Estados Unidos	5
Estado actual del proyecto de recuperación del lobo mexicano en México	
El análisis de viabilidad poblacional	
3. OBJETIVOS	7
Objetivo general	7
Objetivos particulares	7
4. MÉTODOS	8
4.1. Parámetros demográficos	8
4.1.1. Sistema reproductivo	9
4.1.2. Proporción de hembras y machos reproductivos	11
4.1.3. Promedio de crías, máximo número de progenie por camada y proporción de sexos al nacer	16
4.1.4. Edad de la primera reproducción (Hembras-Machos)	
4.1.5. Máxima edad reproductiva	
4.1.6. Máximo número de camadas por año	
4.1.7. Tasas de mortalidad	

4.2. Capacidad de carga	
4.3. Simulación del análisis de viabilidad poblacional	
5. RESULTADOS Y DISCUSIONES	17
5.1. Proporción de Hembras y Machos reproductivos	17
5.2. Promedio de Crías, máximo número de progenie por camada y proporción de sexos al nacer	20
5.3. Edad de la primera reproducción (Hembras-Machos)	
5.4. Máxima edad reproductiva	
5.5. Tasas de mortalidad	
5.6. Simulación del análisis de viabilidad poblacional	
6. DISCUSIONES	
7. CONCLUSIONES GENERALES	22
8. LITERATURA CITADA	25
9. APÉNDICE	32

ÍNDICE DE CUADROS

	Página
Cuadro 1. Porcentajes de hembras y machos reproductivos en la población del Área de Recuperación del Lobo Mexicano desde 1999 hasta el 2009.	29
Cuadro 2. Número de hembras reproductivas de lobo mexicano (<i>Canis lupus baileyi</i>) desde 1999 hasta el 2009. Se compara el número de hembras que se reprodujeron en cautiverio (HCR) y que posteriormente fueron introducidas junto con su progenie al Área de Recuperación del Lobo Mexicano Blue Range contra aquellas que se reprodujeron en estado libre dentro del área (HRVL).	30
Cuadro 3. Tasas de mortalidad representadas en porcentajes en crías, juveniles y adultos de la población del Área de Recuperación del Lobo Blue Range que abarca el periodo de 1999 hasta el 2009.	36
Cuadro 4. Porcentajes de mortalidad para cada año y el porcentaje promedio para todo el periodo de 1999 al 2009 en la población de <i>Canis lupus baileyi</i> en el Área de Recuperación del Lobo Blue Range en Estados Unidos.	39
Cuadro 5. Comparación de la probabilidad de supervivencia $P(S)$, tasa intrínseca de crecimiento (r) y tasa anual de crecimiento (λ) al reducir las tasas de mortalidad en las categorías de edad en juveniles y adultos.	42

ÍNDICE DE FIGURAS

	Página
Figura 1. Localización geográfica del polígono de influencia para la zona de liberación de lobo mexicano.	17
Figura 2. Frecuencia del tamaño de camada de la población de lobos mexicanos en vida libre documentada en el Área de Recuperación del Lobo Mexicano (n = 198).	33
Figura 3. Frecuencia de edades a la cual producen su primera progenie las hembras en la población en vida libre en el Área de Recuperación del Lobo Mexicano (n = 14) en hembras.	34
Figura 4. Frecuencia de edades a la cual producen su primera progenie los machos en la población en vida libre en el Área de Recuperación del Lobo Mexicano (n = 21) en machos.	35
Figura 5. Escenario grupo familiar. Probabilidad de supervivencia del grupo de lobos mexicanos (n = 5) a ser liberado en la Sierra Madre Occidental.	41
Figura 6. Comparación de los escenarios reduciendo las tasas de mortalidad en cada una de las categorías de edad en juveniles y adultos y sus efectos en la probabilidad de supervivencia (a) y en el tamaño poblacional (b).	44
Figura 7. Escenario reducción de tasas de mortalidad. Se modificaron las tasas de mortalidad en juveniles y adultos teniendo como referencia las tasas reportadas para poblaciones de <i>Canis lupus</i> sin efectos antropogénicos. Se muestra la probabilidad de supervivencia (a) y la proyección del tamaño poblacional N (b) y se contrastan con el escenario grupo familiar a lo largo de la simulación.	46

Figura 8. Escenario suplementación de individuos. Se simuló la suplementación de una pareja en edad reproductiva cada año, durante los primeros 10 años de la proyección a partir del escenario grupo familiar. Se muestra la probabilidad de supervivencia (a) y la proyección del tamaño poblacional N (b) y se contrastan con el escenario grupo familiar a lo largo de la simulación. 49

Figura 9. Escenario reducción de tasas de mortalidad y suplementación. Se integra en una simulación la suplementación de una pareja reproductiva cada año, durante los primeros 10 años de la proyección y la reducción de las tasas de mortalidad en juveniles y adultos. Se muestra la probabilidad de supervivencia (a) y el tamaño poblacional (b) a lo largo de 50 años, contrastándose con el escenario grupo familiar. 50

Figura 10. Escenarios con diferente valor en la capacidad de carga de 30, 50, 70 y 100. En cada uno de los escenarios se integra la reducción de las tasas de mortalidad y la suplementación de individuos. 51

ÍNDICE DE APÉNDICES

	Página
Apéndice 1. Localización geográfica del polígono de influencia para la zona de liberación de lobo mexicano.	17
Apéndice 2. Frecuencia del tamaño de camada de la población de lobos mexicanos en vida libre documentada en el Área de Recuperación del Lobo Mexicano (n = 198).	33
Apéndice 3. Causas de remoción de individuos documentadas en el Área de Recuperación del Lobo Blue Range desde 1999 hasta el 2009 (USFWS, 2010).	

1. INTRODUCCIÓN

La mayoría de las especies de grandes carnívoros ejercen una fuerte influencia en las comunidades biológicas que habitan debido al papel ecológico que tienen al encabezar las cadenas tróficas interviniendo así en la estabilidad del ecosistema que habitan. Este grupo de especies presentan amplias áreas de distribución y requerimientos de hábitat por lo que son vulnerables a la pérdida y fragmentación del hábitat (Noss *et al.*, 1996; Woodroffe & Ginsberg 1998). De tal manera que al conservar un carnívoro en particular, simultáneamente se protegen todos los elementos del ecosistema donde éste habita (Sillero-Zubiri, 2000; Steneck, 2005).

El desarrollo de las actividades humanas han reducido en gran medida la extensión y la calidad de las áreas silvestres (áreas de hábitat continuo sin caminos o infraestructura) adecuadas para la supervivencia de los carnívoros (Woodroffe, 2000; Sunquist y Sunquist; 2001; Ruediger, 2004; Steneck, 2005). Esto ha propiciado que se favorezcan los conflictos entre carnívoros y seres humanos, principalmente por las pérdidas económicas que éstos generan al matar ganado u otros animales domésticos (Linnell *et al.*, 1999; Mertens y Promberger, 2001; Berger, 2006). Como consecuencia, desde hace décadas ha tenido lugar la persecución o “control” de depredadores, que han tenido un serio impacto en las poblaciones de carnívoros llegando a erradicarlos casi por completo a nivel local o regional (Brown, 1983; Woodroffe *et al.*, 2005).

Uno de los casos que mejor ejemplifica lo anterior es el del lobo gris mexicano (*Canis lupus baileyi*), ésta subespecie del lobo gris se distribuyó históricamente desde el suroeste de Estados Unidos (E. U.) hasta el centro de México (Brown, 1983; Nowak, 1995; Parsons 1996; Mech y Boitani, 2003) y se considera extinto en vida libre desde finales de las décadas de los 1970s, como consecuencia de la pérdida de hábitat y de los intensos programas de control de depredadores implementados a lo largo de su área histórica de distribución (Brown, 1983).

Como medida para favorecer la recuperación del lobo mexicano, actualmente se lleva a cabo un plan de conservación entre ambas naciones (México-Estados

Unidos) que, entre otras estrategias (i.e reproducción en cautiverio), plantea la liberación de individuos de cautiverio al medio libre (SEMARNAT, 2009; Moctezuma-Orozco *et al.*, 2010,). En los E. U. ya se ha llevado a cabo la liberación de lobos desde 1998 (Brown y Parsons, 2001; USFWS, 2010b), mientras que en México ésta acción aún está pendiente.

Una de las herramientas que ha sido utilizada ampliamente en los planes de conservación de diversas especies es el análisis de viabilidad poblacional (AVP), el cual comprende un conjunto de modelos y métodos analíticos a partir de parámetros demográficos (Akçakaya y Sjögren-Gulve, 2000). Estos modelos evalúan el riesgo de extinción de una especie o población dada y ayudan a identificar los factores que contribuyen a su vulnerabilidad dentro de un periodo de tiempo (Akçakaya, 1992; Reed *et al.*, 1998; Akçakaya y Sjögren-Gulve, 2000; Beissinger, 2002; Beissinger y McCullough, 2002; Eizirik *et al.*, 2002; Ralls *et al.*, 2002; Miller, 2004). También es posible integrar la genética de una especie e incluso la variabilidad medioambiental bajo diferentes escenarios (Beissinger y McCullough, 2002; Miller y Lacy, 2006).

Los AVP que se han realizado para el lobo mexicano se han basado en datos demográficos de individuos en cautiverio e incluso de otras especies de lobo gris (Fuller, 1989; Seal, 1990; Carroll *et al.*, 2003; Fritts y Carbyn, 2005), debido a la escasa información existente sobre su biología en vida libre. Siendo así que los modelos obtenidos de éstos análisis distan mucho de predecir la dinámica poblacional en vida libre y por ende, no son lo suficientemente robustos para la elaboración de adecuados planes de conservación. Esto ha afectado a la población de lobos mexicanos en vida libre en E.U., ya que estos modelos sirvieron como herramienta para el diseño del manejo de la población (i.e adición de animales a la población). A 13 años de haberse iniciado la liberación de lobos en E.U., dicha población cuenta con menos de 50 individuos, cuando los modelos elaborados predijeron que en menos de 10 años la población contaría con alrededor de 100 individuos.

En este trabajo se realizó un AVP con parámetros demográficos que se generaron a partir de la población en vida libre en E.U. A pesar de que esta población está sujeta a un constante manejo, son la base cuantitativa más cercana a una población en vida libre. Además, la región propuesta donde se encuentra el sitio de

liberación en México, posiblemente enfrentará los mismos problemas antropogénicos con respecto al sitio de reintroducción en E.U., ya que en ambas regiones el sector ganadero tiene un papel antagónico con respecto a la reintroducción del lobo, lo que en términos biológicos se ve reflejado en una tasa negativa de crecimiento de la población en E.U y se espera similar en México.

De esta manera se buscó generar un modelo que describa las posibles condiciones que enfrentará la población de lobos mexicanos en nuestro país y así proporcionar una herramienta que pueda ayudar en el desarrollo de estrategias de manejo adecuadas.

2. ANTECEDENTES

2.1 Exterminio e inicio de la recuperación del lobo mexicano en vida silvestre

De las cinco subespecies de lobo gris presentes en Norteamérica, el lobo mexicano, presenta la mayor distancia genética (García-Moreno *et al.*, 1996; Mech y Boitani, 2004; Leonard *et al.*, 2005). Ésta especie habitaba principalmente en las regiones montañosas y boscosas del suroeste de E.U. hasta el centro de México, donde prevalecían las condiciones propicias para el establecimiento de ungulados, su principal presa (Leopold 1959, Brown 1983, Bednarz 1988; SEMARNAT, 2009).

Impulsado por la industria ganadera del suroeste de Estados Unidos, en 1890 se implementó un programa de control letal enfocado en erradicar al lobo mexicano, pero que sin duda afectó otras poblaciones de carnívoros [e.g. oso grizzly (*Ursus arctos*), oso negro (*Ursus americanus*), jaguar (*Panthera onca*), puma (*Puma concolor*); Brown, 1983]. Esta campaña de exterminio se intensificó durante el periodo de 1915 a 1925 (Brown, 1983; SEMARNAT, 2009). Como consecuencia, alrededor del año de 1950, el lobo mexicano se consideraba casi extinto en el suroeste de E. U.; mientras que en México en la década de 1970s se estima que existían alrededor de 50 individuos en vida libre (McBride, 1980; Brown, 1983; Bednardz, 1988).

Irónicamente, debido a la disminución del número de lobos mexicanos en vida libre, en el año de 1976, ésta subespecie es incluida en el Acta de Especies en Peligro (Endangered Species Act: 68:15804-15882) de E.U. y, casi dos décadas después, en la Norma Oficial Mexicana (NOM-059-ECOL-94, Diario Oficial de la Federación 1994).

En 1982 se establece el Plan de Recuperación del lobo mexicano como un compromiso binacional (México-Estados Unidos) y se inicia un programa de reproducción en cautiverio con cinco individuos capturados en vida libre por Roy T. McBride (linaje conocido como "McBride"; Parsons, 1996, 1998; Lindsey y Siminski, 2007), con el propósito final de reintroducir y mantener una población de lobo mexicano en vida libre genéticamente viable y autosustentable dentro de lo que fue su

rango histórico de distribución (Reyes y López, 1989; Parsons, 1998; USFWS, 2010a; USFWS, 2010b).

Debido al reducido número de animales fundadores y por ende, al pobre acervo genético con el que se inició el programa de reproducción, en 1995 se adicionaron lobos mexicanos provenientes de dos linajes llamados “Ghost Ranch” y “San Juan de Aragón”, por lo que aumentó a siete el número de lobos fundadores (Hedrick *et al.*, 1997) lo que ha incrementado la diversidad genética (Hedrick *et al.*, 1997; Parsons, 1998). Varios estudios han argumentado que la población de lobos mexicanos que se encuentra en cautiverio, presenta niveles bajos o casi nulos de depresión endogámica (Hedrick *et al.*, 1997; Kalinowski *et al.*, 1999; Fredrickson *et al.*, 2007)

2.2 Estado actual del proyecto de recuperación del lobo mexicano en Estados Unidos

En 1997 el Departamento del Interior de E.U. (Dept. of Interior US), aprobó la reintroducción de lobos mexicanos (USFWS, 1997). Un año después, bajo el estatus de “población experimental-no esencial”, se liberaron 11 lobos en el Área de Recuperación del Lobo “Blue Range” (BRWRA, por sus siglas en inglés) localizada entre los estados de Arizona y Nuevo México (Parsons, 1998; USFWS, 2010b).

La designación “población experimental-no esencial” se estableció como una estrategia que permite un manejo flexible (e.g remoción de individuos por depredación y/o captura y reincorporación de los dispersores de vuelta al área de reintroducción; USFWS, 2010). Se consideró que tal estrategia ayudaría a proporcionar una protección adecuada al programa de recuperación dirigida a los potenciales conflictos sociales, especialmente por depredación de ganado (Parsons, 1998).

Previo a la liberación de lobos mexicanos en el BRWRA se realizó un análisis de viabilidad poblacional (AVP) como herramienta para evaluar el riesgo de extinción y para ayudar a establecer estrategias de manejo de la población de lobos (Seal, 1990; IUCN, 1996; Carrol *et al.*, 2004; USFWS, 2010a). Por medio de éste análisis, se

obtuvo que la liberación de tres grupos familiares (10 a 15 lobos) cada año, durante los primeros tres a cinco años posteriores a la liberación, tendría como resultado el establecimiento de una población de aproximadamente 100 lobos mexicanos en un periodo de ocho a 10 años (Seal, 1990).

La información demográfica utilizada en los AVPs, se obtuvo de individuos en cautiverio y de otras poblaciones silvestres de *Canis lupus* en Italia y E.U. debido a la escasa información sobre el lobo gris mexicano en vida libre (Seal, 1990; USFWS, 2010a). Lo que resultó en un modelo con una base poco confiable para la planeación de un manejo apropiado de la población reintroducida a la vida silvestre.

Actualmente, el programa de recuperación en vida silvestre en E.U. no se puede considerar exitoso, ya que no se ha logrado establecer una población de 100 individuos como se esperaba para el año 2006, contando a la fecha con menos de 50 lobos en el BRWRA (USFWS, 2010a).

La caza ilegal y el manejo bajo la designación de “población experimental-no esencial”, han tenido un efecto negativo en la tasa de crecimiento de la población de lobos mexicanos; siendo la causa responsable de más del 50% de la mortalidad reportada (USFWS, 2010a).

2.3 Estado actual del proyecto de recuperación del lobo mexicano en México

En México la liberación lobos mexicanos sigue pendiente, debido principalmente al marcado antagonismo por parte del sector ganadero con respecto al proyecto de reintroducción. Con base a los sitios potenciales evaluados en las Sierras Madre Occidental y Oriental (e.g., SEMARNAP, 2000; Araiza, 2002; Carroll *et al.*, 2006; Martínez-Gutiérrez, 2007), la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) seleccionó en el 2008 como primer sitio de liberación, la Sierra de San Luis en el noreste de Sonora (Figura 1). El área cuenta con una adecuada abundancia y densidad de presas silvestres potenciales para el lobo mexicano (Lara-Díaz, 2010).

Durante la reunión binacional en 2009, coordinada por el Comité Técnico Consultivo para la Recuperación del lobo gris Mexicano (México) y el Servicio de

Pesca y Vida Silvestre (E.U.), se eligió el grupo familiar a ser liberado en la Sierra Madre Occidental, el cual está conformado por cinco individuos (pareja reproductiva y tres crías; CONANP, comunicación personal).

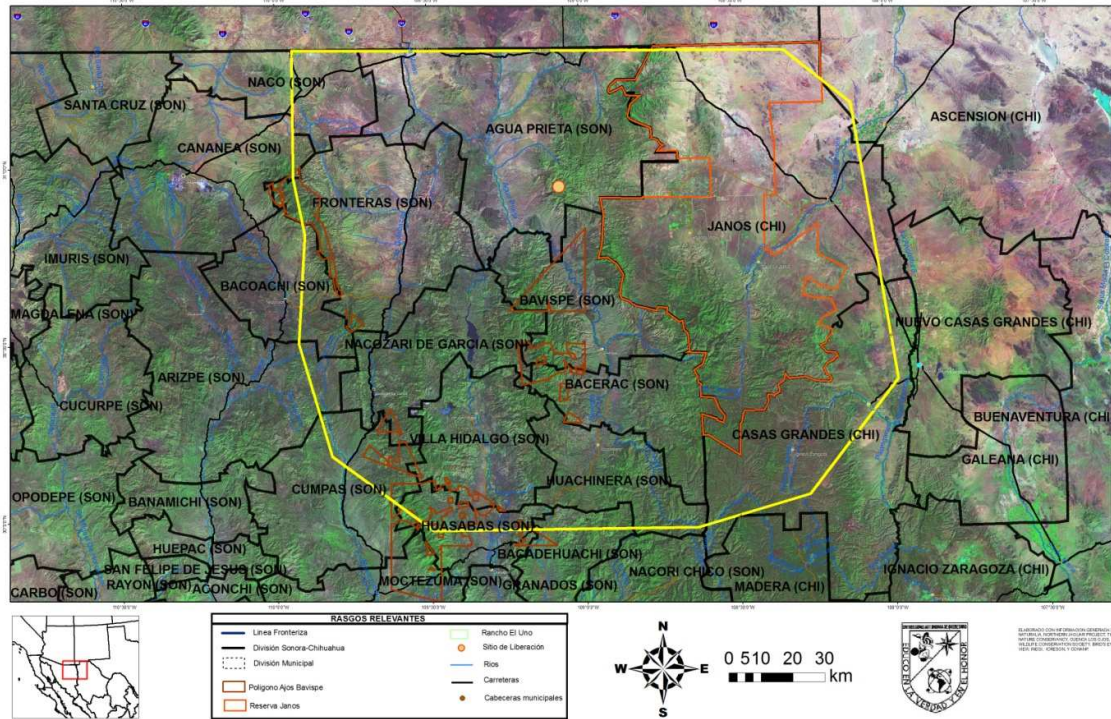


Figura 1. Localización geográfica del polígono de influencia para la zona de liberación de lobo mexicano

3. OBJETIVOS

Objetivo General:

- Evaluar la viabilidad poblacional del lobo mexicano (*Canis lupus baileyi*) en la Sierra Madre Occidental bajo diferentes escenarios de manejo en un periodo de 50 años.

Objetivos particulares:

- Obtener parámetros demográficos del lobo mexicano en vida libre con base en la población de lobos mexicanos en el Área de Recuperación del Lobo Blue Range en Estados Unidos.
- Realizar una proyección de la dinámica poblacional del lobo mexicano con parámetros demográficos generados con base en una población en vida libre.
- Determinar el riesgo de extinción del grupo familiar a ser liberado en la Sierra Madre Occidental.
- Determinar los principales factores demográficos que favorezcan el establecimiento de una población viable de lobos mexicanos en la Sierra Madre Occidental.

4. MÉTODOS

El AVP para la población de lobo mexicano se realizó mediante el programa VORTEX 9.98 (Lacy *et al.*, 2008). Este programa modela la dinámica poblacional y estima las probabilidades y tiempos de extinción (Lacy, 1993; Miller y Lacy, 2005), de acuerdo a la probabilidad de que ocurran los eventos o condiciones que fueron introducidos en el modelo (e.g. nacimientos, muertes, catástrofes, cosecha y suplementación de individuos; Lacy, 2000b; Miller y Lacy, 2005).

5.1 Parámetros demográficos

Los parámetros demográficos utilizados para generar el AVP fueron: promedio de crías por camada, proporción de adultos reproductivos, edad reproductiva, máxima edad reproductiva y tasas de mortalidad en crías, juveniles y adultos. Se realizó una búsqueda intensiva de la historia de vida de cada individuo de la población en el BRWRA, llevando un registro anual para el periodo de 1999 a 2009. La información demográfica se obtuvo y calculó a partir de los reportes mensuales (USFWS, 2010c) y de los reportes anuales del periodo del 2001 al 2007 (USFWS 2003a, 2003b, 2004, 2005, 2006a, 2006b, 2007), del Servicio de Caza y Pesca de E.U. (USFWS, por sus siglas en inglés), que documentan el estatus de la población en vida libre del lobo mexicano en el BRWRA. De igual forma, se utilizó el libro genealógico internacional del lobo mexicano, también llamado *Stud book*, de los años 2008 y 2010 (Siminski, 2008, 2010).

Durante las prospecciones de campo llevadas a cabo por el Equipo Interinstitucional (IFT, por sus siglas en inglés), se logró la captura de lobos sin collar; aquellos que no contaran con registro en el *Stud book* se les asignó un número de identificación en el libro genealógico. También, el IFT, determinó el parentesco de los lobos nuevos capturados por medio de exámenes genéticos. De esta manera, se determinó la fecha aproximada de nacimiento y si era posible, el parentesco con alguno de los lobos de la población en vida libre.

Estos lobos identificados, se agregaron a nuestro registro. En los casos donde se podía saber quién o quiénes eran los padres, se consideró al individuo como parte

del número de crías reportadas para los lobos reproductivos en el año correspondiente. Si todas las crías reportadas para la pareja reproductiva a la cual fue asignado el lobo capturado, tenían ya un número de identificación, entonces éste nuevo lobo se adicionaba al tamaño de camada. De igual forma, una vez determinada la fecha aproximada de nacimiento del lobo capturado, éste se agregaba en nuestro registro en el año en que se determinó su nacimiento y en cada uno de los siguientes hasta el año en que fue capturado.

Una vez completada la tabla de vida de los individuos, se procedió a obtener los parámetros demográficos que se requieren incorporar al programa VORTEX para realizar el análisis de viabilidad.

5.1.1 Sistema reproductivo

El lobo gris (*Canis lupus*) es un animal que forma estructuras sociales complejas (Fuller, *et al.*, 2003). Aunque es escasa la información existente sobre el comportamiento social del lobo gris mexicano en vida libre, se sabe que las manadas están conformadas por al menos una hembra y un macho (ambos adultos reproductivos) que permanecen unidos hasta que alguno de ambos muere o se dispersa fuera del territorio de la manada (Kleiman, 1977; Harrington *et al.*, 1982; Mech 1999, Mech y Boitani, 2003).

En esta sección del VORTEX, hay cuatro diferentes sistemas reproductivos a elegir de acuerdo al tipo de reproducción de la especie de estudio: monógamo, polígamo, y monógamo o polígamo a largo plazo.

De acuerdo a lo mencionado anteriormente sobre el comportamiento social del lobo quedan dos opciones a elegir en el modelo. Si se selecciona la opción de “monógamo”, el programa asume que habrá un macho para cada hembra en edad reproductiva, por lo que los machos serán un factor que podría limitar la reproducción, y las parejas se determinarán de forma aleatoria en cada año de la simulación. De tal manera que todos los individuos en edad reproductiva tendrán la misma probabilidad de reproducirse. Si se elige la opción “monógamo a largo plazo”, una vez que en la simulación se haya formado una pareja, ésta permanecerá constante a través de

todos los años de la simulación hasta que la hembra o macho mueran, o se dispersen a otra población. Aunque no hay un efecto significativo demográficamente si se elige o no la opción “a largo plazo”, genéticamente sí puede presentarse un efecto en la población (i.e. pérdida de heterocigosidad; Lacy *et al.*, 2008; Miller, 2005)

Con base en lo anterior, se eligió la opción “monógamo a largo plazo” ya que de este modo se refleja el comportamiento social propio del lobo gris. Ésta opción se introdujo en todos los escenarios simulados.

5.1.2 Proporción de hembras y machos reproductivos

La proporción de lobos mexicanos adultos (hembras y machos) que se reproducen anualmente se estimó con respecto al número de lobos en edad reproductiva en la población en el BRWRA. Para ello, se contabilizó el número total de individuos cuya edad fuera de 2 años o mayores, reportados para cada uno de los años del periodo de estudio. Cabe mencionar, que en éste caso, se excluyeron aquellos lobos adultos que fueron removidos de la población antes de la época de nacimiento de los lobeznos, que ocurre a partir de la tercera semana de marzo hasta la cuarta semana de mayo (Servín, 1997). También, se descartaron los adultos que se reprodujeron en cautiverio y que posteriormente fueron liberados en la población junto con su progenie, así como aquellas hembras preñadas en vida libre y que se capturaron y trasladaron a alguna instalación donde nacieron sus crías. Finalmente, se contaron los individuos que no presentaron alguna o ninguna de las condiciones mencionadas anteriormente (adultos en temporada reproductiva, A_{TR}).

Las exclusiones mencionadas anteriormente se hicieron con el fin de realizar un modelo con parámetros demográficos que reflejaran lo mayor posible el comportamiento del lobo mexicano en vida libre, es por ello que no se consideraron aquellos individuos que se reprodujeron en cautiverio o hembras preñadas en vida libre pero que sus crías nacieron en cautiverio.

Tomando como base a los adultos en temporada reproductiva (A_{TR}), se contó el número de hembras y machos que se reportaron con presencia de crías para cada año (A_R). Una vez obtenidos estos dos valores, se estimó para cada año el porcentaje

de adultos reproductivos (X_{PR}) con respecto al número de adultos en temporada reproductiva (A_{TR}). El procedimiento descrito previamente se resume en la siguiente fórmula:

$$X_{PR} = \frac{A_R (100)}{A_{TR}}$$

Donde: X_{PR} = porcentaje de adultos reproductivos; A_{TR} = número de adultos en temporada reproductiva, A_R = número de adultos reproductivos reportados con presencia de crías.

Finalmente, a partir de los porcentajes obtenidos de cada año, se obtuvo la media (\bar{X}) y desviación estándar. Estos valores se introdujeron en el programa.

5.1.3 Promedio de crías, máximo número de progenie por camada y proporción de sexos al nacer.

A través de una revisión exhaustiva de la información contenida en los reportes mensuales, se determinó el número de crías nacidas por camada, así como la proporción de sexos al nacer (USFWS, 2010c). Asimismo, se obtuvo el promedio (y la desviación estándar) de las crías nacidas en vida libre. Éste valor fue introducido en todos los escenarios que se simularon.

En el modelo es posible introducir el número máximo de crías registradas, aún si es raro que suceda (Miller y Lacy, 2005). De acuerdo a lo anterior, se introdujo en el análisis el máximo valor documentado de crías por camada (nacidas en vida libre).

5.1.4 Edad de la primera reproducción (Hembras-Machos)

VORTEX 9.98 considera como edad reproductiva el evento en que sucede el nacimiento de las primeras crías, no la edad cuando comienza la madurez sexual (Miller, 2005; Lacy *et al.*, 2008).

Para obtener el valor de la edad reproductiva, se tomaron como base los adultos en temporada reproductiva (A_{TR} ; véase sección 4.1.2), de los cuales se determinó la fecha de nacimiento teniendo como referencia los libros genealógicos o

Stud book (Siminski, 2008; Siminski, 2010). De igual manera, se determinó si las crías nacieron en cautiverio o vida libre, y la fecha de nacimiento de sus primeras crías registradas en el *Stud book* (Siminski, 2008; Siminski, 2010) y/o en los reportes del BRWRA (de 1999 a 2009; USFWS, 2010c). De esta forma se determinó la edad a la cual los lobos tuvieron su primera descendencia. Finalmente, sólo se consideraron los lobos con descendencia nacida en vida libre. Se registró la edad a la cual tuvieron su primera camada y se obtuvo la mediana como parámetro descriptivo para que ocurra éste evento. Este procedimiento fue realizado por separado para hembras y machos.

Se excluyeron los lobos adultos sin número de identificación en los libros genealógicos, ya que no fue posible determinar la fecha de nacimiento y por ende la edad a la cual nació su primera descendencia.

En el modelo se introdujo la mediana de la edad reproductiva ya que Miller *et al.* (2005) sugieren que de esta forma se representa la tendencia normal de la población, lo que no sucedería si se introduce el valor de la edad más temprana observada o la media.

5.1.5 Máxima edad reproductiva

VORTEX asume que los individuos tienen la capacidad de reproducirse durante toda su vida adulta. Sin embargo, se recomienda introducir en el modelo la edad biológica a la que cesa la reproducción, no la edad de la máxima esperanza de vida (Miller, 2005).

De los lobos adultos en temporada reproductiva (A_{TR} ; véase sección 4.1.2), se buscó su fecha de nacimiento registrada en los *Stud-book* (Siminski, 2008; Siminski, 2010). También, se determinó la fecha y el lugar de nacimiento (cautiverio o vida libre) de sus últimas crías que se reportaron para cada uno de los individuos a partir del *Stud book* y/o los reportes mensuales (Siminski, 2008; Siminski, 2010; USFWS, 2010c).

Con el fin de estimar el valor de la máxima edad reproductiva, fueron seleccionados aquellos individuos de los cuales se reportó o mencionó que su última descendencia nació en vida libre. Así, se determinó la edad a la que cada uno de

estos individuos se reprodujeron por última vez. En el modelo se consideró la edad de aquél lobo que tuvo su última descendencia a una edad mayor con respecto a los demás lobos en la población del BRWRA a lo largo del periodo de entre 1999 y 2009.

5.1.6 Máximo número de camadas por año

El lobo gris (*Canis lupus*), tiene sólo una camada por año (Paquet *et al.*, 1982) ya que las hembras son estrictamente monoestralas (Hayssen *et al.*, 1993). Condición que no es disímil para la subespecie del lobo mexicano (*C. lupus baileyi*) (Bernal *et al.*, 1990; Esquivel *et al.*, 1994) que también produce una camada al año. Por lo que se introdujo éste valor en todos los escenarios simulados.

5.1.7 Tasas de Mortalidad

VORTEX 9.98 (Miller, 2005; Lacy *et al.*, 2008) establece automáticamente las clases de edad de acuerdo a la edad que se especifica en el modelo respecto a cuándo sucede la primera reproducción para la especie de estudio. Es decir, si la especie suele tener su primera descendencia a los dos años, VORTEX establecerá tres clases de edad de la siguiente manera: de cero a un año, de uno a dos años, y más de dos años. Por ello, una vez que se obtuvo el valor de la edad de la primera reproducción (véase sección 4.1.4), se procedió a generar las tasas de mortalidad para cada una de las clases de edad que VORTEX estableció.

Para estimar las tasas de mortalidad anual, se contó el número total de individuos, así como el número de individuos muertos registrados en el *Stud-book* (para cada clase de edad, por separado; Siminski 2008; Siminski 2010). También se consideraron como individuos muertos aquellos lobos que permanecieron más de tres meses en “estatus desconocido” en los reportes mensuales (USFWS, 2010c) y anuales (USFWS 2003a, 2003b, 2004, 2005, 2006a, 2006b, 2007). Además, se incluyeron en el conteo aquellos lobos que a pesar de no tener un número de registro en el libro genealógico, el IFT los mencionaba en los reportes y transcurrían más de tres meses a partir del último avistamiento.

El IFT considera a un individuo en “estatus desconocido” al transcurrir tres meses desde la última vez que fue detectado por observación directa o radio-telemetría (USFWS, 2010c), categoría que se retira si el lobo vuelve a ser detectado. En éste estudio, con el fin de integrar las pérdidas de individuos, se consideraron en las tasas de mortalidad aquellos lobos con “estatus desconocido” o que no fueron mencionados a partir de los tres meses de su último avistamiento.

Cabe mencionar que si en algún año del periodo un lobo dejó de observarse o mencionarse a partir del mes de octubre, no se consideró como pérdida (fallecimiento) para ése año, siguiendo el criterio del IFT para catalogar a un individuo en “estatus desconocido” (USFWS, 2010c). Si durante los reportes mensuales del año siguiente en cuestión el individuo siguió sin detectarse, a éste ya se le dio la categoría de “estatus desconocido” y se integró en la mortalidad para este año. Así, se cumpliría con el criterio de tres meses a partir de su último avistamiento para ser determinado como pérdida en la población.

Por otra parte, si un lobo se detectó nuevamente años después del último avistamiento, el lobo ya no se consideró como individuo muerto para el año en que corresponda su muerte y se adicionó a la población en los años siguientes hasta el año en que volvió a ser detectado, ya que aunque no se mencionara en los reportes seguía presente en la población.

Posteriormente, se obtuvo el porcentaje correspondiente al número de individuos muertos con respecto al número total de individuos (vivos y muertos) para cada clase de edad y para cada año. Una vez obtenido éste valor para cada uno de los años (de 1999 al 2009), se obtuvo el promedio para todo el periodo por clase de edad y la desviación estándar. También se calcularon las tasas de mortalidad en machos y hembras por clases de edad siguiendo básicamente el mismo procedimiento mencionado anteriormente.

5.2 Capacidad de carga

En el sitio de reintroducción propuesto para la Sierra de San Luis, en el Noreste de Sonora, se calculó un área de influencia de aproximadamente 32,632 Km²

(Moctezuma-Orozco *et al.*, 2010). A partir del estudio realizado sobre la disponibilidad de presas dentro del área de estudio (Lara-Díaz, 2010), se estimó que la biomasa del venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*), soportaría una población de 30 lobos. Este valor fue considerado como la capacidad de carga del área de estudio introducido en el modelo.

5.3 Simulación del análisis de viabilidad poblacional

Como población inicial se consideró al primer grupo de lobos a ser reintroducidos en la Sierra Madre Occidental, el noreste de Sonora. La manada consta de cinco individuos, la pareja reproductiva y parte de su progenie: tres hembras (un individuo de 10 años y el resto de dos años de edad) y dos machos (de ocho y dos años de edad; Moctezuma-Orozco *et al.*, 2010; CONANP *com. pers.*).

El análisis se realizó a partir de un “escenario base” con 1,000 iteraciones para obtener una mejor proyección del comportamiento de la población. Cada iteración es una proyección del tamaño poblacional y debido a que VORTEX simula de manera aleatoria cada evento y ningún evento será igual a otro, se sugiere introducir un valor de 500 a 1000 iteraciones para obtener un mejor modelo (Miller y Lacy, 2005). Todos los escenarios se simularon en una proyección de tiempo a 50 años. Tradicionalmente se modelan escenarios bajo una proyección a 100 años e incluso a un periodo mayor. No obstante, el realizar proyecciones en un tiempo menor dará una mejor aproximación de lo que suceda en la realidad y es más recomendable cuando se trata de planes de manejo de especies en peligro (Chapron *et al.*, 2003). Como criterio para determinar la extinción de la población, la opción elegida fue que solo un sexo permaneciera.

Las catástrofes no se incluyeron en el análisis debido principalmente a que el objetivo principal de éste estudio es el realizar una proyección de la dinámica poblacional del lobo mexicano con parámetros demográficos generados con base en una población en vida libre. Siendo el primer análisis de viabilidad que se realiza para ésta subespecie del lobo gris excluyendo casi en su totalidad parámetros demográficos tomados de poblaciones en cautiverio.

Los parámetros demográficos que se obtuvieron de la revisión de los reportes mensuales y anuales y de la literatura, fueron incorporados en el “escenario base” y de esta forma se obtuvo la proyección de la dinámica poblacional y se generó el *escenario grupo familiar*. A partir de éste escenario, se generaron más de 100 escenarios diferentes modificando uno a la vez los valores de los parámetros demográficos (i.e. tasas de mortalidad), y comparando los resultados en las probabilidades de supervivencia. De este modo se evaluó la sensibilidad del modelo a las variables demográficas que influyen más en la supervivencia o extinción de la población de lobos. Además, en algunos de los escenarios se simuló la adición o suplementación de individuos a la población. Se obtuvieron cuatro modelos representativos: 1) reducción de tasas de mortalidad, 2) suplementación de individuos, 3) reducción de tasas de mortalidad y suplementación de individuos, 4) aumento de la capacidad de carga.

5. RESULTADOS

6.1 Proporción de Hembras y Machos reproductivos

Desde 1999 hasta el 2009, se encontró que en promedio anualmente se reproducen el $54.74 \pm 17.22\%$ y el $53.86 \pm 16.83\%$ de hembras y machos respectivamente, en edad reproductiva (Cuadro 1). Es decir, en promedio 5.09 ± 2.47 hembras y 6.00 ± 2.57 machos se reproducen anualmente en la población del BRWRA. Este valor excluye a los individuos que se han reproducido en cautiverio y que posteriormente se integraron a la población junto con su progenie.

Del mismo modo, se encontró que a lo largo del periodo de estudio, 65 hembras se han reproducido en estado libre en el BRWRA y ocho hembras que se reprodujeron en cautiverio y su descendencia se han agregado a la población (Figura 2). El número de hembras reproductivas en estado libre ha permanecido casi constante desde el 2002 hasta el 2009 (Figura 2), lo que ha resultado en un bajo reclutamiento de individuos en la población.

Cuadro 1. Porcentajes de hembras y machos reproductivos en la población del Área de Recuperación del Lobo Mexicano desde 1999 hasta el 2009.

Año	HEMBRAS			MACHOS		
	En temporada reproductiva ^a (A_r)	Reproductivos ^b (A_r)	% Reproductivos ^c (XPr)	En temporada reproductiva ^a (A_r)	Reproductivos ^b (A_r)	% Reproductivos ^c (XPr)
1999	5	2	40	5	2	40
2000	6	1	16.67	5	1	20
2001	10	4	40	8	4	50
2002	11	7	63.64	8	7	87.5
2003	10	7	70	10	7	70
2004	9	7	77.78	14	7	50
2005	13	8	61.54	15	9	60
2006	11	8	72.73	15	8	53.33
2007	13	8	61.54	15	8	53.33

2008	16	7	43.75	12	7	58.33
2009	11	6	54.55	12	6	50
Total	--	--	--	--	--	--
\bar{X}	10.45	5.91	54.74	10.82	6	53.86
D. E.	3.11	2.47	17.22	3.87	2.57	16.83

^a Número de individuos en la población en temporada reproductiva (se excluyeron los individuos removidos antes y después de la época de apareamiento y aquellos con crías no nacidas en vida libre)

^b Número de individuos que produjeron al menos una cría en vida libre

^c Porcentaje de adultos reproductivos (A_R) con respecto al número de adultos en temporada reproductiva (A_{TR})

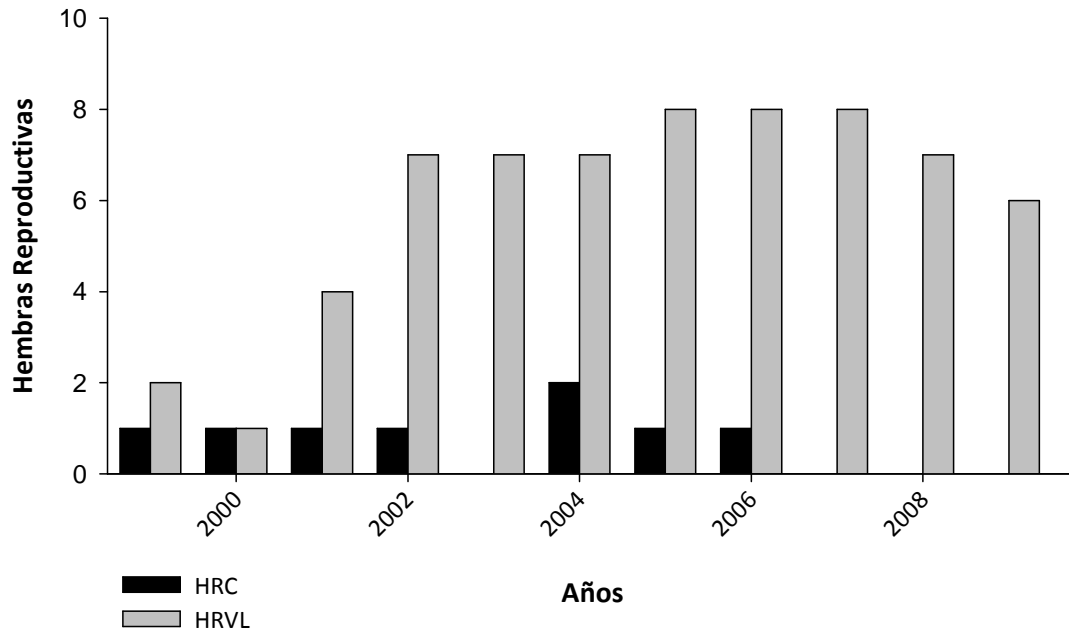


Figura 2. Número de hembras reproductivas de lobo mexicano (*Canis lupus baileyi*) desde 1999 hasta el 2009. Se compara el número de hembras que se reprodujeron en cautiverio (HCR) y que posteriormente fueron introducidas junto con su progenie al BRWRA contra aquellas que se reprodujeron en estado libre dentro del área (HRVL).

6.2 Promedio de Crías, máximo número de progenie por camada y proporción de sexos al nacer

El número de crías nacidas en vida libre cautiverio se calculó en 3.05 ± 1.65 (moda = 2 cachorros; $n = 198$), variando el tamaño de camada desde una hasta el máximo de siete cachorros (Figura 3).

La proporción de sexos al nacer se obtuvo de la población de lobos mexicanos en cautiverio, ya que en este caso fue muy escasa la información recabada sobre el sexo de las crías nacidas. Por lo tanto, para este análisis se consideró la proporción de 1:1 documentada por Servín (1997) con base en una revisión del libro genealógico de la población cautiva (Siminski, 1996).

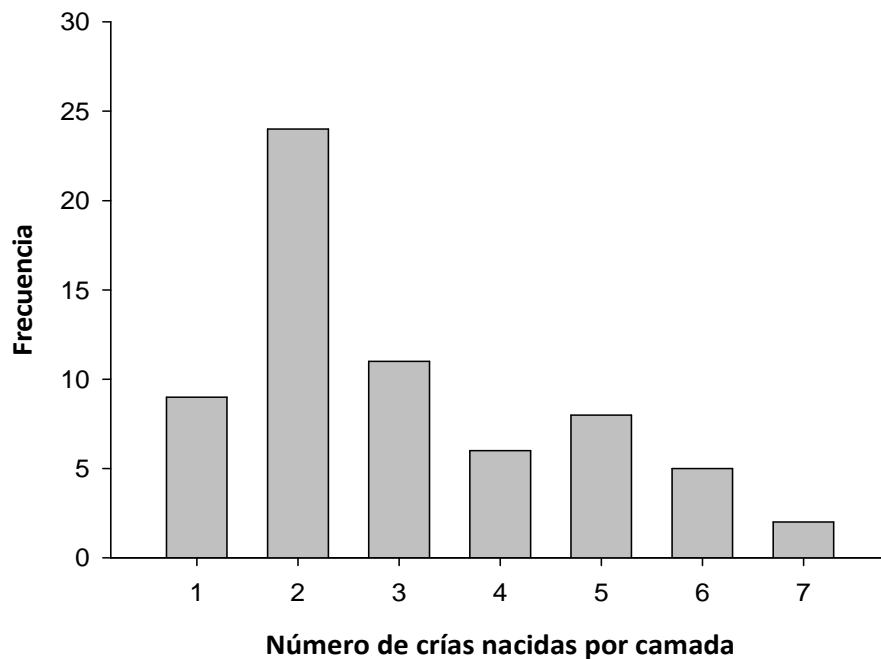


Figura 3. Frecuencia del tamaño de camada de la población de lobos mexicanos en vida libre documentada en el Área de Recuperación del Lobo Mexicano ($n = 198$).

6.3 Edad de la primera reproducción (Hembras-Machos)

Un total de 14 hembras se han reproducido por primera vez en estado libre desde 1999 hasta el 2009 y la mediana indicó que éste evento sucede en hembras a los dos años de edad (Figura 4). Para el caso de los machos ($n = 21$), la mediana indicó que a los tres años de edad producen su primera progenie (Figura 4). Es

preciso recordar que la edad a la que los lobos se reproducen por primera vez difiere de la edad a la cual son maduros sexualmente.

Los resultados obtenidos, indican que al parecer los lobos mexicanos producen su primera descendencia dentro del intervalo que abarca desde el primer año hasta los cuatro años de edad (Figura 4). Sólo se tuvo registro de una hembra que se reprodujo al año de edad.

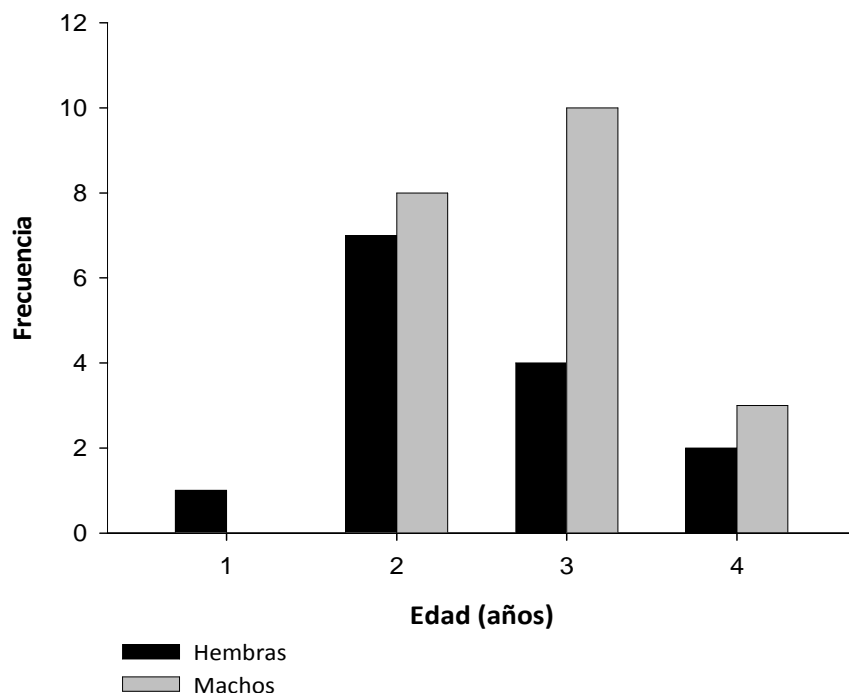


Figura 4. Frecuencia de edades a la cual producen su primera progenie hembras (n = 14) y machos (n = 21) en la población en vida libre en el BRWRA.

6.4 Máxima edad reproductiva

La hembra con número de identificación F521 fue el individuo que en vida libre se reprodujo a una edad mayor en comparación con los demás individuos de la población en vida libre, a la edad de 10 años (Siminski, 2008, 2010).

6.5 Tasas de Mortalidad

A partir de la edad a la cual los lobos mexicanos tienen su primera progenie dos y tres años en hembras y machos, respectivamente (véase sección 5.3 de este documento), VORTEX estableció las categorías de edad para hembras y machos. En hembras, las categorías de edad van desde cero a un año, de uno a dos años y mayores de dos años; mientras que en machos fueron de cero a un año, de uno a dos años, de dos a tres años y mayores de tres años. Los porcentajes de mortalidad para cada clase de edad en ambos sexos se muestran en el Cuadro 2.

El IFT encargado de monitorear la población, pocas veces tuvo éxito en capturar crías (cero a un año) y juveniles (uno a dos años). Por lo cual, se tuvo poca información para determinar el sexo en éstas dos clases de edad. Debido a esto, se asignaron los mismos porcentajes de mortalidad para estas clases de edad en ambos sexos (Cuadro 2).

En el caso de los adultos, el IFT pudo determinar efectivamente el número de hembras y machos que componen esta clase de edad a lo largo del periodo. Siendo así posible el estimar las tasas de mortalidad para cada categoría de edad y en cada sexo como se muestra en el Cuadro 2.

Los resultados obtenidos muestran una tasa de mortalidad mayor en machos de dos a tres años con respecto a la tasa en machos de más de tres años de $33.26 \pm 29.07\%$ y $18.49 \pm 13.20\%$, respectivamente. Esto se debe a que un menor número de machos de dos a tres años de edad componen ésta categoría de edad, un promedio de 4.00 ± 1.94 individuos al año; mientras que en la categoría de más de tres años el promedio de individuos al año fue de 9.36 ± 2.69 , precisamente porque abarca más categorías de edad que la primera.

Desde 1999 hasta el 2009, la población de lobos mexicanos en el BRWRA ha presentado una tasa de mortalidad anual promedio del $29.67 \pm 12.45\%$ (Cuadro 3). Del total de las causas de muerte reportadas en el BRWRA por el IFT, el 57.97% corresponde a causas humanas (e. g. caza ilegal, colisión con vehículos; Apéndice 1).

Cuadro 2. Tasas de mortalidad representadas en porcentajes en crías, juveniles y adultos de la población del BRWRA que abarca el periodo de 1999 hasta el 2009.

Año	CRÍAS 0 a 1 años			JUVENILES 1 a 2 años			ADULTOS ^a		
	Hembras	Machos	TOTAL ^b	Hembras	Machos	TOTAL ^b	> 2 años Hembras	2 a 3 años Machos	> 3 años Machos
1999	28.57	18.18	22.22	0	0	0	20	DI	0
2000	33.33	27.27	28.57	DI	40	18.18	11.11	100	14.29
2001	100	50	50	50	22.22	30.77	25	33.33	16.67
2002	DI	DI	4.17	DI	DI	77.78	7.69	25	0
2003	DI	DI	82.35	16.67	0	20	38.46	50	40
2004	DI	DI	10	DI	DI	28.57	16.67	12.5	25
2005	20	14.29	48.65	50	DI	16.67	15.38	40	18.18
2006	20	41.67	41.03	25	44.44	33.33	28.57	20	25
2007	11.11	16.67	38.89	10	16.67	28	7.69	60	16.67
2008	DI	42.86	50	50	DI	50	31.58	25	38.46
2009	40	20	67.74	50	0	16.67	33.33	0	9.09
Media	DI	DI	40.33	DI	DI	29.09	21.41	33.26	18.49
D. E.	DI	DI	23.39	DI	DI	20.46	10.69	29.07	13.20

^a Vortex establece las categorías de edad de acuerdo a la edad que se introduce en el modelo respecto a la cual la especie de estudio se reproduce por primera vez. Por lo que en esta clase de edad se establecieron tres categorías de edades, una en hembras y dos en machos.

^b Debido al relativamente alto número de individuos sin sexo determinado, se asignó la misma tasa de mortalidad en hembras y machos

DI = Datos insuficientes.

Cuadro 3. Porcentajes de mortalidad para cada año y el porcentaje promedio global y D. E. durante el periodo de 1999 al 2009 en la población de *Canis lupus baileyi* en el BRWRA.

Años	Total^a (N)	Muertos^b	% mortalidad^c
1999	33	5	15.15
2000	44	11	25.00
2001	44	14	31.82
2002	58	10	17.24
2003	74	40	54.05
2004	72	11	15.28
2005	78	25	32.05
2006	88	22	25.00
2007	91	24	26.37
2008	64	26	40.63
2009	64	28	43.75
Total	710	216	
Media			29.67
D. E.			12.45

^a Número total de individuos (N) que se registraron como resultado de la revisión de los reportes mensuales del estatus poblacional del lobo mexicano en el BRWRA.

^b Este valor es la suma del número de individuos reportados como muertos por el IFT y el número de individuos que permanecieron en “estatus desconocido”. Éste valor diferirá del que se documenta en los reportes anuales del USFWS (USFWS 2003a, 2003b, 2004, 2005, 2006a, 2006b, 2007).

^c Porcentaje de individuos muertos con respecto al total de individuos reportados (N).

6.6 Simulación del análisis de viabilidad poblacional

El *escenario grupo familiar* presentó una probabilidad de extinción de P (E) = 0.98 y la media para el tiempo de extinción fue de 9.14 años \pm 9.56 (moda = 3 años). La tasa intrínseca de crecimiento fue de $r = -0.01$ durante los 50 años de la proyección (Figura 5).

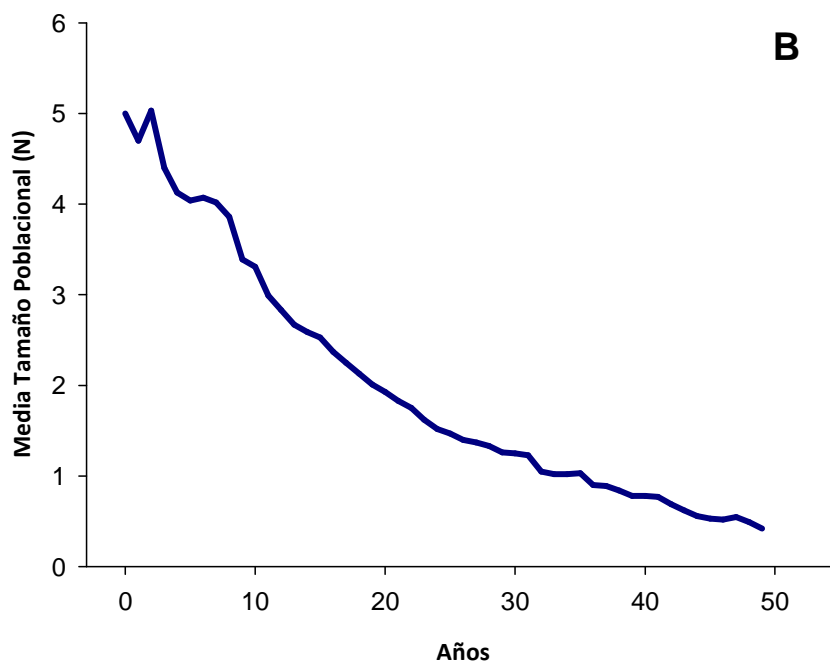
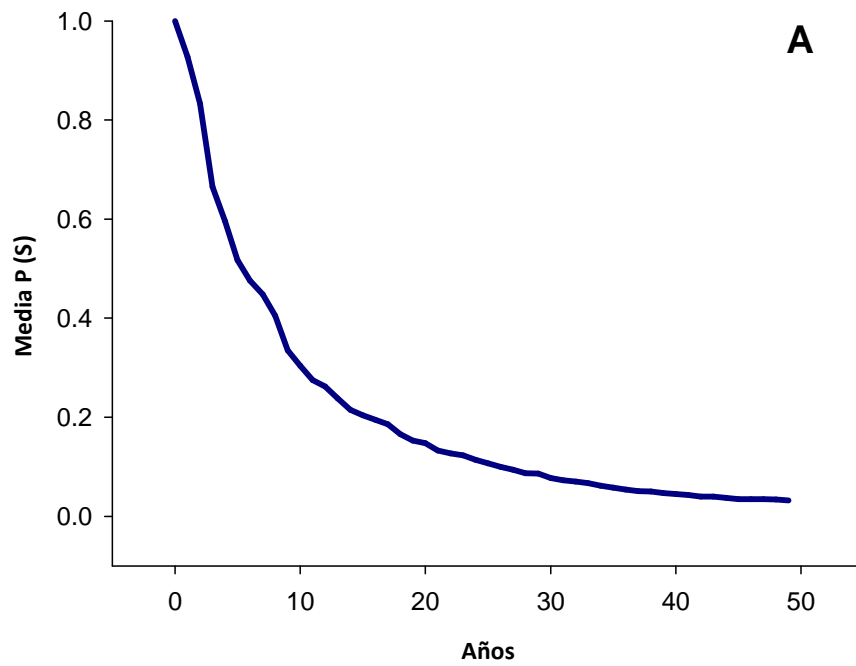


Figura 5. *Escenario grupo familiar*. Se muestra la probabilidad de supervivencia (A) y la proyección del tamaño poblacional (B) del grupo de lobos mexicanos ($N_0 = 5$) a ser liberados en la Sierra Madre Occidental.

A continuación se detallan los escenarios que se eligieron como los más representativos ya que en ellos se muestran los factores demográficos que más influyen más en la supervivencia o extinción de la población de lobos mexicanos.

6.6.1 Escenario “reducción de tasas de mortalidad”

A modo de evaluar la dinámica poblacional del lobo mexicano en condiciones menos adversas a las que se presentan en el BRWRA, se redujeron las tasas de mortalidad con el fin de predecir la dinámica poblacional en México al disminuir la mortalidad por causas antropogénicas. Esto, en términos prácticos, sería la implementación de estrategias de manejo que eviten el conflicto entre la gente y los lobos una vez que sean liberados.

Se tomó la decisión de reducir las tasas de mortalidad en juveniles y adultos ya que en condiciones reales, se podrían implementar acciones de manejo (i.e. compensación a ganaderos por depredación de ganado), que afectarían directamente a éstas clases de edad y así buscar reducir la mortalidad en ellas reduciendo los efectos negativos sobre la población debido a la caza ilegal. Los valores introducidos en éste escenario se obtuvieron de las tasas de mortalidad en juveniles y adultos reportadas en la literatura para poblaciones de lobo gris en condiciones donde las causas de muerte no están principalmente relacionadas con la gente, como se muestra a continuación.

En el caso de los juveniles, individuos de 1 a 2 años de edad (ambos sexos), se introdujo una tasa de mortalidad del 20% (Carroll *et al.*, 2003); mientras que en hembras de ≥ 2 años, y machos de 2 a 3 años y ≥ 3 años, se asignó una tasa del 10% en las tres categorías de edad (Schullery, 1996). En la literatura sólo se presentan los porcentajes sin desviación estándar, éstas se generaron en proporción a las tasas de mortalidad correspondiente a la categoría de edad en cuestión generadas previamente (Cuadro 4).

Cuadro 4. Tasas de mortalidad reportadas para juveniles y adultos de poblaciones de *Canis lupus* donde las causas están poco relacionadas con efectos antropogénicos.

Categorías de edad	Tasa de mortalidad % (% D. E.^a)
Ambos sexos de 1 a 2 años	20 (14.07)
Hembras ≥ 2 años	10 (5.45)
Machos 2 a 3 años	10 (7.75)
Machos ≥ 3 años	10 (7.14)

^a La desviación estándar se generó teniendo como referencia la tasa de mortalidad que corresponde a la clase de edad en cuestión, que se generó a partir de la revisión de los reportes mensuales.

Al comparar la probabilidad de supervivencia que ejerce cada una de las tasas mencionadas anteriormente en la población, se observa que con tasas de mortalidad menores en machos de dos a tres años y en hembras ≥ 2 años, las probabilidades de supervivencia son mayores con respecto a las del resto de las categorías de edad a lo largo de 50 años (Cuadro 5).

Cuadro 5. Efecto en el crecimiento de la población y probabilidad de supervivencia P(S) de la mortalidad en las clases de edad juveniles y adultos

Escenario^a	Tasa de mortalidad % (% D. E.)	P(S)	r
Ambos sexos de 1 a 2 años	20 (14.07)	0.04	-0.02
Hembras > 2 años	10 (4.99)	0.08	0.01
Machos 2 a 3 años	10 (7.75)	0.10	0.01
Machos > 3 años	10 (7.14)	0.06	-0.01

^a Los escenarios se simularon introduciendo la tasa de mortalidad que se señala sin modificar las tasas de las otras categorías de edad en el escenario.

El escenario *reducción de tasas de mortalidad* se simuló incorporando las tasas de mortalidad que se mencionan en el cuadro anterior. Este escenario se muestra positivo con respecto al escenario del *grupo familiar*, ya que no se extingue durante los 50 años de la proyección (Figura 6). Presenta una tasa intrínseca de crecimiento de $r = 0.07$, con una probabilidad de supervivencia de $P(S) = 0.54$. La media para la primera extinción fue a los 10.78 años ± 10.26 (moda = 3 años; $n = 459$ iteraciones).

Al comparar éste escenario contra el del *grupo familiar*, se observa que la probabilidad de supervivencia es mayor (Figura 6A), sin sobrepasar los 15 individuos en un periodo de 50 años (Figura 6B).

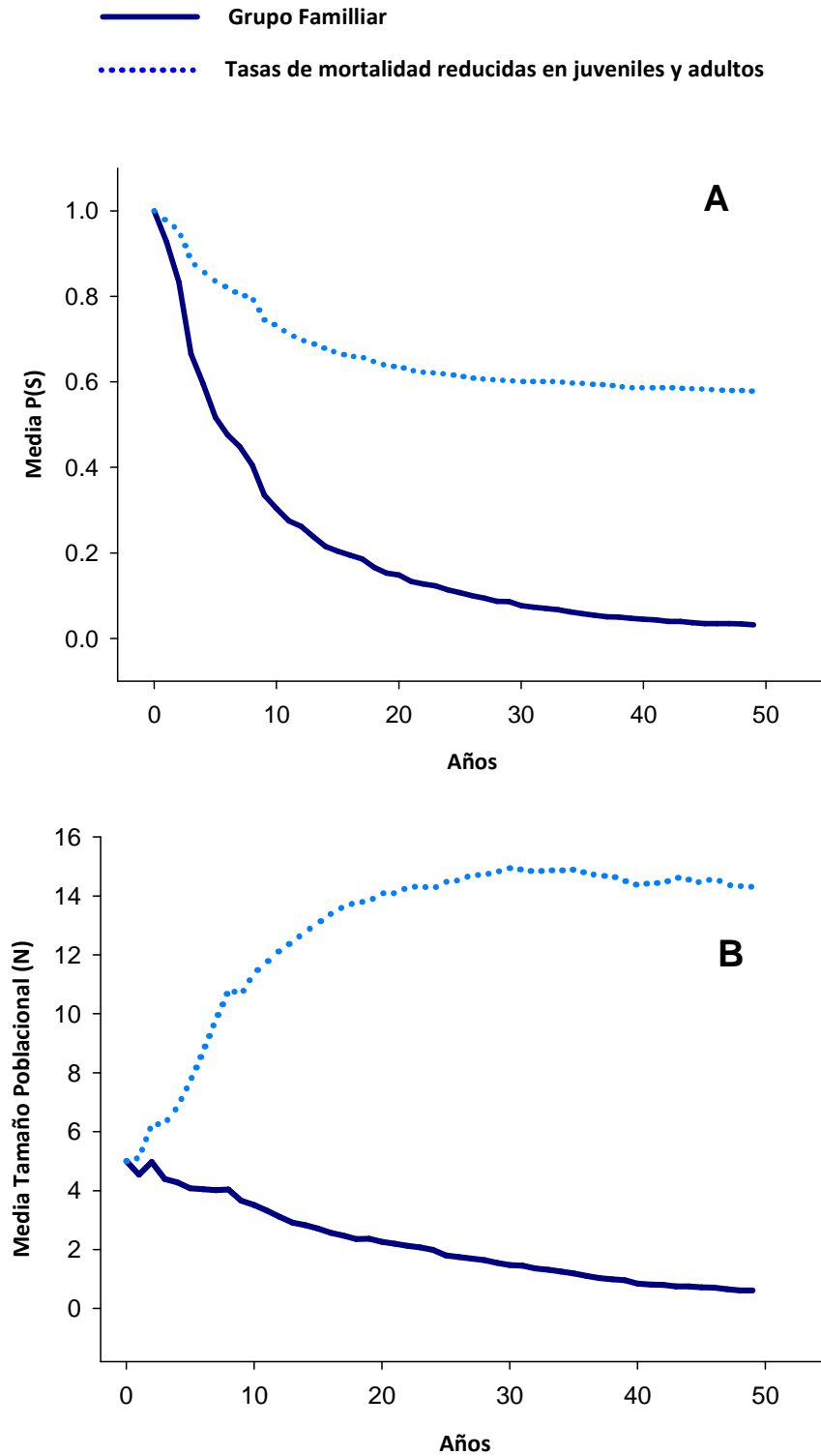


Figura 6. Escenario reducción de tasas de mortalidad. El escenario se simuló con una tasa de mortalidad del 20% para juveniles y del 10% para adultos (hembras ≥ 2 años, machos de 2 a 3 años y ≥ 3 años). Se muestra la probabilidad de supervivencia (A) y la proyección del tamaño poblacional (B) y se contrastan con el escenario grupo familiar a lo largo de la simulación.

6.6.2 Escenario “suplementación de individuos”

Este escenario resultó de la incorporación del escenario grupo familiar y la suplementación de una pareja en edad reproductiva (una hembra de ≥ 2 años y un macho de ≥ 3 años), cada año durante los primeros 10 años posteriores a la liberación. Se eligió una pareja por considerarse como el mínimo de individuos que podrían introducirse a la población. Además, al ser individuos en edad reproductiva se aumentaría el número de posibles reproductores y por ende el reclutamiento de más lobos en la población.

Bajo este escenario (Figura 7), es evidente que mientras sucede la suplementación de individuos, la probabilidad de supervivencia es $P(S) = 1.00$ (Figura 7A), aunque, posteriormente al periodo de suplementación la población comienza a declinar hasta casi extinguirse a los 50 años de la simulación (Figura 7B). En promedio, el evento de extinción se presentó a los 29.77 ± 9.50 años (moda = 22 años; $n = 804$ iteraciones). La probabilidad de supervivencia al final de la simulación fue de $P(S) = 0.20$

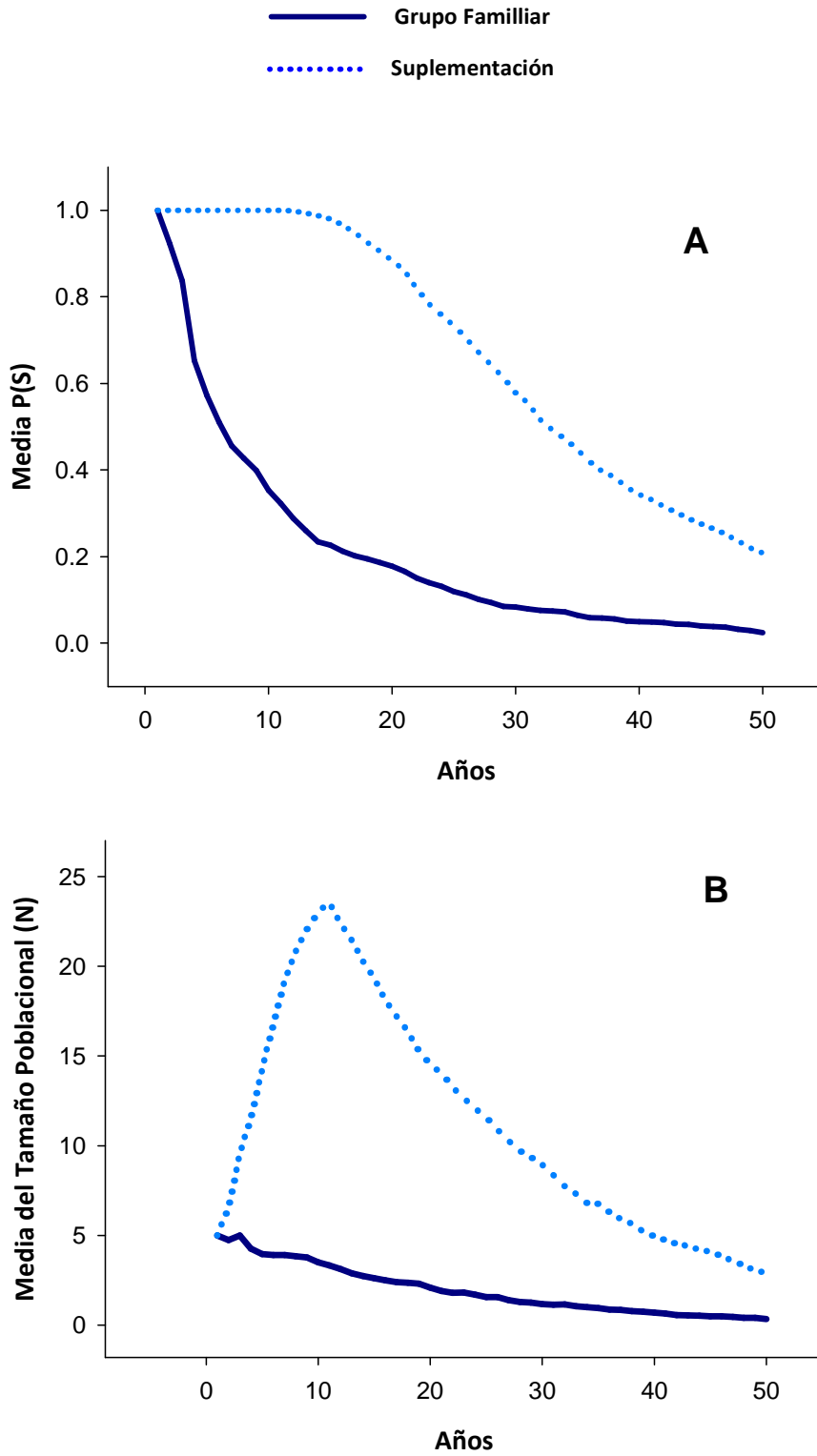
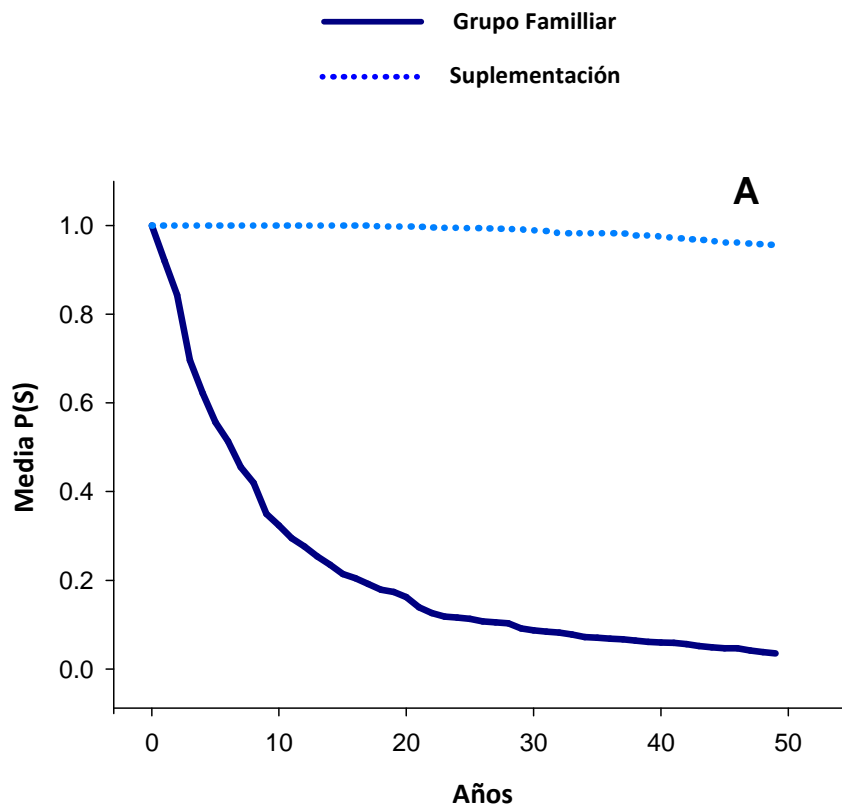


Figura 7. Escenario suplementación de individuos. Se simuló la suplementación de una pareja en edad reproductiva cada año, durante los primeros 10 años de la proyección a partir del escenario grupo familiar ($N_0 = 5$). Se muestra la probabilidad de supervivencia (A) y la proyección del tamaño poblacional (B) y se contrastan con el escenario grupo familiar a lo largo de la simulación.

6.6.3 Escenario “reducción de tasas de mortalidad y suplementación”

Este escenario se generó al integrar en uno solo, los dos escenarios anteriormente mencionados. Esto, con el fin de integrar escenarios que por separado resultaron ser positivos pero no suficientes para mostrar una probabilidad de supervivencia y/o un aumento poblacional altos a lo largo de la proyección.

La probabilidad de supervivencia bajo este escenario resultó ser alta, con un valor de $P(S) = 0.95$, una tasa de crecimiento $r = 0.11$ a lo largo de los 50 años de la proyección. Bajo las condiciones de este escenario, con una probabilidad de extinción de $P(E) = 0.04$ (Figura 8), la población se extinguiría en promedio a los 37.57 años ± 9.07 (moda = 28 años).



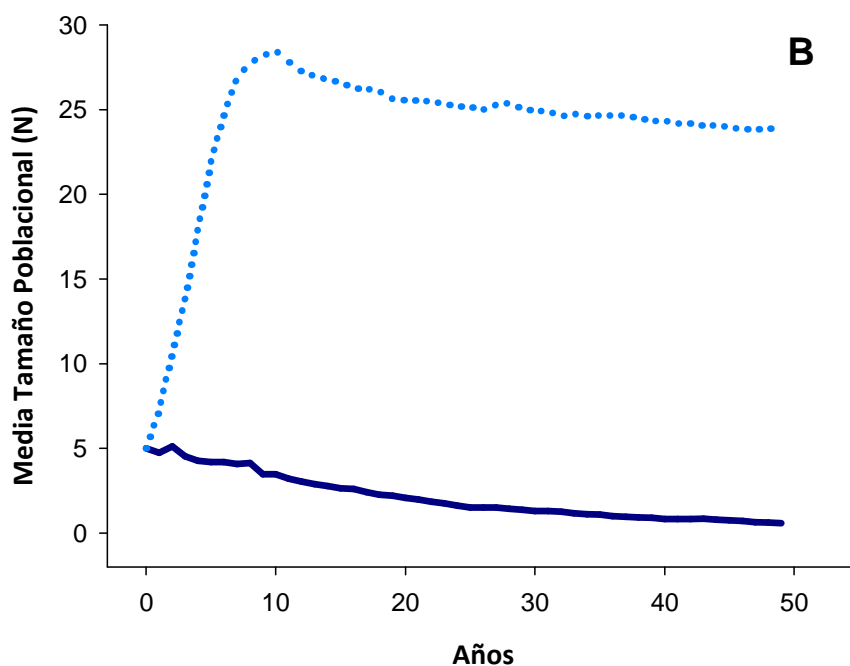


Figura 8. Escenario reducción de tasas de mortalidad y suplementación. Se integra en una simulación la suplementación de una pareja reproductiva cada año, durante los primeros 10 años de la proyección y la reducción de las tasas de mortalidad en juveniles y adultos. Se muestra la probabilidad de supervivencia (A) y el tamaño poblacional (B) a lo largo de 50 años, contrastándose con el escenario grupo familiar.

6.6.4 Escenario “aumento de capacidad de carga”

Se obtuvieron cuatro proyecciones a partir del escenario anterior, con diferentes valores en la capacidad de carga (K) de 30, 50, 70 y 100 individuos (Figura 9, Cuadro 7), a modo de evaluar la dinámica de la población en un sistema que sea capaz de mantener una población mayor a 30 individuos. Cabe recordar que la capacidad de carga estimada para el área de influencia sólo se basó en la biomasa del venado cola blanca (Lara-Díaz, 2010), excluyendo las demás presas potenciales (e. g. jabalí, guajolote silvestre) así como sólo abarcando algunos sitios dentro del área.

Se observa que mientras el valor de K aumenta, la población también aumenta en tamaño, lo que indica una denso-dependencia limitada por la capacidad de carga del sistema. También puede observarse que es dentro de los

primeros 10 años de la simulación donde se da el crecimiento exponencial de la población.

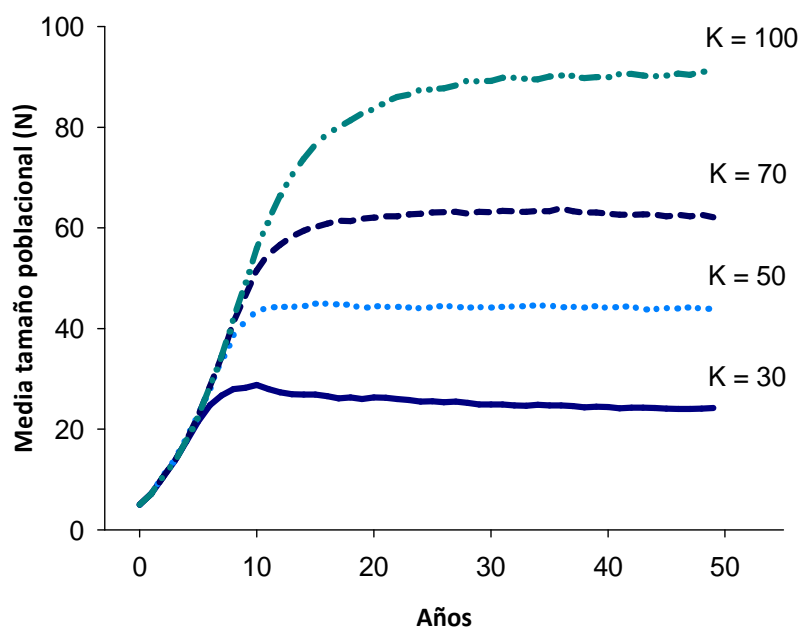


Figura 9. Escenarios con diferente valor en la capacidad de carga (K) de 30, 50, 70 y 100. En cada uno de los escenarios se integra la reducción de las tasas de mortalidad y la suplementación de individuos.

Cuadro 7. Efecto de la capacidad de carga (K) en la probabilidad de supervivencia P(S) al final de la proyección a 50 años para cada uno de los escenarios donde se modificó la capacidad de carga

Escenario (K) ^a	P(S)	r
30	0.95	0.11
50	0.99	0.12
70	0.99	0.12
100	0.99	0.13

^a Todos los escenarios se simularon con reducción en las tasa de mortalidad en juveniles y adultos y la suplementación de una pareja en edad reproductiva cada año durante los primeros 10 años de la proyección, sólo se modifica el valor de la capacidad de carga (K) como se señala.

7. DISCUSIÓN

7.1 Demografía del lobo mexicano en vida libre

La naturaleza narrativa de los reportes mensuales del estatus de la población de lobos mexicanos en el BRWRA, a partir de los cuales se generaron los parámetros demográficos, complicó de cierta manera la generación de la tabla de vida de cada lobo que ha formado parte de la población. Esto debido a que la mayoría de los reportes muestran básicamente el mismo texto al del mes anterior modificándose sólo si algún evento diferente ocurrió. Además, no se mantiene un formato uniforme en la mayoría de los reportes. A pesar de ello, fueron de gran utilidad ya que proporcionaron la información necesaria para este trabajo en comparación con los reportes anuales (estos, mucho más sintetizados y poco detallados).

Se realizó una intensiva y cuidadosa revisión de la información correspondiente para cada parámetro demográfico a obtener; sin embargo, es posible que se hayan omitido algunos datos sin que interfiera significativamente en los valores obtenidos. Prácticamente todos los parámetros demográficos presentaron problemas para su estimación. No obstante, las principales dificultades para su estimación estuvieron dadas por los problemas que el IFT tiene al monitorear una población de depredadores con amplios ámbitos hogareños y de comportamiento evasivo, aunado a la dificultad del terreno y los cambios estacionales del clima. El IFT monitorea la población principalmente vía aérea por medio de observaciones directas y/o telemetría, lo que limita estimar de manera efectiva la estructura de la población, ya que se tiene poco contacto directo con los animales.

Como consecuencia de lo anterior, resulta difícil estimar los valores reales del tamaño de camada, la proporción de sexos al nacer y la tasa de mortalidad en crías (individuos menores a un año). El IFT delimita la posible ubicación de la madriguera con base en los movimientos que realiza la pareja reproductiva de la manada, ya que en fechas próximas a la época de nacimiento la pareja reduce sus movimientos y se limita al área donde han construido su madriguera (USFWS,

2010c). Sólo en una ocasión la madriguera de una manada fue localizada por el IFT (USFWS, 2010c), lo que demuestra la dificultad de acercarse a las hembras que han parido en estado libre.

El número de crías documentado en los reportes mensuales se basa en la observación directa de los cachorros acompañando a la pareja reproductiva, o incluso por medio de huellas y aullidos (USFWS, 2010c), ya que es más factible el conteo de las crías una vez que comienzan a abandonar la madriguera aproximadamente al mes de nacidos (Mech, 1970; Schullery, 1996; Fuller *et al.*, 2003). Además, ocurre mortandad dentro de las madrigueras (Schullery, 1996; Fuller *et al.*, 2003), por lo cual aquellas crías que murieron antes de emerger no pudieron ser incluidas en este estudio. De tal manera que, el promedio del tamaño de camada de 3.05 cachorros y la tasa promedio de mortalidad anual del 38.68% estimados para esta clase de edad en este trabajo, podrían estar por debajo del valor real.

Se ha mencionado que la biomasa de ungulados puede afectar el número de crías de lobo gris que nacen por camada incrementando o disminuyendo su número (VanBallenberghe *et al.*, 1975; Mech, 1977; Keith, 1983; Boertje y Stephenson, 1992), situación que podría favorecer a la población de lobos mexicanos que se reintroduzca en el noreste de Sonora debido a la biomasa disponible de venados cola blanca en el área de influencia del sitio de liberación (Lara-Díaz, 2010).

En cuanto al comportamiento reproductivo del lobo mexicano en vida libre, los resultados obtenidos arrojan datos importantes al respecto. Se pudo esbozar la edad más frecuente a la cual se reproducen por primera vez mostrando diferencias entre sexos, las hembras a los dos años y los machos a los tres. También, se tuvo registro de una hembra que se reprodujo al año de edad. Esto es considerado inusual, ya que se cree que el lobo gris madura sexualmente alrededor de los 22 meses de edad (Paquet y Carbyn, 2003; Rausch, 1967), e incluso Mendoza (1997) menciona que en lobos mexicanos sucede en machos a los tres años y en hembras a los dos años. Se piensa que esta situación poco común en que las hembras se reproducen antes de la edad de madurez sexual, se presenta como respuesta a

una alta biomasa de presas disponibles, como es el caso del Parque Nacional Yellowstone (Kreeger, 2003).

Mech y Boitani (2003) mencionan que por lo regular todas las crías de *Canis lupus* permanecen con su manada de origen hasta la edad de cuatro años, que coincide con la edad máxima que se registró en este estudio para que los lobos se reproduzcan por primera vez en ambos sexos. Esta situación puede representar el comportamiento social propio de los lobos, donde los individuos jóvenes son subordinados por la pareja reproductiva limitando sus posibilidades de aparearse (Fuller *et al.*, 2003). Los datos obtenidos probablemente indiquen que los lobos tendrán como límite la edad de cuatro años para dispersarse de la manada de origen y poder emparentarse con otro lobo y formar su propia manada, aunque la edad más frecuente de dispersión es al año de edad.

En promedio, anualmente alrededor del 50% de los adultos en edad reproductiva (ambos sexos), se reproducen (Cuadro 1). Al convertir estos porcentajes en individuos, en promedio 5.09 ± 2.47 hembras y 6.00 ± 2.57 machos, se reproducen anualmente y en ningún año del periodo de estudio se ha sobrepasado el número de 16 adultos en edad reproductiva. Y, aunque se excluyeron de este valor las hembras que se reprodujeron en cautiverio y que posteriormente fueron integradas a la población en vida libre junto con su descendencia, por no cumplir con el criterio de haberse reproducido en vida libre, de cualquier forma no fue un evento que sucediera en todos los años del periodo y no se agregaron más de dos hembras por año (Figura 2).

La máxima edad reproductiva que se registró en este estudio se basó en la hembra con número de identificación F521 en el libro genealógico (Siminski, 2008, 2010). A mediados del 2002, con cinco años de edad, esta hembra fue transferida de cautiverio al área de reintroducción en Estados Unidos. Su última descendencia se documentó en 2007 y murió a finales del 2010 a los 13 años de edad (USFWS, 2010d; USFWS, 2010e). Durante el tiempo que permaneció en vida libre, nunca se capturó para ser trasladada a alguna instalación en cautiverio por parte del IFT, ni se le dio tratamiento alguno, por lo que se considera un buen parámetro para

estimar la edad máxima reproductiva del lobo mexicano y la máxima esperanza de vida en estado libre.

El hecho de no haberse registrado descendencia alguna de la hembra F521 después de los 10 años de edad, a pesar de que seguía considerándose parte de la pareja reproductiva, puede señalar que no necesariamente los lobos mexicanos se reproducen hasta la edad de la esperanza máxima de vida, que de acuerdo a los datos obtenidos de los reportes del estatus poblacional es de 13 años. Aunque es difícil afirmar esto, ya que fue el único caso que se registró, al menos durante el periodo de 1999 hasta el 2009.

Otra de las acciones que realiza el IFT durante el monitoreo de la población, es capturar y colocar collares para radiotelemetría a aquellos lobos que no los tengan, se les asigna un número de identificación y se determina su sexo, edad y posible parentesco con otros lobos de la población por medio de análisis de ADN (USFWS, 2010c). Estas capturas se enfocan principalmente en manadas donde se detecte la presencia de crías. Sin embargo, no siempre son exitosas.

Los datos de los reportes mensuales (USFWS, 2010c), señalaron que los lobos comienzan a dispersarse de la manada aproximadamente al año de edad. Por lo que resulta más complicado para el IFT dirigir esfuerzos de captura en un solo individuo y más aún cuando éste presenta movimientos erráticos dentro del área, propios de un dispersor. Por ello, fue poco factible conocer el sexo de los juveniles de los cuales sólo se determinó su presencia vía aérea. Como consecuencia, se asignó para ambos sexos la tasa de mortalidad promedio global de 29.09% que se obtuvo para los individuos de uno a dos años de edad (Cuadro 2). Es posible que el valor de esta tasa de mortalidad esté dada principalmente por el comienzo de los movimientos de dispersión o la dispersión en sí y las desventajas que conlleva el alejarse de la manada, ya que se ha documentado que la mortalidad en dispersores es mayor en comparación con los lobos que permanecen en las manadas (Mech, 1977).

En el caso de los adultos, pudo determinarse efectivamente la composición de sexos en cada categoría de edad y, en este caso, las tasas de mortalidad

(Cuadro 2) resultaron ser un tanto mayores a las que se documentan en condiciones donde hay poco o nulo conflicto con la gente. Esto puede estar relacionado con el hecho de que la mayoría de los lobos que murieron a causa de la caza ilegal, eran mayores de dos años de edad (USFWS, 2010c).

Los lobos mueren por una amplia variedad de causas como lo son la caza ilegal, colisión con vehículos, envenenamiento, lesiones por conflictos con otros lobos, depredación, enfermedades, desnutrición, entre otras (Van Ballenberghe y Mech, 1975; Mech, 1977). La principal causa de muerte en la población de *Canis lupus baileyi* en el BRWRA desde 1999 al 2009 es la caza ilegal (n = 28), y en menor medida la colisión con vehículos (n = 12), causas naturales (n= 10) y problemas relacionados con el manejo (n = 2; Apéndice 1).

Las causas de muerte y las tasas de mortalidad pueden presentarse en menor o mayor grado dependiendo del nivel de presión antropogénica que sea ejercida en la población. En poblaciones de lobo gris donde las causas de muerte están poco o nada relacionadas con la gente, las tasas de mortalidad pueden llegar a ser en crías y juveniles del 45% y en adultos del 10% al 15% (Schullery, 1996, Peterson *et al.*, 1998), y la tasa de mortalidad global desde 4% hasta el 31% (Mech, 1977; Ballard *et al.*, 1987; Fuller *et al.*, 2003). En caso contrario, donde la mortalidad está dada principalmente por causas humanas, la mortalidad global puede ser del 40% al 95% (Ballard, 1987; Fuller, 1989).

Si se considera lo anterior, podría decirse que las tasas de mortalidad que se obtuvieron en éste estudio en cada categoría de edad para el lobo mexicano (Cuadro 2), están poco influenciadas por motivos antropogénicos (Apéndice 1). Fuller *et al.* (2003), sugieren que una población de lobos mantendrá un aumento natural siempre y cuando la tasa de mortalidad global sea menor a 34%. Siendo así, el valor del 29.67% que se obtuvo para la población de lobos mexicanos en el BRWRA, indica que ésta debería mostrar un incremento natural, contrario a lo que sucede en realidad. Por lo que los factores que realmente afectan el crecimiento poblacional parecen estar más relacionados con el tipo de manejo que se implementa (i.e. remoción de individuos), ya que desde 1999 hasta el 2009, se han removido de la población más de 100 individuos (Apéndice 3).

7.2 Escenarios representativos y dinámica poblacional

Los diferentes escenarios que se simularon para evaluar la dinámica de la población de lobos mexicanos en vida libre indicaron que, en primer instancia, un número reducido de individuos como lo es el grupo familiar a liberar ($N_0 = 5$) no es suficiente para establecer una población (Figura 5). Otro de los factores que también influyen en una tasa de crecimiento negativa de esta población inicial, es la edad de la pareja reproductiva del grupo familiar. La hembra reproductiva tiene 10 años, que corresponde con la edad a la cual se reproducen por última vez en vida libre (véase sección 5.4 de este documento) y el macho, de ocho años; por lo cual, se limita la posibilidad de reclutamiento de individuos a la población y que ésta aumente (Figura 5).

La liberación de un gran número de lobos de una misma vez, no es algo logísticamente factible, empezando por el limitado número de lobos en cautiverio que pueden ser reintroducidos a la vida silvestre; por el contrario, la adición de pocos individuos cada cierto tiempo es una acción más viable. En el escenario llamado *suplementación de individuos*, se simuló la adición de una pareja en edad reproductiva cada año durante los primeros 10 años de haberse iniciado la liberación. Una pareja en edad reproductiva se consideró como el mínimo de individuos que podrían integrarse a la población y al ser posibles reproductores, aumentaría la probabilidad de reclutamiento de más lobos a la población favoreciendo su crecimiento. Por lo que se considera como la opción que acarrearía menos conflictos logísticamente al equipo técnico y a su vez, contribuiría a la supervivencia de la población.

A pesar de que la suplementación de individuos incide en una alta probabilidad de supervivencia mientras ésta ocurre, no es suficiente para que la población mantenga esta probabilidad posterior al periodo de suplementación (Figura 8). De acuerdo a este escenario, no basta actuar sólo en el aumento indirecto del tamaño poblacional para lograr que la población no se extinga, ya que

es evidente que la supervivencia está dada en su totalidad por la adición de los individuos.

Diferentes tasas de mortalidad entre sexos y edades pueden influir en el resultado del AVP (Ezirik *et al.*, 2002), y de acuerdo con lo que resultó de comparar las tasas de mortalidad que se reportan en condiciones ajenas a efectos antropogénicos, la mortalidad en machos de 2 a 3 años ($P[S] = 0.10$) mostró tener un mayor efecto en la probabilidad de supervivencia, seguido por la mortalidad en hembras adultas (a partir de dos años de edad, $P[S] = 0.08$), con respecto a las demás categorías de edad (Cuadro 6). Es posible que, la tasa de mortalidad promedio anual que se obtuvo para machos de 2 a 3 años de 33.26%, esté afectando la probabilidad de supervivencia de las otras clases de edad cuando se les compara entre sí, ya que es un valor significativamente mayor al que se maneja en condiciones sin presión antropogénica (20%; Carroll *et al.*, 2003).

El escenario *reducción de tasas de mortalidad* que se generó al integrar en él las mortalidades reportadas en la literatura para condiciones donde las causas de muerte están poco o nada relacionadas con la gente, mostró ser positivo ya que la población no se extinguió en los 50 años de la proyección ($P[S] = 0.54$), aunque la población no sobrepasó los 16 individuos (Figura 6). Cabe mencionar que esta proyección se realizó bajo una población inicial de 5 individuos, no favoreciendo su incremento aún con tasas de mortalidad menores a las obtenidas en este trabajo. De tal manera que, aún si las estrategias de manejo que se implementaran para reducir el antagonismo del sector ganadero respecto a la presencia del lobo fueran totalmente exitosas, esto quizá no sería suficiente para lograr establecer una población.

Al integrar en uno solo, los escenarios *suplementación de individuos* y *reducción de las tasas de mortalidad*, se puede observar que el escenario es positivo con una probabilidad de supervivencia de $P(S) = 0.95$ (Figura 8). En este caso, a pesar de que la suplementación de individuos solo es por un periodo de 10 años, la probabilidad de supervivencia es alta durante los 50 años de la simulación. Sin embargo, se observa un efecto negativo en el crecimiento poblacional por parte

de la capacidad de carga ($K = 30$), que limita su incremento, mostrando un efecto densodependiente (Figura 8).

De acuerdo a los escenarios que se modelaron con diferentes capacidades de carga (Figura 9, Cuadro 7), mientras mayor sea la capacidad de carga del sistema que albergará la población de lobos en Sonora, mayores serán las posibilidades de que la población muestre un crecimiento significativo y se aleje del declive. Estos datos también indican que el escenario más óptimo es aquel con un sistema biológico que sea capaz de soportar una población mayor a 50 individuos

Estos resultados sugieren que aún cuando las tasas de mortalidad estén lo menos expuestas a causas antropogénicas, aunado a la suplementación de individuos, la capacidad de carga del sistema limitará también el aumento de la población y por ende, el establecimiento de una población viable de lobos mexicanos en México. Sin embargo, cabe mencionar que el valor de la capacidad de carga del área de reintroducción en Sonora se estimó con base en la biomasa del venado cola blanca excluyendo las demás potenciales presas (e.g. pecarí, guajolote, conejo), y no se abarcó todo el área de influencia (Lara-Díaz, 2010); además, se excluyó el ámbito hogareño. Otro punto a favor de los lobos a considerar, es que el nicho que quedó libre a raíz de su desaparición en la región de la Sierra de San Luis en Sonora, no ha sido ocupado en su totalidad por parte de otros depredadores (e.g. puma, coyote, oso negro), debido a la alta heterogeneidad estructural de la región que impide de cierta manera un aumento significativo en sus poblaciones (Lara-Díaz, 2010).

Debido a esto, se cree que la capacidad de carga del área pueda ser mayor, además de que los lobos posiblemente se establecerán en zonas más remotas a las que fueron evaluadas para el estudio de potenciales presas (Lara-Díaz, 2010). Por ello, se propone re-evaluar la capacidad de carga del área de influencia integrando el ámbito hogareño aunado a un monitoreo más extensivo de la disponibilidad de presas del resto del área y de esta forma calcular mejor si el sistema biológico en el área de reintroducción en México es capaz de soportar una población mayor a 30 lobos.

A causa del carácter sencillo del presente análisis de viabilidad para el lobo mexicano, este trabajo debe considerarse más como una base para futuros estudios de ésta índole que sean mucho más complejos. Los modelos realizados en este trabajo excluyeron factores importantes a considerar para determinar la supervivencia de una especie o población como los son la genética (depresión endogámica), variabilidad medioambiental, catástrofes (Akçakaya y Sjögren-Gulve. 2000; Lacy, 2000a; Gerber y Hilborn, 2001), los cuales muy probablemente tendrán un efecto significativo en el riesgo de extinción de la población de lobos que se liberará en México. Sin embargo, este estudio aporta información básica sobre la demografía del lobo mexicano necesaria para entender mejor la dinámica poblacional de ésta especie de lobo gris en vida libre, ya que la mayoría de la información disponible está basada en individuos en cautiverio y de otras poblaciones de *Canis lupus*, que en última instancia puedan contribuir en la adecuada planificación de estrategias de manejo para la especie en vida libre.

Cabe recordar que el AVP se efectuó por medio de un programa computacional; VORTEX no dará respuestas absolutas, ya que al ser una proyección estocástica de varios parámetros que se introducen en un modelo y en su naturaleza de herramienta computacional, no se podrá incluir la aleatoriedad de los procesos involucrados en la naturaleza (Seal, 1990), lo que limita la robustez del análisis; además, se ignora la individualidad de los organismos. La mayor utilidad de un AVP radica en la posibilidad de evaluar aquellos parámetros que más afectan la viabilidad de la especie o población de estudio (sensibilidad del análisis, Reed *et al.*, 1998), de modo que el presente trabajo cumplió de manera sencilla con determinar éstos parámetros. Por ello, un buen análisis de viabilidad poblacional, dependerá en gran medida de la confiabilidad de los datos introducidos en los modelos y del juicio de quien lo realiza.

7.3 Estrategias para la supervivencia de la población de lobos mexicano en la Sierra Madre Occidental

Las acciones de manejo que incluyen remover individuos de la población de lobos en Estados Unidos, incluso letalmente, se permiten como parte del diseño que establece a la población como “experimental, no esencial”. Como consecuencia, se han removido aproximadamente 145 lobos desde 1999 hasta el 2009 (Apéndice 3), donde los conflictos con el ganado y la dispersión fuera del área corresponden el 78.62% (USFWS, 2010a). En algunos casos estos lobos son devueltos al área; sin embargo, en la mayoría de los casos la remoción es permanente.

Si se considera que la tasa de mortalidad global del 29.67% que se estimó en este trabajo, para la población de lobos en el BRWRA, está por debajo del valor que Fuller (2003) señala como máximo para que una población muestre un incremento natural (34%), se puede decir que el tipo de manejo que se implementa bajo el diseño de “experimental, no esencial”, es un factor más perjudicial que las tasas de mortalidad (incluyendo la caza ilegal) para lograr la meta de establecer una población autosuficiente.

En México, teniendo como referencia los problemas generados por el tipo de manejo que se lleva a cabo en E.U., se hará un manejo diferente de la población de lobos. A diferencia de lo establecido en el BRWRA, el área designada para la reintroducción en la SSL en Sonora, no presenta límites geográficos establecidos previamente, por lo cual no se extirpará de la población a los lobos que en dado caso lleguen a dispersarse y establecer sus territorios fuera de ella, así como tampoco se hará una remoción letal por parte del equipo técnico en caso de depredación de ganado (Moctezuma-Orozco *et al.*, 2010), como sucede por el tipo de manejo que se ejerce en la población en Estados Unidos, donde incluso se les retira de la población cuando el lobo insiste varias ocasiones en dispersarse fuera del área (USFWS 2003a, 2003b, 2004, 2005, 2006a, 2006b, 2007, 2010c). Para estos casos, se plantea la implementación de programas de compensación por depredación a ganado y medidas de manejo ganadero que ayuden a prevenir conflictos con los depredadores, por lo que existen mayores posibilidades de que se logre establecer una población “autosustentable” de lobos mexicanos.

Es importante intensificar las estrategias en los primeros años de la liberación, ya que como pudo observarse en la Figura 9 en estos años se da, si las condiciones así lo permiten, el crecimiento exponencial de la población.

Continuar con el monitoreo de presas potenciales permitirá identificar sitios con suficiente cantidad de alimento para los organismos liberados, y así favorecer la identificación de zonas adecuadas para las diferentes liberaciones que a su vez son necesarias para incrementar el éxito en la supervivencia de la población. También se considera necesario incrementar artificialmente (suplementación de individuos) la densidad de presas silvestres dentro del ámbito hogareño de las manadas, lo que probablemente reducirá los eventos de depredación sobre el ganado evitando conflictos con el sector ganadero, el cual es el principal opositor ante la reintroducción de lobos.

Se ha documentado que la caza ilegal de lobos en el BRWRA es la principal causa de muerte (USFWS, 2010; Apéndice 1), situación que podría afectar de igual manera la población de lobos que se libere en México, por lo postura negativa del sector social respecto a su reintroducción. Es de vital importancia el mejorar la percepción del proyecto de recuperación y del papel ecológico y cultural del lobo por parte de la sociedad, llevando a cabo programas de educación ambiental exitosos en la región para generar tolerancia ante la presencia del lobo mexicano.

Así mismo, se debe implementar un programa adecuado de apoyo por pérdida de ganado (que se compruebe sea depredado por lobo) y que además sea flexible a las circunstancias que se presenten a futuro durante el programa de reintroducción, lamentablemente se debe de contar también con una acción legal contundente a las personas que incurran en la mortalidad directa de los organismos.

8. CONCLUSIONES GENERALES

La dinámica poblacional de lobos mexicanos que sea reintroducida en México, será similar a la observada en la población en vida libre en Estados Unidos, la probabilidad de supervivencia estará dada en gran medida en la tolerancia por parte del sector social a la presencia de los lobos en el campo, además del buen desarrollo y aplicación de las estrategias de manejo de la población. Así como una constante revisión del estatus y progreso de la población para identificar oportunamente aquellos factores que requieran mayor atención por su efecto en la supervivencia de ésta.

Un solo grupo familiar de lobos mexicanos no es suficiente como población inicial para el establecimiento de una población “autosustentable”. La suplementación aumenta el tamaño poblacional, sin embargo, por sí sola no resulta efectiva para evitar el decline de la población. En cambio, el integrar acciones que propicien tasas de mortalidad bajas, aumentará significativamente la probabilidad de supervivencia de la población.

Una mortalidad alta en adultos, individuos mayores a 2 años, afecta en mayor medida la tasa de crecimiento poblacional, en comparación con las demás clases de edad, ya que son los individuos potencialmente reproductivos.

Un tamaño poblacional de menos de 50 lobos no es suficiente para establecer una población viable. Siendo necesario el continuar con el monitoreo de presas en el área de reintroducción, así como evaluar la capacidad de carga del sistema integrando ámbitos hogareños para así obtener una idea más clara de si el hábitat es capaz de propiciar el establecimiento de una población.

La población de lobos que se reintroduzca en México no estará bajo una categoría de “experimental-no esencial”, situación que resulta positiva para la población reintroducida en nuestro país, dada la alta tasa remoción de individuos que se permite bajo esta categoría en la población en Estados Unidos, condición que está lejos de ser favorable para el programa de recuperación del lobo mexicano.

El establecimiento de una población de lobos mexicanos en la Sierra Madre Occidental, depende de un conjunto de factores tanto demográficos como sociales y políticos, por lo que es necesario establecer estrategias de manejo que influyan tanto directamente sobre la población, en el sistema biológico y en la mejora de la percepción social hacia el proyecto en la región donde sea reintroducida la población de lobos mexicanos.

9. LITERATURA CITADA

- Akçakaya, H. R. 1992. Population viability analysis and risk assessment. En: McCullough, D. R. and Barrett, R. H. (eds), *Wildlife 2001: Populations*. Elsevier Publishers, London, pp. 148-157.
- Akçakaya H. R., y P. Sjögren-Gulve. 2000. Population viability analysis in conservation planning: an overview. *Ecological Bulletins* 48:9-21.
- Araiza, M. A. 2002. Determinación de sitios potenciales para la reintroducción del lobo Mexicano (*Canis lupus baileyi*) en Sonora, Chihuahua y Coahuila, México. Tesis de Maestría, Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica.
- Bednarz, J.C. 1988. The Mexican wolf: biology, history, and prospects for reestablishment in New Mexico. Endangered Species Report Number 18. U.S. Fish and Wildlife Service, Region 2, Albuquerque, New Mexico, USA. En: U.S. Fish and Wildlife Service [USFWS]. 2010. Reintroduction of the Mexican wolf within its historic range in the southwestern United States: Final Environmental Impact Statement.
- Beissinger, S. R. 2002. Population viability analysis: past, present, future. En: *Population Viability Analysis*. S. R. Beissinger y D. R. McCullough (Eds.) University of Chicago Press, Chicago, IL.
- Beissinger, S. R. y McCullough, D. R. 2002. *Population Viability Analysis*. University of Chicago Press.
- Berger, K. M. 2006. Carnivore–livestock conflicts: effects of subsidized predator control and economic correlates on the sheep industry. *Conservation Biology* 20:751–761.
- Bernal, S. J., G. López, C. Contreras, y J. Ma. Gómez, R. 1990. El Lobo Mexicano (*Canis lupus baileyi*). Serie Educación Ambiental. CONAFE
- Boertje, R. D., y R. O. Stephenson. 1992. Effects of ungulate availability on wolf reproductive potential in Alaska. *Can. J. Zoo.* 70:2441-2443.
- Brown, D. E., ed. 1983. *The wolf in the southwest: the making of an endangered species*. Univ. Arizona Press, Tucson, Arizona. 195pp.
- Brown, W. M., y D. R. Parsons. 2001. Restoring the Mexican gray wolf to the desert southwest. Pages 169–186 in D. Maehr, R. Noss, and J. Larkin, editors. *Large mammal restoration: ecological and social implications*. Island Press, Washington, D.C.
- Bull, J. 2006. *A Population Viability Analysis for Wolves in Norway under Different Management Regimes*. M.Sc. Imperial College London
- Carroll, C., M. K. Phillips, C. A. López González y N. A. Schumaker. 2006. Defining recovery goals and strategies for endangered species: the wolf as a case study. *BioScience* 56(1): 1-13.

- Carroll, C., M. K. Phillips, N. H. Schumaker y D. W. Smith. 2003. Impacts of landscape change on wolf restoration success: planning a reintroduction program based on static and dynamic spatial models. *Conservation Biology*. Volume 17, No. 2
- Chapron, G., S. Legendre, R. Ferrière, J. Clobert y R. G. Haight. 2003. Conservation and control strategies for the wolf (*Canis lupus*) in western Europe based on demographic models. *C. R. Biologies* 326: 575-581.
- Ebenhard, T. 2000. Population viability analyses in endangered species management: the wolf, otter and peregrine falcon in Sweden. *Ecol.Bull.* 48: 143 – 163.
- Eizirik, E., C. B. Indrusiak y W. E. Johnson. 2002. Análisis de la viabilidad de poblaciones de jaguar: evaluación de parámetros y estudios de caso en tres poblaciones remanentes del sur de Sudamérica. En: *El jaguar en el nuevo milenio: una evaluación de su condición actual, historia natural y prioridades para su conservación*. Medellín, R.A.; Chetkiewicz, C.; Rabinowitz, A.; Redford, K.H.; Robinson, J.G.; Sanderson, E.; Taber, A. (Eds.). Mexico, D.F.: Prensa de la Universidad Nacional Autónoma de México / Wildlife Conservation Society.
- Esquivel, L. C., J. A. Rivera Rebolledo, R. M. Páramo, G. López Islas y F. Matacastro. 1994. Utilización de la citología vaginal exfoliativa para el seguimiento del ciclo estral del lobo gris mexicano (*Canis lupus baileyi*). Parte II. Pp. 1-10 En: *Memorias del primer Simposio Nacional sobre el lobo gris mexicano (Canis lupus baileyi)* Instituto Nacional de Ecología, México.
- Fascione, N., A. Delach y M. E. Smith (Eds.) 2004. *People and Predators: From Conflict to Coexistence*. Island Press. Washington, D. C. 304 pp.
- Fritts, S. H., y L. N. Carbyn. 1995. Population viability, nature reserves, and the outlook for gray wolf conservation in North America. *Restoration Ecology* 3:26–38.
- Fredrickson, R. J., P. Siminski, M. Woolf, y P. W. Hedrick. 2007. Genetic rescue and inbreeding depression in Mexican wolves. *Proceedings of the Royal Society Bulletin* 274:2365-2371.
- Fuller, T. K. 1989. Population dynamics of wolves in north-central Minnesota. *Wildlife Monographs* 105:1–41.
- Fuller, T. K., L. D. Mech, y J. F. Cochrane. 2003. Wolf population dynamics. En: Mech, L. D., y L. Boitani. (Eds.). *Wolves: behavior, ecology, and conservation*. University of Chicago Press. Chicago, USA. pp. 161–191.
- Gerber, L.R, y Hilborn R. 2001. Catastrophic events and recovery from low densities in populations of otariids: implications for risk of extinction. *Mamm. Rev.* **31**, 131–150.
- Gittleman, J. L, S. M. Funk, D. W. Macdonald y R. K. Wayne. 2001. Why carnivore conservation?. En: Gittleman, J.L, S. M. Funk, D. W. Macdonald y R. K. Wayne (Eds). *Carnivore Conservation*. Cambridge University Press, UK.

- Harrington, F. H., P. C. Paquet, J. Ryon, y J. C. Fentress. 1982. Monogamy in wolves: A review of the evidence. En: Harrington, F.H. y P.C. Paquet (Eds.) *Wolves: A Worldwide Perspective of Their Behavior, Ecology, and Conservation*, 1982, 209-222.
- Hayssen, V., A. van Tienhoven, y A. van Tienhoven. 1993. Asdell's patterns of mammalian reproduction. Comstock Publishing Associates, Ithaca, NY.
- Hedrick, P. W., Miller, P. S., Geffen, E. y Wayne, R. K. 1997. Genetic evaluation of the three captive Mexican wolf lineages. *Zool. Biol.* 16, 47–69.
- Kalinowski, S. T., P. W. Hedrick, y P. S. Miller. 1999. No inbreeding depression observed in Mexican and red wolf captive breeding programs. *Conservation Biology* 13:1371-1377.
- Keith, L. B. 1983. Population dynamics of wolves. Pp. 66-77 in L. N. Carbyn (Ed.) *Wolves in Canada and Alaska: their status, biology, and management*.
- Kleiman, D. G. 1977. Monogamy in mammals. *Quarterly Review of Biology* 52:39-69.
- Kreeger, T. J. 2003. The internal wolf: physiology, pathology, and pharmacology. Pp. 192-217. En L.D. Mech y L. Boitani (Eds.) *Wolves: Behavior, ecology, and conservation*. Univ. Chicago Press, Chicago, IL.
- Lacy, R. C. 1993. VORTEX: a computer simulation model for population viability analysis. *Wildlife Research* 20:45–65.
- Lacy, R. C., M. Borbat, y J. P. Pollak. 2008. Vortex: A stochastic simulation of the extinction process. Version 9.92. Chicago Zoological Society, Brookfiel, Illionis.
- Lacy, R. C. 2000a. "Considering threats to the viability of small populations." *Ecological Bulletins* 48: 39-51.
- Lacy, R. C. 2000b. Structure of the VORTEX simulation model for population viability analysis. *Ecological Bulletins* 48:191-203.
- Lara-Díaz, N. E. 2010. La comunidad de mamíferos previa a la reintroducción de *Canis lupus baileyi*, en Sonora, México. Tesis Maestría. Universidad Autónoma de Querétaro. México. 139 pp.
- Leonard, J. A., C. Vilá y R. K. Wayn. 2005. Legacy lost: genetic variability and population size of extirpated US grey wolves (*Canis lupus*). *Molec. Ecol.* 14, 9–17
- Leopold, A.S. 1959. *Wildlife of Mexico: the game birds and mammals*. Univ. of California Press, Berkeley, California. 568pp.
- Liberg, O. 2006. Genetic aspects of viability in small wolf populations with special emphasis on the Scandinavian wolf population. Report from an international expert workshop, Farna Herrgard; 2002.
- Lindsey, S. L., y P. Siminski. 2007. The return of the lobo: a binational success story. Association of Zoos and Aquariums [AZA] Publication. January 2007.

AZA http://www.aza.org/Publications/2007/01/return_lobo.pdf. Fecha de consulta: 10/10/2010.

- Linnell J. D. C., J. Odden, M. E. Smith, R. Aanes, y S. E Swenson. 1999. Large carnivores that kill livestock: do “problem individuals” really exist? *Wildlife Society Bulletin* 27:698–705.
- Mace y Sillero-Zubiri. A preliminary population viability analysis for the Ethiopian wolf
- Martínez-Gutiérrez, P. G. 2007. Detección de áreas potenciales para la reintroducción del lobo mexicano (*Canis lupus baileyi*) en México. Tesis Maestría. INECOL. Xalapa, Veracruz, México.
- McBride, R. T. 1980. The Mexican wolf (*Canis lupus baileyi*): a historical review and observations on its status and distribution. *Endangered Species Report 8*: U.S. Fish and Wildlife Service, Region 2, Albuquerque, New Mexico, USA.
- Mech, L. D. 1970. *The wolf: The ecology and behavior of an endangered species*. The Natural History Press, New York, N.Y.
- Mech, L. D. 1977. Productivity, Mortality, and Population Trends of Wolves in Northeastern Minnesota. *Journal of Mammalogy*. Vol. 58, No. 4 (Nov., 1977), pp. 559-574
- Mech, L. D. 1999. Alpha status, dominance, and division of labor in wolf packs. *Canadian Journal of Zoology* 77:1196-1203. Jamestown, ND: Northern Prairie Wildlife Research Center Home Page. <http://www.npwrc.usgs.gov/resource/2000/alstat/alstat.htm> (Version 16MAY2000).
- Mech, L. D., y L. Boitani. 2003. Wolf social ecology. Pp: 1-34. En: Mech, L. D. y Boitani, L. *Wolves. Behaviour, Ecology and Conservation*. The University of Chicago Press. 448 pp.
- Mech, L. D., y L. Boitani. 2003. *Wolves: Behavior, Ecology and Conservation*. The University of Chicago Press
- Mech, L. D., y L. Boitani. 2004. Gray Wolf. En: Sillero-Zubiri, C., M. Hoffmann y D. W. Macdonald. 2004. *Canids: Foxes, Wolves, Jackals, and Dogs*. Status Survey and Conservation Action Plan. IUCN/SSC Canid Specialist Group.
- Mendoza, J. R. 1997. Lobo. En: Alvarez Villanueva, R.C., R. González G., M. A. Armella y L. Yáñez 2003. *Historia. Biología y conservación de un símbolo olvidado de México: El lobo gris Mexicano* *Contactos* 48: 49-56 *Farmacéutico* 7 (10): 80-82.
- Mertens A., y C. Promberger. 2001. Economic aspects of large carnivores livestock conflicts in Romania. *Ursus*, 12: 173-180.
- Miller, P. S., y R. C. Lacy. 2005. *VORTEX: A Stochastic Simulation of the Extinction Process*. Version 9.50 User's Manual. Apple Valley, MN: Conservation Breeding Specialist Group (SSC/IUCN).

- Miller, P., y B. Lacy. 2006. Population analysis and simulation modeling. Conservation Breeding Specialist Group (IUCN/SSC)
- Moctezuma-Orozco, O., H. Coronel-Arellano, A. González-Bernal, N. E. Lara-Díaz, C. A. López-González, H. Caballero Quiroz, F. García-Durazo, D. Zamora-Bárceñas, G. Carreón Arroyo y J. C. Gutiérrez Bravo. 2010. Reporte Final para la CONABIO, del Proyecto “Reintroducción del Lobo Mexicano (*Canis lupus baileyi*) en la Sierra Madre Occidental, México”. Naturalia A. C.
- Paquet, P. C., y L. N. Carbyn. 2003. Wolf, *Canis lupus* and allies. In G. A. Feldhamer, B. C. Thompson, and J. A. Chapman, editors. *Wild Mammals of North America: Biology, Management, and Conservation*. Johns Hopkins University Press, Baltimore, MD
- Paquet, P. C., S. Bragdon y S. McCusker. 1982. Cooperative rearing of simultaneous litters in captive wolves. 223-237. En: Harrington, F. H. y P. C. Paquet, ed. *Wolves of the world*. Noyes Pub., Park Ridge, N. J.
- Parsons, D. R. 1996. Case study: the Mexican wolf. En: Parsons, D. R. 1998. “Green fire” returns to the Southwest: reintroduction of the Mexican Wolf. *Wildlife Society Bulletin*, Vol. 26, pp. 799–807
- Parsons, D. R. 1998. “Green fire” returns to the Southwest: reintroduction of the Mexican Wolf. *Wildlife Society Bulletin*, Vol. 26, pp. 799–807 Pp 132-150.
- Peterson, R. O., N. J. Thomas, J. M. Thurber, J. A. Vucetich y T. A. Waite. 1998. Population limitation and the wolves of Isle Royale. *Journal of Mammalogy* 79(3):487-841.
- Rai, U. K. 2003. Minimum sizes for viable population and conservation biology. *Our Nature* 1: 3–9.
- Rausch, R. A. 1967. Some aspects of the population ecology of wolves, Alaska. *Am. Zool.* 7:253-265.
- Reed, J. M., D. Murphy y P. F. Brussard. 1998. The efficacy of population viability analysis. *Wildlife Society Bulletin* 26:244-251.
- Reyes, J. M., y López, M. A. 1989. Estrategia para la recuperación del lobo mexicano (*Canis lupus baileyi*). En: Bernal-Stoopen J. 2004. Binational collaboration in recovery of endangered species: the mexican wolf as a case study.
- Ruediger, B. 2004. Carnivore conservation and highways: Understanding the relationships, problems and solutions. En: *People and Predators*. Island Press.
- Schullery, P. (Ed.). 1996. *The Yellowstone Wolf - A Guide and Sourcebook*. Worland, WY: High Plains Publishing. ISBN 1881019136.
- Seal, U. S. 1990. Mexican wolf population viability assessment: Review draft report of workshop. 22-24 October 1990. Sponsored by International Union for Conservation of Nature, Conservation Breeding Specialist Group. Fossil Rim Wildlife Center, Glen Rose, Texas, USA.

- Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales (SEMARNAT). 2009. Programa de acción para la Conservación de la especie: Lobo Gris Mexicano (*Canis lupus baileyi*). Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP). México, D.F.
- Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca (SEMARNAP). 2000. Proyecto de recuperación del lobo mexicano (*Canis lupus baileyi*). Instituto Nacional de Ecología. Tlacopac, San Ángel, México, D.F.
- Servín, J. 1997. El período de apareamiento, nacimiento y crecimiento del lobo mexicano (*Canis lupus baileyi*). *Acta Zool. Mex.* 71.
- Shaffer, M. L. 1981. Minimum population sizes for species conservation. *BioScience* 31, 131–134.
- Sillero-Zubiri, C. 2000. Resolución de conflictos entre los grandes carnívoros y el hombre. *Mastozoología Neotropical*, 7 (2): 69-72.
- Sillero-Zubiri, C., R. Sukumar y A. Treves. 2007. Living with wildlife: the roots of conflict and the solutions. En Macdonald, D. (Ed.) *Key topics in conservation biology*. Oxford: Blackwell.
- Siminski, D. P. 1996. *International Studbook for the Mexican Gray Wolf (Canis lupus baileyi)*. Arizona-Sonora Desert Museum, Tucson, Arizona.
- Siminski, D.P. 2008. MexicanWolf, *Canis lupus baileyi*, *International Studbook*, 2008. The Living Desert, Palm Desert, California, U.S.A. 89 pp.
- Siminski, P. 2010. Mexican wolf, *Canis lupus baileyi*: *International Studbook Update*, 31 July 2010. The Living Desert, Palm Desert, CA, 31pp.
- Smith, D. W., R. O. Peterson y D. B Houston. 2003. Yellowstone after wolves. *BioScience* 53: 330–340.
- Steneck, R. S. 2005. An ecological context for the role of large carnivorous animals in conserving biodiversity. Pp 9 – 33. En: Ray, J., Redford, K., Steneck, R., Berger, J. (Eds.) *Large Carnivores and the conservation of biodiversity*. Island Press. Washington, D.C.
- Sunquist M. E., y F. Sunquist. 2001. Changing landscapes: consequences for carnivores. En: Gittleman J. L., Funk, S. M., Macdonald D. W., Wayne R. K., (Eds). *Carnivore Conservation. Conservation Biology Series 5*. Vol. 5. Cambridge, UK: The Zoological Society of London. pp. 39–418.
- Treves, A., y K. U. Karanth. 2003. Human-carnivore conflict and perspectives on carnivore management worldwide. *Conservation Biology* 17(6): 1491-1499.
- U. S. Fish and Wildlife Service. 1997. Notice of record of decision and statement of findings on the environmental impact state-ment on reintroduction of the Mexican gray wolf to its historic range in the southwestern United States. U.S. Fish and Wildlife Service, Albuquerque, New Mexico. En: Parsons, D. R. 1998. “Green fire” returns to the Southwest: reintroduction of the Mexican Wolf. *Wildlife Society Bulletin* 26:799–807

- U. S. Fish and Wildlife Service. 2002. The Mexican Wolf Recovery Plan. Blue Range Wolf Reintroduction Area (BRWRA) Monthly Project Updates. Update Submitted: March 15, 2002. En: http://www.fws.gov/southwest/es/mexicanwolf/BRWRP_notes.cfm. Fecha de consulta: 12/06/2009.
- U. S. Fish and Wildlife Service. 2003a. Mexican wolf Blue Range reintroduction project Interagency Field Team annual report for 2001. U.S. Fish and Wildlife Service, Albuquerque, New Mexico.
- U. S. Fish and Wildlife Service. 2003b. Mexican wolf Blue Range reintroduction project Interagency Field Team annual report for 2002. U.S. Fish and Wildlife Service, Albuquerque, New Mexico.
- U. S. Fish and Wildlife Service. 2004. Mexican wolf Blue Range reintroduction project Interagency Field Team annual report for 2003. U.S. Fish and Wildlife Service, Albuquerque, New Mexico.
- U. S. Fish and Wildlife Service. 2005. Mexican wolf Blue Range reintroduction project Interagency Field Team annual report for 2004. U.S. Fish and Wildlife Service, Albuquerque, New Mexico.
- U. S. Fish and Wildlife Service. 2006. Mexican wolf Blue Range reintroduction project Interagency Field Team annual report for 2005. U.S. Fish and Wildlife Service, Albuquerque, New Mexico.
- U. S. Fish and Wildlife Service. 2007. Mexican wolf Blue Range reintroduction project Interagency Field Team annual report for 2006. U.S. Fish and Wildlife Service, Albuquerque, New Mexico.
- U. S. Fish and Wildlife Service. 2010d. The Mexican Wolf Recovery Plan. Blue Range Wolf Reintroduction Area (BRWRA) Monthly Project Updates. Update Submitted: January 7, 2010. En: http://www.fws.gov/southwest/es/mexicanwolf/BRWRP_notes.cfm. Fecha de consulta: 20/01/2010.
- U. S. Fish and Wildlife Service. 2010e. The Mexican Wolf Recovery Plan. Blue Range Wolf Reintroduction Area (BRWRA) Update Submitted: January 8, 2011. En: http://www.fws.gov/southwest/es/mexicanwolf/BRWRP_notes.cfm. Fecha de consulta: 8/01/2011.
- U. S. Fish and Wildlife Service. 2008. Mexican wolf Blue Range reintroduction project Interagency Field Team annual report for 2007. U.S. Fish and Wildlife Service, Albuquerque, New Mexico
- U. S. Fish and Wildlife Service. 2010a. Draft Mexican Wolf Conservation Assessment. Region 2, Albuquerque, New Mexico, USA.
- U. S. Fish and Wildlife Service. 2010b. Reintroduction of the Mexican wolf within its historic range in the southwestern United States: Final Environmental Impact Statement. Region 2, Albuquerque, New Mexico, USA.

- U. S. Fish and Wildlife Service. 2010c. The Mexican Wolf Recovery Plan. Blue Range Wolf Reintroduction Area (BRWRA) Monthly Project Updates. En línea. http://www.fws.gov/southwest/es/mexicanwolf/BRWRP_notes.cfm. Fecha de consulta: 30/10/10
- Van Ballenberghe V., y L. D. Mech. 1975. Weights, growth and survival of timber wolf pups in Minnesota. *Journal of Mammal*. 56(1):44-63.
- Vucetich, J. A., R. O. Peterson, and T. A. Waite. 1997. Effects of social structure and prey dynamics on extinction risk in gray wolves. *Conservation Biology* 11:957–965.
- Williamson, J., S. Wells y J. Deiter. 2008. The Phoenix Zoo Conservation and Science Newsletter. Issue No. 2 Vol. 2
- Woodroffe, R. 2000. Predators and people: using human densities to interpret declines of large carnivores. *Anim. Conserv.* 3: 165–173.
- Woodroffe, R., S. Thirgood y A. Rabinowitz. 2005. The impact of human-wildlife conflict on natural systems. En: Woodroffe, S., S. Thirgood y A. Rabinowitz (Eds). 2005. *People and Wildlife: Conflict or Coexistence?* The Zoological Society of London. Cambridge University Press, New York.

10. APÉNDICE

Apéndice 1. Causas de mortalidad documentada por el Equipo de Campo Interinstitucional en el Área de Recuperación del Lobo Blue Range desde 1999 hasta el 2009 (USFWS, 2010).

Año	Caza ilegal	Colisión vehicular	Natural^a	Otros^b	Desconocido	En espera de necropsia	Total^e
1999	0	1	2	0	0	0	3
2000	1	2	1	0	0	0	4
2001	4	1	2	1	1	0	9
2002	3	0	0	0	0	0	3
2003	7	4	0	0	1	0	12
2004	1	1	1	0	0	0	3
2005	3	0	0	0	1	0	4
2006	1	1	1	1	2	0	6
2007	1	0	1	0	2	0	4
2008	5	2	2	0	2	2	13
2009	2	0	0	0	0	6	8
Total	28	12	10	2	9	8	69
% mortalidad	40.58	17.39	14.49	2.90	13.04	11.59	100.00

^a Incluye tres lobos perdidos por depredación, dos por inanición y uno de cada una de las enfermedades reportadas en el área (parvovirus, asfixia, eutanasia, toxemia y pleuritis crónica bacteriana).

^b La remoción letal de individuos de la población, formó parte en la tasa de mortalidad como una forma de integrar en el análisis la presión antagónica por parte del sector social en la población de lobos mexicanos en Estados Unidos, que se espera sea similar en el área de reintroducción en México.

^c Por complicaciones de captura.

^d Porcentaje de mortalidad de cada causa de muerte con respecto al total reportada a lo largo del periodo.

^e No se incluyen los individuos que permanecieron en “estatus desconocido”.

Apéndice 2. Parámetros demográficos generados con base en la población de *Canis lupus baileyi* en el Área de Recuperación del Lobo Blue Range que abarcan el periodo de 1999 a 2009 y en la literatura.

SISTEMA REPRODUCTIVO	
Edad de reproducción en hembras	2 años ^a
Edad de reproducción en machos	3 años ^a
Máxima edad de apareamiento	10 años ^b
Número de camadas al año	1 ^c
Máximo número de crías	7 ^a
Proporción de sexos al nacer (M:H)	1:1 ^d
TASAS REPRODUCTIVAS (D. E. %)	
Hembras adultas reproductivas	54.74% (± 18.06) ^a
Hembras que producen progenie al año	100%
Promedio de crías al año	3.05 (±1.65) ^a
TASAS DE MORTALIDAD (%)	
0 a 1 años (ambos sexos)	40.33 (± 23.39) ^a
1 a 2 años (ambos sexos)	29.09 (± 20.46) ^a
>2 años Hembras	22.55 (± 9.21) ^a
2 a 3 años Machos	36.58 (± 28.35) ^a
>3 años Machos	18.49 (± 13.20) ^a
PROBABILIDAD APAREAMIENTO	
Machos reproductivos (%)	53.86 ^a

^areportes mensuales,

^breportes mensuales 2007,

^cBernal *et al.*, 1990; Esquivel *et al.*, 1994,

^dServín, 1997,

Apéndice 3. Causas de remoción de individuos documentadas en el Área de Recuperación del Lobo Blue Range desde 1999 hasta el 2009 (USFWS, 2010).

Año	Conflictos con ganado	Comportamiento agresivo	Dispersión fuera del área	Otros	Total
1999	9	0	0	3	12
2000	6	6	5	6	23
2001	2	2	6	0	10
2002	2	1	4	0	7
2003	2	1	12	0	15
2004	4	1	2	0	7
2005	10	5	5	1	21
2006	16	1	1	0	18
2007	19	1	3	0	23
2008	0	0	2	0	2
2009	0	0	4	3	7
Total	70	18	44	13	145