



CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS DEL  
NOROESTE, S. C.

---

---

Programa de Estudios de Posgrado

FACTORES ECOLÓGICOS Y ANTROPOGÉNICOS QUE INFLUYEN EN EL ESTATUS  
DEL BERRENDO PENINSULAR (*Antilocapra americana peninsularis*).  
LA ESTRATEGIA PARA SU RECUPERACION

**T E S I S**

Que para obtener el grado de

**Doctor en Ciencias**

Uso, Manejo y Preservación de los Recursos Naturales  
(Orientación en: Ecología)

p r e s e n t a

**Jorge de Jesús Cancino Hernández**

La Paz, B. C. S., abril de 2005.

## ACTA DE LIBERACION DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B. C. S., siendo las 12 horas del día 12 del Mes de Abril del 2005, se procedió por los abajo firmantes, miembros de la Comisión Revisora de Tesis avalada por la Dirección de Estudios de Posgrado del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C., a liberar la Tesis de Grado titulada:

FACTORES ECOLOGICOS Y ANTROPOGENICOS QUE INFLUYEN EN EL ESTATUS DEL BERRENDO PENINSULAR (*Antilocapra americana peninsularis*) Y LA ESTRATEGIA PARA SU RECUPERACION

Presentada por el alumno:



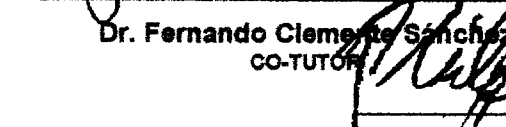
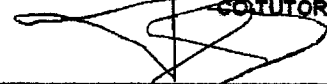
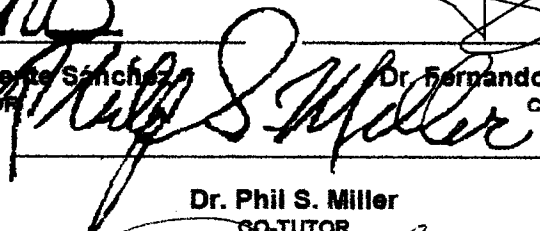
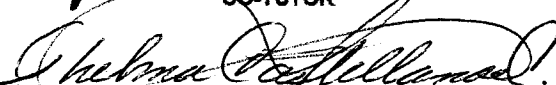
Jorge de Jesús Cancino Hernández

Aspirante al Grado de DOCTOR EN CIENCIAS EN EL USO, MANEJO Y PRESERVACION DE LOS RECURSOS NATURALES CON ORIENTACION EN Ecología

Después de intercambiar opiniones los miembros de la Comisión manifestaron su **APROBACION DE LA TESIS**, en virtud de que satisface los requisitos señalados por las disposiciones reglamentarias vigentes.

### LA COMISION REVISORA

*B=1*

 Dr. Ricardo Rodríguez Estrella DIRECTOR DE TESIS	 Dr. Gerardo Caballos González CO-TUTOR
 Dr. Fernando Clemente Sánchez CO-TUTOR	 Dr. Fernando González Saldivar CO-TUTOR
 Dr. Phil S. Miller CO-TUTOR	
 DRA. THELMA ROSA CASTELLANOS CERVANTES, DIRECTORA DE ESTUDIOS DE POSGRADO	

**Esta tesis fue dirigida por:**

Dr. Ricardo Rodríguez Estrella      Centro de Investigaciones Biológicas del  
Noroeste, S. C.  
Programa de Planeación Ambiental y  
Conservación.

**El comité tutorial y el de revisión estuvo integrado por:**

Dr. Ricardo Rodríguez Estrella      Centro de Investigaciones Biológicas del  
Noroeste, S. C.  
Programa de Planeación Ambiental y  
Conservación.

Dr. Gerardo Ceballos González      Universidad Nacional Autónoma de México.  
Instituto de Ecología.

Dr. Fernando Clemente Sánchez      Colegio de Posgraduados.  
Campus San Luis Potosí.

Dr. Fernando González Saldivar      Universidad Autónoma de Nuevo León.  
Facultad de Ciencias Forestales.

Dr. Phil S Miller      Conservation Breeding Specialist Group.  
Unión Internacional para la Conservación de la  
Naturaleza.

**El Jurado en el examen estuvo integrado por:**

Dr. Ricardo Rodríguez Estrella      Centro de Investigaciones Biológicas del  
Noroeste, S. C.  
Programa de Planeación Ambiental y  
Conservación .

Dr. Gerardo Ceballos González      Universidad Nacional Autónoma de México.  
Instituto de Ecología.

Dr. Fernando González Saldivar      Universidad Autónoma de Nuevo León.  
Facultad de Ciencias Forestales.

Dr. Fernando Clemente Sánchez      Colegio de Posgraduados.  
Campus San Luis Potosí.

Dr. Francisco García de León      Centro de Investigaciones Biológicas del  
Noroeste, S. C.  
Programa de Planeación Ambiental y  
Conservación.

Suplente: Dr. Daniel Lluch Cota      Centro de Investigaciones Biológicas del  
Noroeste, S. C.  
Programa de Ecología Pesquera

## **Agradecimientos.**

Quiero expresar mi agradecimiento:

- Al CIBNor por permitir el desarrollo de mi trabajo en torno al Plan de Recuperación del Berrendo Peninsular y por todas las facilidades para desarrollar esta tesis: a Mario Martínez, Sergio Hernández, Thelma Castellanos, Osvelia Ibarra, Leticia González y Bety
- A Ricardo Rodríguez Estrella por su dirección, comprensión y amistad. A mis tutores por su ayuda y compañía en el desarrollo de este trabajo: Gerardo Ceballos, Fernando Clemente, Fernando González y Phil Miller. De igual forma a los suplentes en el jurado, Dres. Francisco García y Salvador Lluch. Y al otro suplente Daniel Lluch.
- A todo el personal técnico (los “berrenderos”) y administrativo de la Reserva de la Biosfera El Vizcaíno. En especial a Marcelino Agüero que está en “El Vizcaíno” desde antes de que se decretara la reserva... A pesar de que la “ReBiVi” se decretó en 1988, su operación inició en 1994. Después, en 1995 con Víctor Sánchez en su Dirección, se empezó a trabajar más intensamente con el berrendo. En 1997 arrancó el primer convenio con la Ford Motor Co. bajo la administración de Espacios Naturales y Desarrollo Sustentable, A. C. Mis sinceros agradecimientos para Felipe Ramírez, Víctor Sánchez y Ramón Castellanos.
- En 1993 empezamos a volar con Sandy Lanham, ella encabeza la Environmental Flying Services, una organización no gubernamental que opera desde Tucson, Arizona. A partir de ese año ella nos ha ayudado y sabe que no sólo con los vuelos. La Cia. Exportadora de Sal, S. A. ha colaborado en casi todos los vuelos que hemos hecho con Sandy.
- Al personal de la Secretaría de la Defensa Nacional que de alguna manera apoyó en la instalación del cerco perimetral ya iniciada la primera captura de rezentales en 1998.
- Hay también personal del zoológico de Los Angeles, California involucrado: en los talleres anuales para revisar el registro genealógico, buscando otros apoyos en diferentes fuentes, donando equipo, etc.
- El Sistema de Investigaciones del Mar de Cortes del CONACYT aprobó y financió los proyectos “Estudios básicos para la conservación y manejo del berrendo peninsular” y “Construcción de una torre para la observación del berrendo peninsular”.
- A todos los cuates y amig@s: sin lista para que no falte alguno.
- A Bärbel y a Jan por tanta querencia, por todo lo compartido y su soporte.

## CONTENIDO

Lista de figuras .....	ii
Lista de tablas .....	iv
Resumen .....	1
Abstract .....	3
Introducción .....	5
Objetivos .....	9
Antecedentes .....	11
Materiales y métodos .....	18
Área de estudio .....	18
El hábitat y la población silvestre del berrendo peninsular .....	19
Modelación de la población .....	22
La población del berrendo peninsular en cautiverio .....	34
Resultados .....	38
Capítulo 1. El hábitat y la población del berrendo peninsular .....	38
Distribución espacial de la población y modificación del hábitat .....	38
La población silvestre del berrendo peninsular .....	39
Capítulo 2. Modelado de la población del berrendo peninsular y el manejo en cautiverio .....	45
Modelación de la población .....	45
A. La población silvestre .....	45
B. La población cautiva .....	56
C. La “nueva” población silvestre .....	57
Manejo en cautiverio .....	58
Discusión .....	61
Distribución espacial y abundancia del berrendo peninsular .....	61
Modelado de tendencias de la población .....	63
Manejo en cautiverio .....	71
Conclusiones .....	76
Recomendaciones .....	79
Bibliografía .....	81
Apéndices	

## Lista de figuras

<b>Figura 1.</b> Representación esquemática de la reproducción de apoyo .....	8
<b>Figura 2.</b> Distribución histórica y reciente del berrendo.....	12
<b>Figura 3.</b> Poblados con más de 1,000 habitantes (después de 1980) que se encuentran dentro del rango de distribución histórica del berrendo peninsular .....	16
<b>Figura 4.</b> Distribución del berrendo peninsular, delimitación de la Reserva de la Biosfera El Vizcaíno y ubicación de las instalaciones para el manejo en cautiverio .....	17
<b>Figura 5.</b> Líneas de vuelo hechas en noviembre de 2000 y de 2003 en la mayor zona núcleo de la Reserva de la Biosfera El Vizcaíno en búsqueda de grupos e individuos de berrendo peninsular .....	21
<b>Figura 6.</b> Diagrama de las instalaciones en las que se lleva el manejo en cautiverio de una parte de la población del berrendo peninsular .....	35
<b>Figura 7.</b> Localización de la Mesa de la Cholla y de las instalaciones para el manejo intensivo de una parte de la población del berrendo peninsular, en el Desierto de Vizcaíno .....	37
<b>Figura 8a.</b> Localización de las observaciones de grupos o animales solitarios del berrendo peninsular en el Desierto de Vizcaíno de 1995 a 2002 .....	40
<b>Figura 8b.</b> Mapa generado por el modelo probabilístico de distribución del berrendo peninsular dentro del área de la Reserva de la Biosfera El Vizcaíno .....	40
<b>Figura 9.</b> Número de berrendos peninsulares registrados en la mayor zona núcleo de la Reserva de la Biosfera El Vizcaíno de 1977 a 2004 .....	42
<b>Figura 10.</b> Proyección de la población silvestre del berrendo peninsular en función del tamaño inicial .....	46
<b>Figura 11.</b> Coeficiente de consanguinidad de la población del berrendo peninsular en función de su tamaño inicial .....	47
<b>Figura 12a.</b> Desarrollo de la población silvestre de berrendo peninsular con el	

gradiente completo de las diferentes tasas de mortalidad en crías .....	48
<b>Figura 12b.</b> Desarrollo de la población silvestre de berrendo peninsular con tres diferentes tasas de mortalidad en crías .....	49
<b>Figura 13.</b> Comportamiento de la población silvestre de berrendo peninsular al modificar la proporción de hembras reproductivas .....	50
<b>Figura 14.</b> Tendencia de la población silvestre de berrendo peninsular en relación con el cambio en la mortalidad de adultos .....	50
<b>Figura 15.</b> Comportamiento de la población silvestre de berrendo peninsular con respecto a la sequía .....	51
<b>Figura 16.</b> Tendencia de la población de berrendo peninsular con diferente capacidad de carga en el hábitat .....	53
<b>Figura 17.</b> Efecto de la liberación de animales producidos en cautiverio en la población silvestre .....	54
<b>Figura 18.</b> Diversidad genética de la población del berrendo peninsular en relación a la liberación de animales producidos en cautiverio .....	54
<b>Figura 19.</b> Tendencia de la población silvestre del berrendo peninsular con diferentes tamaños iniciales y sin efecto de consanguinidad .....	55
<b>Figura 20.</b> Proyecciones de la población silvestre del berrendo peninsular con diferentes tamaños iniciales, con y sin consanguinidad, y con 15% de mortalidad en las hembras adultas .....	55
<b>Figura 21.</b> Tendencia de la población silvestre del berrendo peninsular simulando que no se presentan sequías, con y sin efecto de la consanguinidad .....	56
<b>Figura 22.</b> Comportamiento simulado de la población cautiva de berrendo peninsular con cuatro modificaciones a la línea básica .....	57
<b>Figura 23.</b> Desarrollo real de la población cautiva del berrendo peninsular .....	57
<b>Figura 24.</b> Tendencias del primer grupo de berrendo peninsular liberado en alguna zona de la Reserva .....	58

## Lista de tablas

<b>Tabla 1.</b> Matriz de interacciones de algunos factores sin variación en los valores asignados en la línea básica de la población silvestre .....	26
<b>Tabla 2.</b> Valores de los principales parámetros de la población silvestre original de berrendo peninsular para la línea básica y su variación en el modelado con VORTEX .....	32
<b>Tabla 3.</b> Valores de los principales parámetros de la población cautiva de berrendo peninsular para la línea básica y su variación en el modelado con VORTEX .....	33
...	
<b>Tabla 4.</b> Valores de los principales parámetros de la ‘nueva’ población silvestre de berrendo peninsular para la línea básica y su variación en el modelado con VORTEX .....	34
<b>Tabla 5.</b> Estructura de la población del berrendo peninsular esperada y observada ..	43
<b>Tabla 6.</b> Valores obtenidos por VORTEX para las simulaciones hechas con diferente tamaño inicial de la población de berrendo peninsular .....	47
<b>Tabla 7.</b> Valores obtenidos por VORTEX para las simulaciones hechas con diferente tasa de mortalidad de crías de berrendo peninsular .....	49
<b>Tabla 8.</b> Valores obtenidos por VORTEX para las simulaciones hechas con diferente capacidad de carga .....	53
<b>Tabla 9.</b> Valores obtenidos por VORTEX para las simulaciones hechas para la ‘nueva’ población silvestre de berrendo peninsular .....	58
<b>Tabla 10.</b> Resumen del desarrollo de la fracción de la población del berrendo peninsular que se maneja en cautiverio en la Reserva de la Biosfera El Vizcaíno, Baja California Sur, México.....	59



## RESUMEN

Dentro de la ecología, en el área de la biología de la conservación, este trabajo aborda la problemática que tienen las poblaciones pequeñas, con distribución restringida y con afectación de su hábitat, tomando como análisis de caso al berrendo peninsular (*Antilocapra americana peninsularis*). Las poblaciones pequeñas presentan altas probabilidades de extinción por el desbalance de sus parámetros demográficos y genéticos que las vuelven frágiles, así como también por los factores determinísticos y estocásticos que operan de manera más significativa. En la variabilidad poblacional que tienen las especies por parámetros demográficos propios, se deben considerar los cambios que pueden tener las poblaciones por la variación espacio-temporal y por las fluctuaciones en los parámetros debidas a la forma en que opera la variabilidad ambiental. Se deben considerar asimismo los cambios que ocurren por factores determinísticos, tales como las actividades humanas, y la interacción con los factores de tipo estocástico. El efecto de algunos de los factores puede ser aditivo, pero el de otros es sinérgico. Hay ciertos elementos que pueden tener mayor efecto tales como las catástrofes y, en algunas poblaciones en particular, la variabilidad genética. El tamaño de la población del berrendo peninsular es menor de 250 individuos. Ese es el tamaño que la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza usa como criterio para determinar que una especie está en la categoría de “riesgo crítico”, así como las consideraciones de su distribución restringida y las fluctuaciones extremas en el número de adultos reproductivos. Dada la necesidad de evaluar el riesgo de extinción y las tendencias poblacionales, se utilizó un modelo de simulación (VORTEX) que considera tanto los factores demográficos como los determinísticos, y los cambios en las presiones humanas sobre la población del berrendo peninsular. En este trabajo de tesis se utilizó el concepto “reproducción de apoyo”, definido como “la práctica de apoyar poblaciones silvestres débiles con la liberación de individuos que fueron reproducidos en cautiverio”. El manejo en cautiverio del berrendo peninsular se inició en 1998 en el Desierto de Vizcaíno, Baja California Sur. Para el año 2000 el pie de cría consistía de 22 animales capturados. Las principales preguntas que se abocan en este trabajo son: ¿Cómo han afectado las actividades humanas a la distribución original del berrendo peninsular? ¿En qué grado de riesgo de extinción se encuentra la

población silvestre del berrendo peninsular? ¿Cómo afectó la extracción que se hizo de un número determinado de animales ( $n=22$ ) a la población silvestre, siendo ésta pequeña? ¿El manejo en cautiverio de individuos de berrendo peninsular puede disminuir las expectativas de extinción de la población silvestre? Se estima que la distribución histórica del berrendo peninsular se ha reducido aproximadamente en un 90%; de 40,000 km<sup>2</sup> que ocupaba ahora se restringe a 5,000 km<sup>2</sup>. Las principales causas de esta disminución son de origen antropogénico; transformación del hábitat y cacería ilegal. Los primeros resultados de las simulaciones indican claramente que la pequeña población de berrendo peninsular se encuentra en serio riesgo de extinción, ya que si la población silvestre se reduce a menos de 100 individuos su tasa de crecimiento es negativa ( $r=-0.037$ ). La supervivencia de las crías es de los factores más relevantes. Al cambiarlo del 70% de mortalidad al 80%, la tasa de crecimiento es  $r=-0.103$  y la probabilidad de extinción es de  $P(E)=0.84$ . La variación en la mortalidad de las hembras también es importante, con un nivel del 15%, la probabilidad de extinción fue  $P(E)=0.572$ . El efecto de la sequía se incluyó afectando la proporción de hembras reproductivas y al simular que no se presentasen, se obtuvo que la tendencia poblacional fue al incremento, con una  $P(E)=0.002$ . La tendencia a la extinción cuando se combinaron hasta tres factores fue muy alta y generalizada (con  $P(E)$  hasta del 96%). Hay una clara correspondencia de la modelación del crecimiento de la población cautiva con el crecimiento real que ha tenido la misma. Las simulaciones que consideran una “nueva población” silvestre que se generaría por la liberación de un grupo producido en cautiverio muestran resultados positivos en el sentido de que puede llegar a ser una población estable o con crecimiento. Se ha denotado asimismo que la introducción de nuevos individuos a la población silvestre tendría un efecto positivo pues se incrementa su tamaño poblacional. A partir de estos resultados de la simulación es posible considerar que la reproducción de apoyo con la cría en cautividad puede ser importante como medida de manejo para disminuir el riesgo de extinción de esta pequeña población. Es probable entonces que la cría en cautiverio con todos los cuidados necesarios para no improntar a los berrendos y su posterior liberación a la población, pueda ser un factor decisivo que evite la extinción del berrendo peninsular.

## ABSTRACT

As a case study, the peninsular pronghorn (*Antilocapra americana peninsularis*), this dissertation addresses the problem of small populations with restricted distribution and affectation of its habitat. Small populations have high probabilities of extinction due to unbalances in their demographic and genetic parameters. Deterministic and stochastic factors have a more significant effect on small populations. In addition to the demographic parameters, it is necessary to consider changes caused by the space and time variations in the populations, and fluctuations resulting from environmental variables. Deterministic changes due to human activities and their interaction with stochastic factors also play an important role in determining population trends. The effect of several factors can be additive or synergic. Nevertheless, there are specific factors that can have a greater effect on small populations such as catastrophes and genetic diversity. The size of the peninsular pronghorn population is less than 250 individuals. The World Conservation Union (IUCN) categorizes a species as having "critical risk" status at that population size, as well as having a restricted distribution and extreme fluctuations in the number of adults. Based on the need to evaluate the extinction risk of the peninsular pronghorn and the trend of its population, the VORTEX simulation model was used to evaluate demographic and deterministic factors and changes caused by human activities on this subspecies. The concept of "supportive breeding", defined as supporting weak wild populations through the release of conspecifics reproduced in captivity, is also used in this study. Management of captive peninsular pronghorn began in 1998 in the El Vizcaino Desert, Baja California Sur. By 2000, 22 founders were gathered. The questions addressed in this work are: How have human activities affected the original distribution of the peninsular pronghorn? What is the risk of extinction to the wild population of peninsular pronghorn? What effect did the removal of the 22 founders have on the wild population? Can the management of captive peninsular pronghorn reduce the extinction prospects of the wild population? Former range of the subspecies was estimated in 40,000 km<sup>2</sup> and reduced by almost 90%, to 5,000 km<sup>2</sup>. The main causes are related with human activities; habitat changes and poaching. The first results of the simulations indicate that the peninsular pronghorn small population is

endangered, if the wild population is less than 100 animals the growth rate is negative ( $r = -0.037$ ). The survival of fawns is one of most important factors. A change from 70% to 80% in the fawn mortality results in a negative growth rate ( $r = -0.103$ ) and the extinction probability is high,  $P(E) = 0.84$ . Changes in the adult female mortality was important also, at 15%, the extinction probability was  $P(E) = 0.572$ . The drought effect was included in the reproductive female rate. When the scenario was without drought the population trend was to growth with  $P(E) = 0.002$ . When three factors were evaluated the extinction trend was high up 96%. There was a clear correspondence between the captive population model and its real growth rate. Simulation with a "new wild population" generated by the release of a group from the captive population shows positive results because of this could be a stable population or growing. The study suggests that supplementing wild population will be beneficial. The study also indicates that the risk of extinction can be reduced with "supportive breeding". Captive breeding that avoids human impression on the animals, and periodic releases can be important factors in precluding the extinction of peninsular pronghorn.

## INTRODUCCIÓN

El análisis de la dinámica y el problema de las poblaciones pequeñas es un tema central en ecología, y en particular en el campo de la biología de la conservación. El planteamiento general del problema es que las poblaciones pequeñas presentan un grado de vulnerabilidad a la extinción que depende fuertemente de parámetros demográficos y genéticos, y que puede estar condicionado por factores de tipo determinístico y estocástico (Ballou et al. 1995, Soulé 1996, Beissinger y McCullough 2002). Los parámetros demográficos son variables intrínsecas a las especies, pero las tasas reproductivas o de mortalidad, y las de emigración e inmigración, pueden variar espacial y temporalmente dependiendo de las variables ambientales (Primack 2002). Los factores de tipo determinístico que pueden incidir en la permanencia de las especies son por ejemplo la sobreexplotación, los cambios en el hábitat y la contaminación, entre otros. Los de tipo estocástico o debidos al azar, se han categorizado como demográficos, ambientales, eventos catastróficos y efectos genéticos (Shaffer 1981). Los demográficos son las variaciones al azar que se pueden observar en las tasas y probabilidades de nacimiento y muerte, y en la proporción de sexos en la población. Los ambientales son aquellos que pueden alterar las probabilidades de nacimientos y muertes como resultado de la fluctuación ambiental, ejemplos de esos factores son el clima, las enfermedades y la depredación. El efecto de éstos es aditivo al de los demográficos. Hay casos especiales de algunos factores ambientales que se pueden convertir en catástrofes y generalmente se analiza su efecto por separado. Finalmente, en los efectos genéticos se analiza la deriva génica o variabilidad espontánea aleatoria, como una de las fuerzas que provocan cambios en las poblaciones y que se refiere a la fluctuación no adaptativa y acumulativa en la frecuencia de ciertos genes específicos en cada generación (Miller y Lacy 1999).

Teóricamente las poblaciones que son pequeñas tienen una mayor probabilidad de extinción que las de mayor tamaño o grandes. Asimismo, las

pequeñas poblaciones son más vulnerables a la extinción a medida que su distribución es más restringida y con menos subpoblaciones (Ballou et al. 1995, Soulé 1996).

La fragmentación del hábitat es una de las amenazas ambientales más serias para las poblaciones animales y vegetales (Magin et al. 1994), ya que se pierde hábitat adecuado para las especies y se crean condiciones de aislamiento de las poblaciones provocando que la deriva génica se manifieste de manera más importante. La fragmentación del hábitat, además de disminuir los tamaños efectivos de una población, disminuye la conectividad entre las mismas con la consecuente disminución en los parámetros demográficos y en el flujo genético (Thom 1979, Magin et al. 1994, Soulé 1996, Lee et al. 1998, Krausman 2002). Esta amenaza es considerablemente mayor para las poblaciones que son originalmente pequeñas, o las que se han vuelto pequeñas por acción humana, ya que el efecto sinérgico de los cambios en la disminución de los parámetros demográficos afecta directamente la demografía poblacional misma, e incrementa la susceptibilidad de las poblaciones a los factores estocásticos ambientales y los demográficos mismos. Este efecto sinérgico puede hacer entrar a las pequeñas poblaciones en una especie de remolino donde la población se vuelve más pequeña y los factores demográficos y estocásticos conducen a la población a hacerse cada vez más pequeña hasta que los efectivos poblacionales no son suficientes para permitir una recuperación natural de la población y entra en un vórtice de extinción (Miller y Lacy 1999).

Cómo evaluar el riesgo de extinción de una especie, cómo evitarla y recuperar las poblaciones a niveles en que los números operen para evitar o cambiar la tendencia hacia la extinción, es todo un reto para los manejadores de los recursos naturales, en particular los abocados a problemas de conservación de la diversidad biológica. Hay múltiples razones para evitar la extinción de especies, desde las de carácter práctico y económico (como lo son algunos programas de aprovechamiento, tanto consuntivo como no consuntivo; respectivamente están el caso de la cacería del borrego cimarrón en México (INE 2000) y la caza fotográfica de leones en Asia (Klum 2001)), hasta las de carácter ético (Olney et al. 1994).

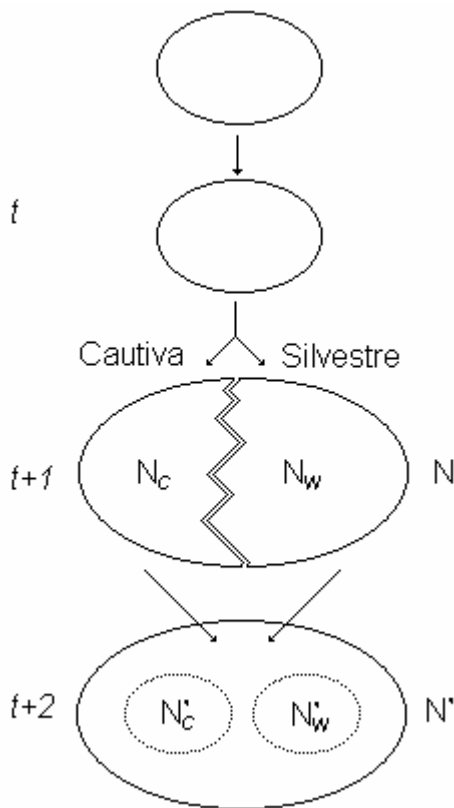
Pero también hay hasta cierto punto una coincidencia actual y generalizada que incide en el manejo de los recursos naturales para evitar la extinción de las especies.

En la evaluación del riesgo de extinción de las especies con poblaciones pequeñas se ha desarrollado todo un marco teórico y se han desarrollado diversas prácticas de manejo de las especies, incluyendo las de incremento poblacional, el mejoramiento de hábitat y la selección y manejo genético de los individuos de la población (Ryman et al. 1995, Ballou et al. 1995, Olney et al. 1994, Song 1996, Soulé 1996). Uno de los primeros pasos es determinar los riesgos de extinción de la población, para lo que se han desarrollado tanto modelos generales como específicos a cada especie dependiendo de sus características (Miller y Lacy 1999, Beissinger y McCullough 2002). Estos modelos requieren en general tener un conocimiento de parámetros biológicos (fertilidad, productividad, número de eventos reproductivos al año, forma de reproducción, supervivencia y mortalidad, entre otros), uso y preferencias de hábitat y, si es posible, variabilidad genética. Estos modelos incorporan ahora la estocasticidad ambiental (tales como eventos catastróficos) y demográfica (cambios en la proporción de sexos, mortalidad por explosiones de parasitismo). Incorporan también las variables antropogénicas que modifican los parámetros demográficos y que disminuyen el hábitat potencial. Hay modelos que también incorporan los efectos en el incremento poblacional cuando los manejadores toman medidas que incrementan el tamaño poblacional, mejoran el hábitat, disminuyen la mortalidad e incrementan la heterocigocidad evitando los entrecruzamientos de individuos emparentados (Olney et al. 1994, Soulé 1996, Miller y Lacy 1999).

Recientemente se ha incrementado el uso de un concepto – herramienta conocido como “reproducción de apoyo” (“supportive breeding”; Ryman y Laikre 1991, Ryman 1994, Ryman et al. 1995, Wedekind 2002) cuya aplicación consiste en “la práctica de apoyar poblaciones silvestres débiles con la liberación de individuos que fueron reproducidos en cautiverio” (Wedekind 2002) (Fig. 1). Por ello, es interesante probar cómo opera esta práctica con especies de tamaño poblacional pequeño a las que se quiere eliminar el riesgo de extinción. Utilizar la

reproducción de apoyo a la población silvestre es un caso interesante a analizar para determinar escenarios y tendencias a través de la modelación probabilística para la extinción.

En México, el berrendo (*Antilocapra americana*) como especie, se considera en peligro de extinción (NOM-059 SEMARNAT 2001). Sin embargo, de acuerdo con los criterios internacionales (IUCN 2003), las tres subespecies que se encuentran en nuestro país están en diferentes categorías de amenaza. Para la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza, el berrendo peninsular (*A. a. peninsularis*) es una subespecie en riesgo crítico; está en la categoría CR C2b, que se define como: "Tamaño de la población estimada en menos de 250 individuos maduros y una disminución continua observada y fluctuaciones extremas en el número de individuos maduros". Mientras que en Estados Unidos es una de las especies cinegéticas más importante (O'Gara y Yoakum 2004), en México su cacería ha estado prohibida desde 1922.



**Figura 1.** Representación esquemática de la reproducción de apoyo (tomado de Ryman et al. 1995).

$t$ ,  $t+1$  y  $t+2$  es el tiempo entre generaciones.

$N$  es la población total

$N_c$  es el grupo cautivo

$N_w$  es el grupo silvestre

$N'_c$  y  $N'_w$  descendencia de los grupos anteriores



Se sabe que una proporción importante de las extinciones ha sido producto de actividades humanas, que entre otras han implicado la destrucción y fragmentación del hábitat (Magin et al. 1994). Para el caso del berrendo peninsular en particular las principales amenazas que tiene su población se relacionan también a diversas actividades humanas que se han desarrollado en la península de Baja California. Esas actividades humanas han afectado, directa e indirectamente, tanto al hábitat como a las poblaciones de berrendo, lo cual ha producido una disminución y fragmentación del tamaño de sus efectivos y de la población total. Estos son los dos primeros aspectos que se abordarán en el primer capítulo de resultados del presente trabajo: en primer lugar, se analiza la forma en que se ha transformado y reducido su hábitat; en segundo lugar, se describe cuál es la situación actual de la población del berrendo peninsular. En el segundo capítulo de resultados de la tesis, se presentan los modelos de evaluación del riesgo de extinción de la población del berrendo peninsular con las variables demográficas y ambientales operando activamente en, así como también los modelos considerando las prácticas de manejo que se han implementado sobre la población silvestre. Finalmente, se discuten los resultados y se analizan los posibles alcances del manejo en cautiverio de la subespecie.

## **OBJETIVO GENERAL**

Evaluar los cambios en el hábitat del berrendo peninsular y las fluctuaciones de su población, partiendo de sus registros marginales y hasta la actualidad; así como predecir su situación bajo diferentes escenarios de tamaño poblacional y variabilidad demográfica y estocástica, y de influencia humana, incluyendo los efectos del manejo en cautividad.

## **OBJETIVOS PARTICULARES**

- Evaluar la disminución general del hábitat del berrendo peninsular.

- Evaluar el riesgo de extinción de la población silvestre del berrendo peninsular.
- Modelar las tendencias poblacionales del berrendo peninsular con el programa VORTEX.
- Evaluar la implementación y el ciclo inicial del manejo en cautiverio de una parte de la población del berrendo peninsular.

Se harán simulaciones para evaluar el riesgo de extinción de esta subespecie con tamaño poblacional pequeño bajo condiciones naturales e introduciendo opciones de manejo que pueden promover su recuperación.

Idealmente, las estrategias de manejo y recuperación del berrendo peninsular deberían plasmarse en un Plan de Recuperación. Dado que cada situación es particularmente compleja, no hay una forma clara (y siempre habrá controversia) para el desarrollo de planes de este tipo. En este trabajo se revisan también algunas de las prácticas que se han desarrollado y, al mismo tiempo, se ofrecen una serie de posibles escenarios para evaluar también la factibilidad de aplicar ciertas medidas de manejo.

La mayoría de los casos en la literatura sobre esfuerzos de recuperación de especies cuando consideran el manejo en cautiverio lo hacen *ex situ* y a menudo son encabezados por algún zoológico (Olney et al. 1994). De los casos importantes, uno que destaca es el del orix de Arabia (*Oryx leucoryx*) (Stanley 1989), que incluso se consideró extirpado de la naturaleza. De las cinco especies de orix, la que habitó Arabia fue abundante y se asume que ocupaba casi por completo esa península; la distribución se fue reduciendo paulatinamente primero en el norte de su distribución, después del oeste hacia el este, hasta que (para 1970) se reporta un grupo de cuatro oryx y en 1972 se reporta su extinción (Henderson 1974 citado en Stanley 1989). Ante la situación que se estaba observando, en 1958 se empezó a desarrollar la “Operación Oryx” que para 1963 ya tenía cuatro fiduciarios de diferentes partes del mundo; buscaron los hatos que existían en distintos zoológicos, se firmaron convenios y se desarrollaron

diferentes acciones hasta que se empezó a decidir sobre la posesión y distribución de las crías conforme fueran naciendo. Para 1972 ya se estaban haciendo las primeras transferencias de animales entre los diferentes criadores. En 1978 se envían los primeros ejemplares a Israel para establecer otro hato en cautiverio y para 1984 ya se plantea la provisión de 10 oryx por año para los siguientes 10 años.

En este trabajo se aborda el problema de diferente forma, ya que el tipo de manejo que se está desarrollando con el berrendo peninsular es *in situ* y se está aplicando el modelado de la población silvestre, así como introduciendo un incremento de esta población a través del manejo en cautividad y liberación de efectivos

En este contexto, para la estrategia de recuperación de la subespecie peninsular del berrendo las hipótesis que se plantean son:

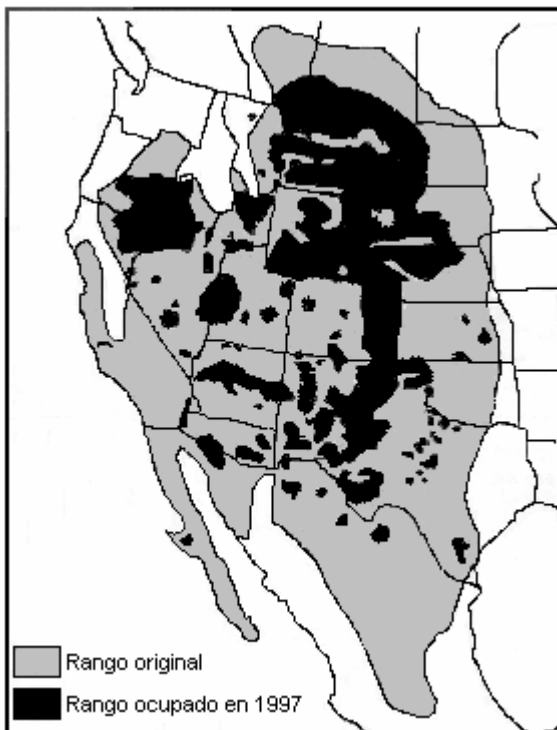
- Las variables introducidas por las actividades humanas en su rango de distribución original aumentan las probabilidades de extinción de la población silvestre de berrendo peninsular.
- La población silvestre del berrendo peninsular está en riesgo de extinción debido a su tamaño pequeño.
- La extracción que se hizo de un número determinado de animales (n=22) de la población silvestre pequeña no incidió en sus probabilidades de extinción.
- El manejo en cautiverio de individuos de berrendo peninsular influye en las expectativas de extinción de la población silvestre.

## **ANTECEDENTES**

El berrendo como especie fue muy abundante. Yoakum y O’Gara (2000) afirman que de 30 millones de animales que había a principios del siglo XIX, disminuyó a 15,000 para 1915. La distribución histórica y actual de la especie se presenta en la figura 2. En esta figura se puede observar la drástica disminución que también hubo en el hábitat que había ocupado el berrendo. Se describieron cinco subespecies que son: *A. a. americana* (Ord 1815), *A. a. mexicana* (Merriam 1901), *A. a. peninsularis* (Nelson 1912), *A. a. oregona* (Bailey 1932), y *A. a.*

*sonoriensis* (Goldman 1945). Lee et al. (1994) documentaron la mezcla genética que hay entre las subespecies americana, oregona y mexicana en algunas poblaciones de berrendos en Estados Unidos. Esto no ha ocurrido en las poblaciones que hay en México, y mucho menos con la peninsular debido al aislamiento geográfico en que se encuentra (Cancino et al. 1995).

El primer reporte para el tamaño de las poblaciones en México es el realizado por Nelson (1925), en la primera evaluación general para toda la especie, en el que se incluyeron las que se encontraban en Coahuila, Chihuahua, Sonora y Baja California, con 600, 700, 595 y 500, respectivamente. Nelson (1925) enlista también a Durango pero no da cifras y a Sonora no lo marca con la anotación de 'población estimada'. En los otros estados que si marca de esa forma, no describe cómo se hizo la estimación. La cantidad asignada a Baja California la divide en 200 para la parte superior de la península, 200 para la parte centro norte y 100 en el centro sur; y hace la anotación de que "...no menos de 500 antílopes sobreviven en la península". Hay también, entre la literatura no académica, muchas referencias a la especie, que dan idea de la relativa abundancia que había hasta principios del siglo



**Figura 2.** Distribución histórica y reciente del berrendo (tomado de Yoakum y O’Gara 2000).

pasado (Brown et al. en prep.). Para la actualidad se tiene información sobre la población del berrendo peninsular que se ha encontrado en la mayor zona núcleo de la Reserva de la Biosfera El Vizcaíno (ReBiVi) (SEDUE 1988). Aunque fluctúa año con año, el mayor reporte es de un total de 175 para 1994.

En la figura 3 se presenta información sobre la población humana de los principales poblados que se encuentran dentro del rango de distribución histórica del berrendo peninsular entre 1950 y 2000. Si bien hay poblados que están establecidos desde mediados del siglo pasado, con las gráficas de esa figura se puede observar la forma en que la presión antropogénica, implícita al aumento de la población, se incrementó marcadamente a partir de la década de 1980. Además hay que considerar que: a) hay ciudades con mucho más población humana, con cierta cercanía y acceso terrestre (e.g. las capitales de los dos estados de la península); b) que hay facilidades para el acceso aéreo en otros sitios, al menos 10, entre aeropuertos y aeródromos oficiales, y c) la práctica de ciertas actividades que desarrollan los pobladores de los asentamientos menores (ranchos, rancherías y, campamentos y poblados de pescadores), i.e. colectas de plantas y/o animales y la cacería misma ([www.gbcs.gob.mx](http://www.gbcs.gob.mx)).

En la figura 4 se muestra la distribución histórica y actual de berrendo peninsular (Hall 1981, SEDUE 1988). Es probable encontrar alguna correlación entre el probable y aparente efecto que han tenido los asentamientos humanos en la distribución espacial de los berrendos. Aunque hay actividades humanas con efectos negativos que conllevan los asentamientos y el desarrollo de las obras de infraestructura (p. ej. vías de comunicación, agua, luz), las que marcadamente afectan al hábitat del berrendo son la agricultura, la ganadería y la minería. La primera por la transformación completa, y por lo general irreversible, del hábitat; la llamada 'frontera agrícola' se ha ido expandiendo. La segunda, por la competencia directa e indirecta entre el berrendo y el ganado doméstico (Lee et al. 1998), y cuya alteración puede ser, hasta cierto grado, manejable. No obstante, el efecto del pisoteo es muy marcado en ciertas zonas. Por lo general la transformación que ejerce la minería sobre el lugar de explotación también es

total. Para esas tres actividades, y para cualquier otra, la apertura de caminos es un elemento adicional, con sus efectos colaterales, como el de crear facilidades de acceso y movilidad para los cazadores furtivos.

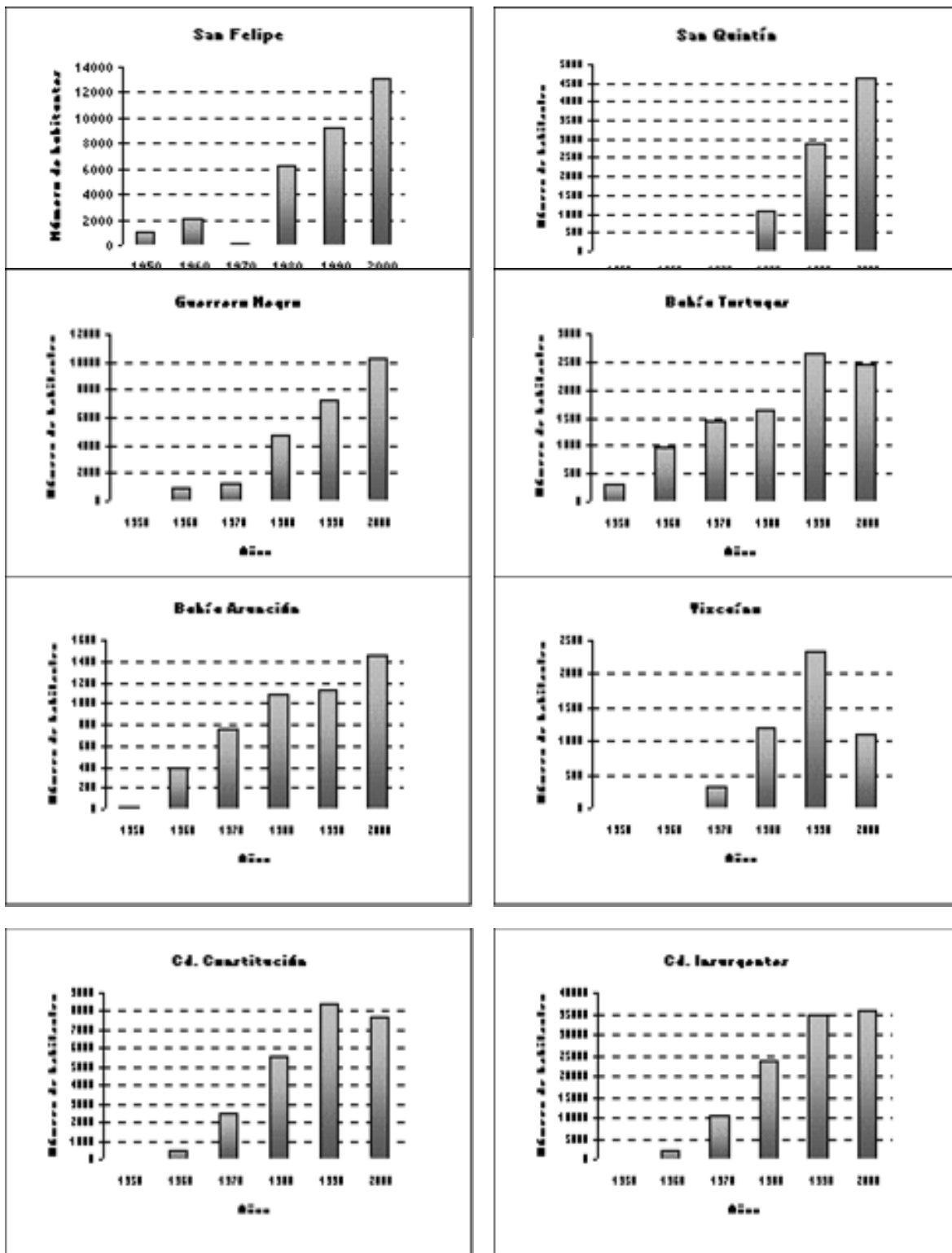
Hay algunos otros factores que influyen en la persistencia de las especies, que se sabe que ocurren en el caso del berrendo peninsular, pero que se desconocen en cuanto a su magnitud. Tal es el caso de la depredación. Se considera que el coyote (*Canis latrans*) es el principal depredador sobre las crías de los berrendos; sin embargo, la información disponible no aclara esta relación trófica (Sanabria et al. 1996, Grajales 1998). Lo mismo ocurre con esta interacción con el águila dorada; se han presenciado intentos de este evento (E. Arce com. pers.), pero también se desconoce cuantitativamente. Otro caso es el de la cacería, que a la fecha sigue cerrada pero existen evidencias sobre esta actividad ilegal; éstas abarcan desde los rastros y casquillos usados de armas de alto poder, los avisos reiterados y hasta el caso de parar el proceso de desuello de un animal (V. Sánchez com. pers.) No obstante, también se desconoce cuantitativamente.

Ante esta situación es que surge el Plan de Recuperación del Berrendo Peninsular (PRBP) (Jaramillo y Cancino 1986). Se empezó a desarrollar en 1984 y desde entonces la actividad más constante ha sido el seguimiento de la población. Había también cierta labor de difusión; se experimentó con la crianza de recentales; y se recibió entrenamiento para el control de depredadores, enfocado específicamente al coyote (*Canis latrans*) (Jaramillo 1989). Dicho PRBP no tenía financiamiento seguro ni se programaba institucionalmente. Con todo lo anterior, y en particular con la diferencia de los resultados de las búsquedas de 1993 y 1994 (175 y 52 berrendos, respectivamente) se organizó la primera reunión colegiada e interinstitucional; fue un “Taller de Análisis de Viabilidad de la Población y del Hábitat” (PHVA por sus siglas en inglés) en la modalidad que promueve, desde 1985, el Grupo Especialista en Reproducción para la Conservación (CBSG por sus siglas en inglés) de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (<sup>1</sup>). El resultado que se obtuvo fue un conjunto de

---

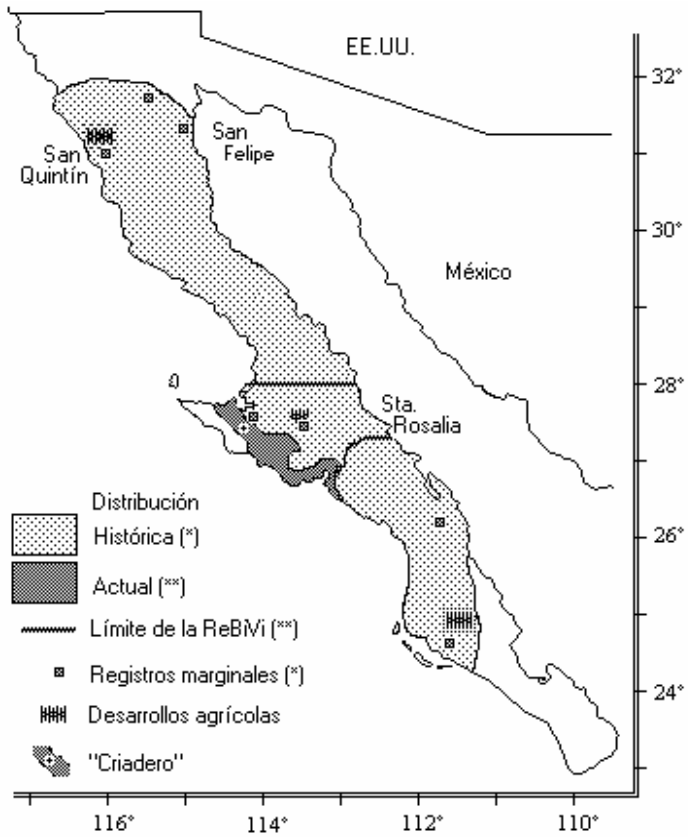
<sup>1</sup> Este tipo de taller se repitió en abril de 2004 (Cancino 2003).

elementos que servirían de base para una nueva etapa en el desarrollo del PRBP (Cancino et al. 1995). Los resultados del presente trabajo se espera contribuyan a mejorar este Plan de Recuperación.



**Figura 3.** Poblados con más de 1,000 habitantes (después de 1980) que se encuentran dentro del rango de distribución histórica del berrendo peninsular (con datos de [www.gbcs.gob.mx/CentroEstataldeInformación/EstadísticasHistóricas](http://www.gbcs.gob.mx/CentroEstataldeInformación/EstadísticasHistóricas) ver cuadro en apéndice 1).





**Figura 4.** Distribución del berrendo peninsular, delimitación de la Reserva de la Biosfera El Vizcaíno y ubicación de las instalaciones para el manejo en cautiverio ((\*) de acuerdo con Hall (1981) y (\*\*) el decreto de declaración de la ReBiVi (SEDUE 1988)).

## MATERIALES Y MÉTODOS.

**Área de estudio.** En relación con el área de estudio, en los diferentes aspectos que se abordan en este trabajo, hay tres niveles a considerar. El primero, el más amplio, abarca gran parte de la península de Baja California. Es el que demarca la distribución histórica de la subespecie de acuerdo con los registros marginales (Hall 1981); se estimó en 40,000 km<sup>2</sup> aproximadamente (Cancino et al. 1994), y comprende desde las bahías de San Felipe y San Quintín en Baja California hasta Bahía Magdalena en Baja California Sur. El segundo nivel se ubica en la parte central de la península, coincide con la mayoría de los registros de observaciones de berrendos y corresponde a la mayor zona núcleo de la ReBiVi; su tamaño se estima en 5,000 km<sup>2</sup> (Cancino et al. 1994). El tercer nivel corresponde a las instalaciones en las que se desarrolla el manejo en cautiverio; se encuentran dentro de la misma zona núcleo y consta de un cerco perimetral que encierra 252 hectáreas, con varias subdivisiones.

Para los tres niveles, la topografía dominante es de amplias planicies con ligeras ondulaciones. Tanto en la distribución histórica como en la zona núcleo hay grandes mesetas y amplios causes de arroyo que también son usados por los berrendos. En el Desierto de Vizcaíno, se debe hacer una mención especial para las dunas no costeras que son muy ondulantes, de grandes extensiones y que son usadas por los berrendos.

Por lo que toca a la vegetación, León et al. (1992) describieron 10 asociaciones vegetales para la ReBiVi. De éstas, se considera que el berrendo peninsular usa mayormente cuatro: el matorral de dunas, el matorral halófilo, el matorral micrófilo y el matorral subinerme (Cancino 1994). No obstante, todas caen dentro de lo que Rzedowski (1978) asigna para casi toda la península de Baja California y llama matorral xerófilo. En un recorrido por las mencionadas asociaciones vegetales se pueden apreciar los cambios en la composición de especies, en la altura de las plantas y en el suelo. Iniciando con el matorral de dunas, *Chaenactis lacera* es la especie dominante con individuos de más de 1.5 m de altura en un sustrato arenoso. El matorral subinerme da la apariencia de ser la

transición entre el matorral de dunas y el matorral halófilo. En el matorral subinermes destaca el género *Encelia* con menor altura en sus plantas (<1m) y el sustrato ya contiene cierta arcilla y grava. En el matorral halófilo *Franquenias palmeri* es la especie dominante, de menor altura aún (~0.5m) y con el sustrato más arcilloso. El matorral micrófilo también tiene el sustrato arcilloso; una de las especies más conspicuas es *Euphorbia misera*. En el apéndice 2 se enlistan las especies más conspicuas de cada una de estas asociaciones.

**El hábitat y la población silvestre del berrendo peninsular.** Para el análisis del hábitat, básicamente se hará una revisión de la información disponible en torno a la forma en que se ha modificado el hábitat del berrendo peninsular en su rango de distribución histórica por las actividades humanas más relevantes.

Con respecto a la población silvestre del berrendo peninsular, se hará una revisión de la información disponible sobre el número de animales y sobre las formas en que ésta se ha recabado dado que el seguimiento de la población ha cambiado. Los datos que existen para el periodo comprendido de 1977 a 1983 son los reportados por Jaramillo (1989); se desconoce tanto la cobertura de terreno como el esfuerzo invertido. De 1984 a 1992 la información la obtuvimos principalmente por tierra, por recorridos en camioneta y a pie, en la parte central de la península, al sur del paralelo 28°N, en las zonas que corresponden a la mayor zona núcleo de la ReBiVi. Las rutas se empezaron media hora después de la salida del sol y terminaban una hora antes del ocaso. Todos los animales observados se clasifican en machos, hembras, crías y no identificados; eventualmente se pueden registrar subadultos de ambos sexos. Probablemente los resultados de las búsquedas serían más precisos si el mismo personal las hiciera año tras año. Sin embargo, esto no se pudo controlar.

De 1993 a la actualidad se ha combinado la búsqueda aérea con la terrestre y hasta cierto punto se ha homogeneizado el esfuerzo. Se ha homogeneizado hasta cierto punto porque, como se puede ver en la figura 5, aunque los recorridos aéreos son similares, se cubrieron diferentes extensiones. Los datos correspondientes a 2004 fueron obtenidos solamente por tierra (M.

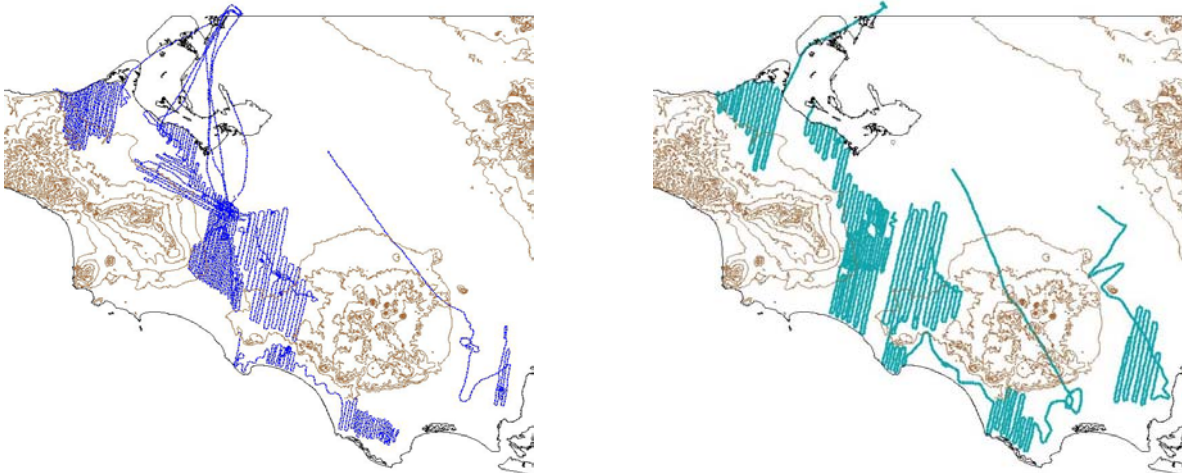
Agüero com. pers.). La estructura de la población esperada, por sexo y edad, se obtuvo con el mismo paquete VORTEX en los campos complementarios al del tamaño inicial de la población.

En la figura 5 se muestran dos mapas en los que se incluyen todas los transectos hechos en noviembre de los años 2000 y 2003. En las líneas de vuelo la altura promedio fué de 100m con una separación (promedio) de 1 km entre ellas. La avioneta que se usó fue una Cessna 182 con dos observadores (uno para cada lado) y el piloto (quien también iba haciendo observaciones). El tiempo y longitud de cada vuelo varía en cada zona; la velocidad promedio fue de 100 mph (Guenzel 1997). Si bien los vuelos se pueden considerar como continuos, cada vuelo corresponde a una zona. En cada búsqueda aérea, se conjuntaron en promedio 8 vuelos para cada año. Se voló un recorrido total aproximado a los 3,200 km en transectos aéreos como se mostró en la figura 5, con un promedio de 20 horas de vuelo efectivo en cada año. Este tiempo de vuelo y la distancia recorrida se fueron determinando en el transcurso de los primeros años y en buena medida se fijaron por la capacidad del piloto y los fondos disponibles para esa actividad.

Después de que acaba el vuelo, la zona correspondiente se inspecciona por tierra. Son dos los equipos de tierra, cada uno se compone de (al menos) 2 elementos; llevan camionetas con doble tracción y están equipados con radiotransmisores VHF, con equipo óptico (binoculares y telescopio) y GPS.

Estas dos vías de búsqueda, aérea y terrestre, fueron complementarias por tres razones. La primera razón se refiere a la posibilidad de eliminar los registros de los mismos animales que corresponden a observaciones hechas tanto por aire como por tierra ("registro doble"). La segunda razón es que se ha corroborado que en cada vía hay avistamientos de animales que no siempre se registran en conjunto; y la tercera es que por tierra se pueden registrar animales por ciertos rastros (frescos) sin que necesariamente haya avistamiento. La eliminación de los "registros dobles" se hace en base al lugar de la localización, el número de animales, la composición del grupo (por sexos y edades), la hora y la orientación del movimiento del animal o grupo. En el registro por rastros, en principio se

consideran como animales no identificados (sexo y edad no determinados) y se toman con reservas.



**Figura 5.** Líneas de vuelo hechas en noviembre de 2000 y de 2003 en la mayor zona núcleo de la Reserva de la Biosfera El Vizcaíno en búsqueda de grupos e individuos de berrendo peninsular.

Esta búsqueda combinada se realizó en noviembre de cada año. Es en este mes cuando se han observado los grupos de berrendos más numerosos. Esto es un esfuerzo interinstitucional y se ha desarrollado de esta forma desde 1993. Todo lo anterior es una metodología que se ha adaptado combinando los lineamientos usados en Wyoming (Johnson y Lindzey 1989, Guenzel 1997) en la búsqueda aérea y las técnicas discutidas por Davis y Winstead (1980) para la búsqueda por tierra y el uso de signos.

A partir de 1995 cada observación se registró con un GPS (Global Positioning System). Todos los registros acumulados hasta el 2002 se conjuntaron en un solo mapa. El total de estos registros fue de 223 puntos y se capturaron en una base de datos asociada a un Sistema de Información Geográfica (SIG). Posteriormente se crearon otros 223 puntos como

pseudoausencias (Stockwell y Townsend 2001) que se generan dentro del área potencial de distribución donde se sabe que no se han tenido registros de berrendos. Estos puntos igualmente se posicionaron espacialmente dentro del SIG y se generó otro mapa con el modelo probabilístico de distribución del berrendo peninsular dentro del área de la Reserva de la Biosfera El Vizcaíno, acotando a los 200 msnm (Rodríguez-Estrella et al. 2003). Este acotamiento se debe a que los registros de presencias así lo indican. Para la modelación se consideraron las siguientes variables ambientales como capas temáticas digitales: índice de vegetación y su desviación estándar, índice de vegetación de ajuste para el suelo y su desviación estándar, altitud, distancias a cuerpos de agua, a cultivos, a poblados, a parches de vegetación natural, a ríos, a ciudades, a caminos, y a la costa, así como también pendiente, precipitación y temperatura. El procedimiento detallado para este análisis de modelación siguió lo descrito por Rodríguez-Estrella y Sánchez-Colón (2004). El modelo lineal generalizado (GLM) trata de determinar si existen patrones específicos en la distribución de las especies asumiendo que está influida, directa o indirectamente, por las variables ambientales usadas en el modelo (Rodríguez Estrella 1997).

**Modelación de la viabilidad de la población.** Hay diferentes opciones para hacer este tipo de simulaciones. Trabajando con la grulla (*Grus americana*) Brook et al. (1999), y Hosack (1997) con el berrendo sonoreño, hicieron una comparación de algunas de ellas: GAPS, INMAT, RAMAS y VORTEX. Por esas comparaciones, que dieron resultados equivalentes, y sobretodo, por la familiaridad con VORTEX y con los facilitadores de los PHVA, es que se eligió utilizar VORTEX para las simulaciones de viabilidad de la población de berrendo peninsular en este trabajo, en su versión 9.45 (Lacy et al. 2003). Se realizaron simulaciones del desarrollo de la población de berrendo peninsular para proyectar y comparar diferentes escenarios, y para tratar de hacer algunas predicciones sobre el futuro cercano de esta población y evaluar su riesgo de extinción.

VORTEX permite evaluar el efecto de la disponibilidad de hábitat (cambiando la capacidad de carga), el de la cacería (tomándola como cosecha) y

el de la adición de animales (*i.e.* las liberaciones al medio silvestre). VORTEX desarrolla las simulaciones basándose en cada animal individualmente pues crea una representación de cada uno en la memoria y la sigue a través de cada año de su vida, considerando sexo, edad y parentesco. Este programa asume que todas las hembras tienen la misma fecundidad después de que ya son maduras sexualmente. En cuanto a la capacidad de carga se atiende la discusión de Dhondt (1988) sobre este concepto. Él anota que en principio se empezó a manejar para animales domésticos, que varía estacionalmente, y que, para especies silvestres (de pezuña), la limitante principal es el alimento. A partir de esa propuesta (Dhondt 1988), en este trabajo se consideran dos de los distintos enfoques: uno, para la población cautiva se toma el del nivel de saturación de los corrales, y dos, para la población silvestre, se hicieron simulaciones con diferentes niveles. Más adelante se detalla lo relativo a la población cautiva.

La información de los parámetros que se usaron para la modelación tiene básicamente tres fuentes (ver tabla 2):

- 1) La información general de la especie que está ampliamente documentada (*e.g.* O’Gara 1978, Lee et al. 1998, Yoakum y O’Gara 2000, O’Gara y Yoakum 2004),
- 2) La información que he recabado directamente en campo durante cerca de 20 años de estudios y trabajo con el berrendo peninsular (a través de censos, muestreos diversos, y otras observaciones), y
- 3) La información consensuada por el método Delphi (deVos y Thompson 2000) en los mencionados talleres PHVA.

El modelado se hizo para tres poblaciones ‘aisladas’: **una**, para la población silvestre con la extracción de crías y la captura de algunos adultos. **Dos**, con el desarrollo de la población cautiva a partir de los animales iniciales ( $n=22$ ), con y sin extracciones; y una **tercera**, la ‘nueva’ población silvestre (*cuasi* controlada) producto de la primera liberación grupal que se podría realizar.

De manera inicial, se hicieron algunas simulaciones para establecer las líneas básicas para determinar el número de iteraciones (100, 500 o 1,000) y para fijar el periodo de tiempo a proyectar (50 o 100 años). La “línea básica”

("baseline") se refiere al conjunto de parámetros del que se parte para cada simulación y en el que se van cambiando algunos valores para las subsecuentes simulaciones (Miller y Lacy 1999). Una vez que se establecieron las líneas básicas, las simulaciones para cada escenario se corrieron 500 veces para un periodo de 50 años. Las corridas se hicieron a 50 años porque para los casos en que se presentaban extinciones, en promedio éstas sucedían antes de ese tiempo.

La tabla 1 es una matriz de interacciones de los factores sin variación del valor asignado en la línea básica. Esta tabla da una panorámica de parte de las simulaciones. Adicionalmente hay que considerar las simulaciones en las que sí se cambiaron los valores de la línea básica. Después de cotejar que la depresión por consanguinidad no modificaba considerablemente las probabilidades de persistencia (como se presenta en su interacción con el tamaño inicial de la población; ver figuras 10 y 19), se probaron otras interacciones de este factor (depresión por consanguinidad) con diferentes tasas de mortalidad, en diferentes edades y en ambos sexos, encontrándose que tampoco se modificaban las probabilidades de persistencia del berrendo. En total fueron aproximadamente 160,000 ejercicios de simulación.

La tabla 2 muestra los principales parámetros que requiere VORTEX con los datos de la línea básica y los diferentes escenarios para la población silvestre; la tabla 3 contiene lo correspondiente a la población cautiva y la tabla 4 tiene la información para la nueva población silvestre, que potencialmente se generaría por el traspaso de algunos animales producto del manejo en cautiverio a alguna área de la Reserva. En cada una de esas tablas, a la derecha de la línea básica, se incluye la variación en los parámetros que se estuvieron evaluando en cada población y que se presentan en esta tesis. En el análisis de sensibilidad se fueron evaluando los diferentes parámetros como indica su variación en la tabla correspondiente. Sólo en el caso de la mortalidad de crías se presenta gráficamente el gradiente completo. Posteriormente, en el análisis de riesgo se empezó por probar combinaciones simples, de dos factores, y después hasta combinaciones de tres parámetros. El primer análisis combinó el tamaño inicial de la población eliminando el efecto de la consanguinidad. Dado que se obtuvo poca



variación se combinó el efecto de consanguinidad con otros parámetros y se agregó un tercer elemento; se presentan el de la mortalidad de hembras adultas y el de la ausencia de sequías.

La línea básica para la población silvestre original es:

Sistema reproductivo: El berrendo es una especie polígama; los machos pelean entre si y los ganadores tratan de controlar al respectivo grupo de hembras, ya sea en territorios definidos o en harems que se desplazan en su hábitat en función del estado del mismo (Lee et al. 1998).

Edad reproductiva de las hembras: VORTEX considera ésta como aquella en la que se tiene el primer parto, es decir no es simplemente el tiempo en el que se inicia la fertilidad. Ocasionalmente las hembras pueden quedar preñadas a temprana edad (Mitchel 1967), pero la edad más usual para considerarlas reproductivas es a los 2 años.

Edad reproductiva de los machos: De lo ya anotado sobre los machos, se deduce que los machos jóvenes, aún cuando sean fértiles son excluidos por los machos adultos más experimentados. Dada la carencia del dato para la península, se tomó la referencia del berrendo sonoreense que es de 5 años (Hosack et al. 2002).

Máxima edad reproductiva: A pesar de que se sabe que la longevidad (en cautiverio) puede llegar a los 16 años (T. Hill com. pers.), la máxima edad reproductiva se fijó en 10 años. Hasta ahora, en el Vizcaíno, hay una hembra que se capturó como cría (en 1998) y que ha quedado preñada cada año desde 1999. VORTEX, asume que una vez iniciada la reproducción, ésta se mantiene hasta la senectud.

Tamaño de camada: De acuerdo con la bibliografía (y se ha constatado en el Desierto de Vizcaíno), en los berrendos pueden nacer trillizos. Sin embargo, se fijó en 2 el tamaño máximo de la camada debido a la poca probabilidad de supervivencia de los 3 recentales (J. Yoakum com. pers.). Se asumió que la proporción de sexos al nacimiento es de 50% (Zimmer y Lindzey 2002).

Proporción de hembras reproductivas: Se asumió que en el berrendo peninsular sucede como en otras subespecies y/o poblaciones de otras latitudes, en donde la



gran mayoría de las hembras son reproductivas todos los años (Lee et al. 1998). Se fijó en 95% y en el análisis de sensibilidad se cambió a 90 y 100%. De las hembras que participan en la reproducción se asignó que el 10% tienen una cría y el resto 2 crías. Este cambio se evaluó para conocer la importancia de este parámetro en el desarrollo de la población.

Mortalidad: VORTEX pide las tasas de mortalidad específicas por sexo y edad. A pesar de las pocas evidencias al respecto en la región (Sanabria et al. 1996, Grajales 1998), en la especie se considera que la mayor mortalidad ocurre en las crías y se debe principalmente a la depredación (Lee et al. 1998). Dado que esta información para la subespecie es limitada, en la línea básica se fijó una similar a la usada en los análisis del berrendo sonoreense (Hosack et al. 2002). Posteriormente, en el análisis de sensibilidad se evaluaron otros dos niveles de mortalidad. Inicialmente, en la línea básica la tasa de mortalidad para las crías se fijó en 70%. Más adelante se reporta lo obtenido para 60% y 80% (y aunque se hicieron las simulaciones intermedias a estos límites, únicamente se muestran en la mayoría de las figuras los extremos en estos rangos) para las crías (de 0 a 1 año de edad) tanto en machos como en hembras. Para las siguientes edades de hembras se evaluó el 10%, 5% y 15%. En cada categoría para los machos mayores de 1 año, se hicieron corridas con el 15%, 10% y 20%. De los diferentes niveles evaluados, al menos los de las crías, pueden corresponder a lo que sería la aplicación de ciertas prácticas de manejo.

Catástrofes: Para la zonas que habita el berrendo peninsular, la sequía es el principal fenómeno que puede afectarlo. Parte de las discusiones del taller más reciente fueron en torno al tipo y/o duración del mismo. Se concluyó que si bien las sequías son un fenómeno que en general puede tener consecuencias catastróficas, en particular para el berrendo peninsular no se deben considerar en la misma dimensión como afecta a otras especies, tales como al ganado bovino. Si la población de berrendo peninsular ha persistido durante el periodo de evolución de la especie en el hábitat en el que se encuentra actualmente, es porque entre sus adaptaciones se incluye la resistencia a este tipo de fenómenos. Lo que se incluyó en la línea básica fue una función en la que la sequía afecta a la

tasa reproductiva de las hembras disminuyendo progresivamente su proporción al paso de cinco años una vez que VORTEX, al azar, presenta el inicio de un periodo de sequía. En el análisis de sensibilidad, por un lado, se evaluó con mayor frecuencia y sin sequías, y por otro, con mayor severidad, disminuyendo más, cada año, el porcentaje de hembras que se reproducen.

Una nota adicional en relación a otras posibles catástrofes es que si bien existen reportes de diversos tipos de parásitos y enfermedades, Lee et al. (1998) y O’Gara (2004) aseveran que no son comunes las epizootias en esta especie. En todos los años que se ha trabajado continuamente en el Desierto de Vizcaíno con el berrendo peninsular tampoco se ha observado este tipo de fenómeno.

Proporción de machos reproductivos: De acuerdo con lo antes anotado, esta proporción se fijó en 40% y se evaluó la respuesta a los niveles de 30 y 50%. El cambio que se evaluó fue para conocer la importancia de este parámetro en el desarrollo de la población.

Tamaño inicial de la población: Se asume que hay sólo una población y, a pesar de que hay información desde 1977, se deben tener presentes las consideraciones que generan incertidumbre sobre su correspondencia con la dinámica real que tiene esta población. En principio, ya se anotó que el esfuerzo de búsqueda ha sido diferente y que la descripción hecha en el apartado ‘Seguimiento de la población’ se aplica desde 1993. Adicionalmente y de mayor relevancia, hay que recordar que las búsquedas se concentran sólo en la mayor zona núcleo de la ReBiVi. En la línea básica se fijó el tamaño inicial en 150 individuos. Para el análisis de riesgo se modeló con 50, 100, 125, 200, 250 y 300 individuos, en todos los casos con una estructura de edades estable que el mismo VORTEX asigna por omisión de las especificaciones (Miller y Lacy 1999).

Capacidad de carga: Considerando que se sabe que algunos elementos de la población del berrendo peninsular se dispersan por zonas adicionales a las que tienen seguimiento y en base a las prospecciones que se han hecho en el rango histórico, la capacidad de carga se fijó en 500 animales inicialmente y se evaluó su variación a 250 y 750.

Extracciones: La línea básica incluyó la cosecha que se realizó en forma de captura. Los 22 animales ya referidos y posteriormente una hembra y un macho adultos, cada año, para integrarlos al hato que se maneja en cautiverio.

Suplementaciones: En la línea básica no se incluye ninguna suplementación pero en los ejercicios de simulación se evaluó un escenario en el que se empiezan a hacer liberaciones del sexto al décimo año cada 2 años con 12 machos y 12 hembras en cada ocasión.

Consanguinidad: Dado que se carece de la información particular para la subespecie, se usó el valor que VORTEX tiene por omisión del dato: 3.14. Hay que considerar además que esta población ha estado aislada genéticamente por lo menos desde hace 100 años. Este fue uno de los parámetros que se evaluaron eliminando su efecto en el análisis de riesgo al omitir su inclusión en algunas de las simulaciones.

La línea básica para la población cautiva se fijó de la siguiente forma:

Sistema reproductivo: Dado que son parámetros inherentes a la biología de la especie, se mantienen como ya se describieron anteriormente.

Mortalidad: Este es uno de los parámetros que se ha modificado con el manejo en cautiverio: se ha reducido e inicialmente se fijó en 20% para las crías (de 0 a 1 año de edad) tanto en machos como en hembras; y en 5% para las siguientes edades en ambos sexos.

Catástrofes: Además de atender a lo antes mencionado para este campo, en esta sección del modelado se considera que el efecto de la sequía se estaría abatiendo básicamente con el acceso libre que tienen a la alfalfa y al agua. Se eliminó la función que se introdujo para la población silvestre pero se modeló para otra que se podría presentar con una frecuencia del 50% combinada con otros factores como consanguinidad y cosecha.

Proporción de machos reproductivos: Dado que el manejo reproductivo es una de las prácticas de manejo básicas en el hato cautivo, esta proporción se fijó en 90%.

Tamaño inicial de la población: Se partió del conjunto inicial de 22 animales con una estructura determinada y con la suplementación de un macho y una hembra cada año.

Capacidad de carga: Se fijó en 200 animales considerando que ésta esta limitada por la saturación de los corrales, es decir no limitada por la alimentación.

Extracciones: En la línea básica no se incluyó ninguna cosecha, y sí se evalúa a partir del año cinco para traspasar los primeros animales a alguna zona de la Reserva, en la que se manejarán en condiciones de semi-cautiverio.

Suplementaciones: Se incluyen desde la línea básica y se refieren a los animales que se están capturando por el funcionamiento de las instalaciones como trampa.

Consanguinidad: De igual forma que en la situación anterior, se usó el valor que VORTEX tiene por omisión.

La línea básica para la nueva población silvestre que se generaría en alguna zona de la Reserva, posiblemente la Mesa de la Cholla, se estableció como sigue:

Sistema reproductivo: Al igual que en la situación anterior, se mantienen estos parámetros.

Edad reproductiva de los machos: En el primer grupo que se planea transferir se asignó sólo un macho adulto. En caso de que este macho se muera se tiene previsto su reemplazo con otro adulto que se transfiere de los corrales.

Proporción de hembras reproductivas: Se mantiene el mismo supuesto y se deja en 95% con las mismas proporciones del 10% con una cría y el resto con 2 crías. Las 18 hembras que se planea trasladar son 9 hembras con sus hijas. Todas estas hembras se van ya preñadas por machos diferentes al que las acompaña en el traslado.

Mortalidad: En base a la extensión de terreno en el que se liberará este grupo de animales (i.e. el control de los depredadores no es total como en la situación anterior) se consideran aquí otra vez las mismas proporciones usadas en la línea básica de la población silvestre 70% para las crías (de 0 a 1 año de edad) tanto en machos como en hembras y 10% para las siguientes edades de ambos sexos. Ambas tasas se evaluaron con disminuciones al 50% y 5% respectivamente. No se está considerando que la mortalidad se incremente debido a que sean animales que nacieron en cautiverio debido a que los que se ven muy afectados en su conducta únicamente son aquellos que se crían con biberón. Después de la

segunda generación la conducta es similar a los animales silvestres.

Catástrofes: Se incluyó la misma función que se usó en la línea básica de la población silvestre en la proporción de hembras reproductivas y se evaluó en los mismos dos niveles.

Proporción de machos reproductivos: Dado que se asignó un solo macho en el primer grupo que se planea transferir, esta proporción se fijó en 100%.

Tamaño inicial de la población: Dado que ésta es una población originada a partir de la producción del hato cautivo, en línea básica se fijó el tamaño inicial en 19 individuos con una estructura de sexos y edades conocida.

Capacidad de carga: Se fijó en 500 animales considerando que se estaría suplementando con alimento, agua y bloques de sales minerales.

Extracciones: Se evaluó la extracción anual de un adulto, empezando en el quinto año, extendiéndola por 20 años, con y sin sequía.

Consanguinidad: Se mantiene el valor que VORTEX tiene por omisión (3.14).

En el apéndice 3 se muestra un ejemplo de la información de “entrada” que VORTEX requiere para hacer las simulaciones.

**Tabla 2.** Valores de los principales parámetros de la población silvestre original de berrendo peninsular para la línea básica (L.B.) y su variación en el modelado con VORTEX

<b>PARÁMETRO</b>	<b>VALOR (L.B.)</b>	<b>VARIACIÓN</b>
Edad reproductiva de hembras	2	-
Edad reproductiva de machos	5	-
Número máximo de crías	2	-
Hembras reproductoras	95	90 y 100
Hembras que producen 1 cría	10	-
Hembras que producen 2 crías	90	-
Mortalidad de hembras de 0-1 año	70	60 y 80
Mortalidad de hembras de 1-2 años	10	5 y 15
Mortalidad de hembras de 2-3 años	10	5 y 15
Mortalidad de machos de 0-1 año	70	60 y 80
Mortalidad de machos de 1-2 años	15	10 y 20
Mortalidad de machos de 2-3 años	15	10 y 20
Mortalidad de machos de 3-4 años	15	10 y 20
Mortalidad de machos mayores a 4	15	10 y 20
Porcentaje de machos reproductores	40	30 y 50
Tamaño inicial de la población	150	50, 100, 125, 200, 250 y 300
Capacidad de carga	500	250, 750
Extracciones	SI	-
Suplementaciones	NO	SI
Sequía (frecuencia) (b)	0.66	0 y 0.1
Sequía (severidad)	Baja	Alta
Consanguinidad	(SI) 3.14 (a)	(NO) 0

(a) Valor que VORTEX tiene por omisión en este dato.

(b) Afectando al porcentaje de hembras reproductoras.



**Tabla 3.** Valores de los principales parámetros de la población cautiva de berrendo peninsular para la línea básica (L.B.) y su variación en el modelado con VORTEX

<b>PARAMETRO</b>	<b>VALOR (L.B.)</b>	<b>VARIACIÓN</b>
Edad reproductiva de hembras	2	-
Edad reproductiva de machos	2	5
Número máximo de crías	2	-
Hembras reproductoras	95	-
Hembras que producen 1 cría	10	-
Hembras que producen 2 crías	90	-
Mortalidad de hembras de 0-1 año	20	-
Mortalidad de hembras de 1-2 años	5	-
Mortalidad de hembras de 2-3 años	5	-
Mortalidad de machos de 0-1 año	20	-
Mortalidad de machos de 1-2 años	5	-
Mortalidad de machos de 2-3 años	5	-
Mortalidad de machos de 3-4 años	5	-
Mortalidad de machos mayores a 4	5	-
Porcentaje de machos reproductores	90	-
Tamaño inicial de la población	22 (b)	-
Capacidad de carga	200	-
Extracciones	-	SI
Suplementaciones	SI	-
Catástrofe	NO	SI (50%)
Consanguinidad	NO	SI: 3.14 (a)

(a) Valor que VORTEX tiene por omisión en este dato

(b) Con estructura conocida.

**Tabla 4.** Valores de los principales parámetros de la ‘nueva’ población silvestre de berrendo peninsular para la línea básica (L.B.) y su variación en el modelado con VORTEX

PARAMETRO	VALOR (L.B.)	VARIACIÓN
Edad reproductiva de hembras	2	-
Edad reproductiva de machos	5	-
Número máximo de crías	2	-
Hembras reproductoras	95	-
Hembras que producen 1 cría	10	-
Hembras que producen 2 crías	90	-
Mortalidad de hembras de 0-1 año	70	50
Mortalidad de hembras de 1-2 años	10	5
Mortalidad de hembras de 2-3 años	10	5
Mortalidad de machos de 0-1 año	70	50
Mortalidad de machos de 1-2 años	10	5
Mortalidad de machos de 2-3 años	10	5
Mortalidad de machos de 3-4 años	10	5
Mortalidad de machos mayores a 4	10	5
Porcentaje de machos reproductores	100	-
Tamaño inicial de la población	19 (b)	-
Capacidad de carga	500	-
Extracciones	NO	SI
Sequía (frecuencia) (c)	0.66	0 y 0.1
Consanguinidad	(SI) 3.14 (a)	-

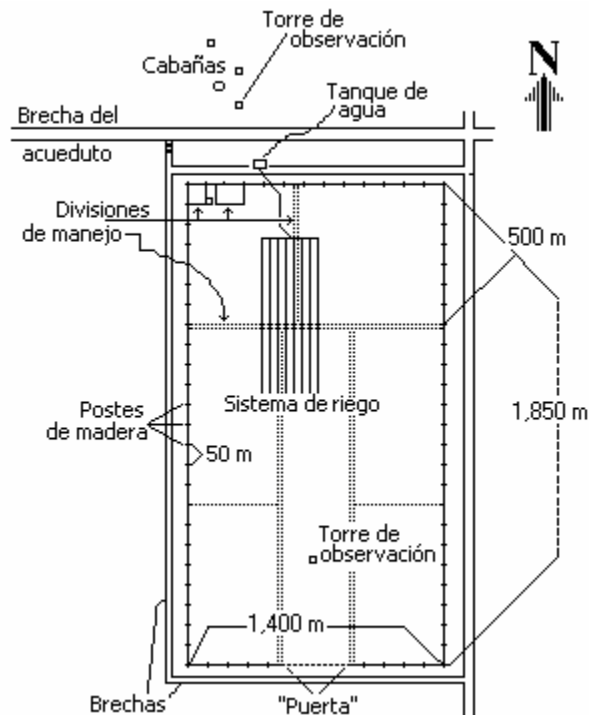
- (a) Valor que VORTEX tiene por omisión en este dato.
- (b) Con estructura conocida
- (c) Afectando al porcentaje de hembras reproductoras

### **La población del berrendo peninsular en cautiverio.**

Instalaciones. Se consideran aquí dos etapas. La primera fue inicial y se desarrolló en un campamento temporal (de noviembre de 1997 a julio de 1998); terminó con el traslado de todo (equipo, corrales y animales) cuando ya estaban lo suficientemente avanzadas las instalaciones permanentes. Éstas, ya avanzadas, corresponden a la segunda etapa (mismas que aún continúan con avances, mejorándose o complementándose). La primera etapa consistió de un cerco doble de 1 ha. Doble porque había uno interno de malla ganadera y otro externo eléctrico. La malla ganadera estaba enterrada ca. 20cm. y los postes tenían 5m de separación. El cerco eléctrico consistía de 4 hilos a 15, 30, 45 y 60 cm de altura, con postes cada 10m y era energizado por un sistema de fotoceldas solares. La separación entre estos dos cercos fue de 15cm. Dentro de este

corral, ca. en el centro, había una corraleta (10x10m) de malla-sombra, con techo también de malla-sombra, para la alimentación y pernocta de los recentales. El resto de las instalaciones fueron resueltas con casas de campaña (cocina, dormitorios, etc.).

La segunda etapa se empezó con la instalación de un cerco mucho mayor, de 1,400 x 1,850 m. La figura 6 es un diagrama general de estas instalaciones. Este cerco también es doble como se describió anteriormente. La primer división fue sencilla con malla ganadera y se fueron agregando otras de siete hilos de alambre galvanizado. Éstas últimas se pueden quitar y/o mover con mayor facilidad. Además de los cercos, las otras estructuras que hay en cada división son para sombra, comederos y bebederos. Hay también un sistema de riego que promueve que haya vegetación verde a lo largo del año. Asimismo hay cabañas, cocina, comedor, etc., para facilitar la estancia permanente (de los técnicos de la ReBiVi).



**Figura 6.** Diagrama de las instalaciones en las que se lleva el manejo en cautiverio de una parte de la población del berrendo peninsular, y que al mismo tiempo funcionan como una trampa 'pasiva' (modificado de Cancino et al. 2002) en el Desierto de Vizcaíno, B. C. S.

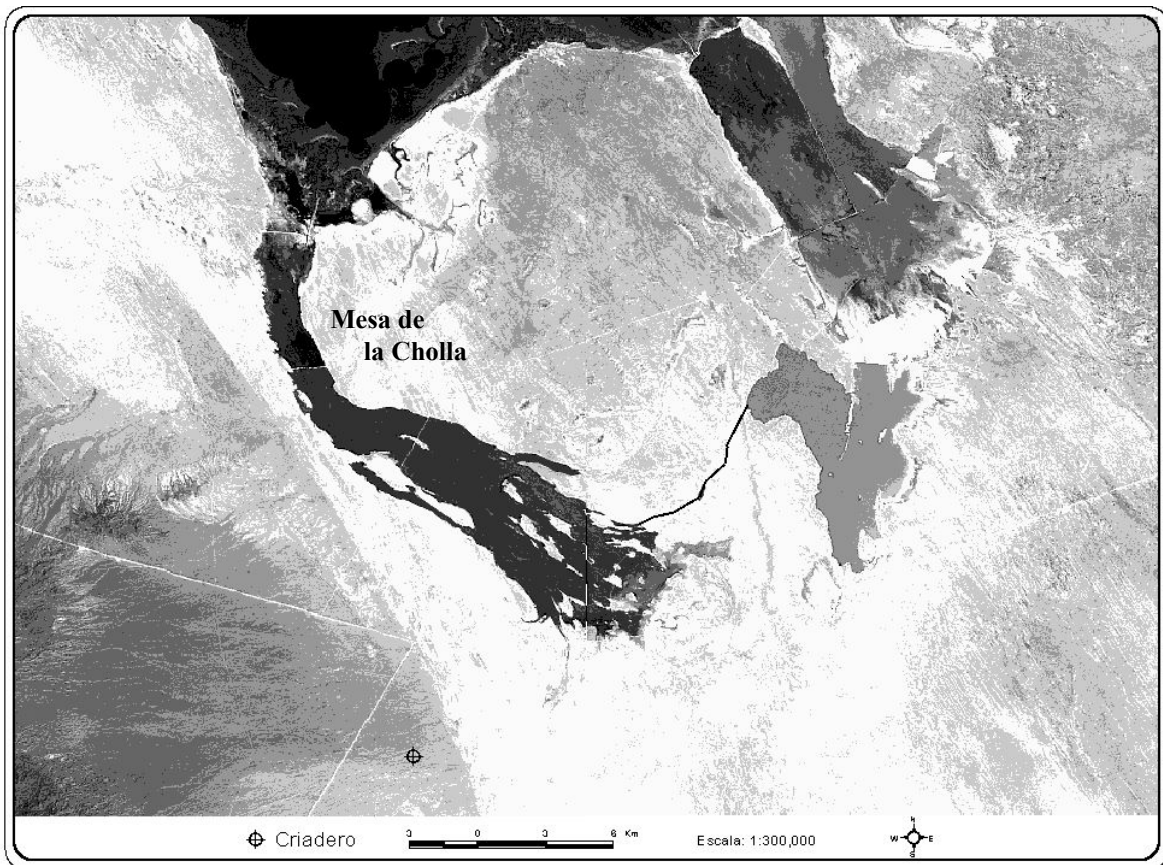
Captura de recentales. El objetivo de estas capturas fue iniciar la formación del pie de cría para el manejo en cautiverio de una parte de la población de berrendo peninsular. Éstas se desarrollaron durante la época de partos de 1998, 1999 y 2000. Los partos en esta subespecie ocurren principalmente en invierno, de enero a abril. Para la captura de crías se requiere de equipos de al menos dos personas. En el apéndice 4 se describen la captura y la crianza de los recentales y en el apéndice 5 el manejo en cautiverio en general.

Captura de adultos silvestres. El objetivo de capturar adultos fue el de contar con animales que diversificaran la composición genética del hato cautivo. El diseño del conjunto de las instalaciones se enfocó a que operara como una trampa (ver fig. 6). Los primeros animales “entraron a la trampa” en 1999. Es una trampa de grandes dimensiones cuyo funcionamiento está descrito en Cancino et al. (2002) (Apéndice 6).

Liberaciones. Dado que éstas son de diferentes tipos, composición y alcance, ya se deben incluir en el plan de recuperación. La primera incluyó a un macho que fue capturado como adulto, con uno de sus hijos. El primero ya se apareó dentro de los corrales y su información genética ya está representada. Están marcados con radiotransmisores de telemetría convencional. Su liberación y seguimiento no se incluyen en los análisis pues no tienen ningún efecto en los resultados que se presentan en este trabajo.

De forma diferente, la otra liberación que se consideraría es la de un grupo de 18 hembras con un macho que se traspasaría a una zona conocida de la Reserva. Ésta posiblemente sea una isla artificial que se generó por los vasos de evaporación y un canal que abrió la Cia. Exportadora de Sal, S. A. conocida como Mesa de la Cholla. Tiene una extensión aproximada a las 20,000 has. En ella se realizarían diversas prácticas de manejo y se controlaría el acceso de vehículos; se les proporcionará agua y alfalfa a los berrendos como complemento a su alimentación que se basará principalmente en la vegetación nativa; se harán controles de depredadores y se instalarán varias torres de observación. La zona

está libre de ganado. La figura 7 muestra un segmento de una imagen de satélite que permite ubicar a la 'isla' y la distancia en relación a las instalaciones de manejo intensivo. Se considera que esta sería una nueva población silvestre, por lo que sí se modeló sobre ella como ya se describió.



**Figura 7.** Localización de la Mesa de la Cholla y de las instalaciones para el manejo intensivo (“criadero”) de una parte de la población del berrendo peninsular, en el Desierto de Vizcaíno. (El canal se remarcó en la imagen).

# RESULTADOS

## CAPÍTULO 1

### EL HÁBITAT Y LA POBLACIÓN DEL BERRENDO PENINSULAR.

**Distribución espacial de la población y modificación del hábitat.** Partiendo de la delimitación que dan los registros marginales (ver figura 4), se estimó que la distribución histórica del berrendo peninsular se redujo aproximadamente en el 90%. De 40,000 km<sup>2</sup> que ocupaba a principios del siglo pasado, actualmente sólo se le encuentra en alrededor de 5,000 km<sup>2</sup> (Cancino et al. 1994). Esta reducción es el resultado de diferentes actividades, todas ellas de origen humano. De éstas las principales son los asentamientos humanos, la agricultura, la ganadería, la minería y algunas obras de infraestructura. A reserva de que la información obtenida sobre estas actividades se presenta en el apéndice 1, aquí se denota su alcance en conjunto. Esto es, si bien el impacto de esas actividades se puede cuantificar en términos de hábitat alterado, el efecto que tiene no sólo es en esa dimensión; hay otras consecuencias colaterales que se van acumulando y volviendo más complejas que el sólo impacto inicial. Un claro ejemplo de esto es la infraestructura que conlleva un nuevo asentamiento y las principales actividades económicas que lo sostienen; al principio del asentamiento, por ejemplo la energía eléctrica, puede producirse localmente con algunas plantas generadoras, después, conforme crece el núcleo de población aumentará la demanda hasta que esa necesidad se deba cubrir por el sistema regional. Lo mismo sucede con los demás servicios. Otra situación que hace lo anterior diferente es cuando el asentamiento no es permanente; sea en el litoral (por actividades pesqueras) o tierra adentro (por actividades diversas, por ejemplo, para la construcción de caminos, instalación de acueducto, o inclusive invasión de terrenos), cuando la actividad cesa, no sólo es afectado el terreno que se ocupó directamente sino que la periferia, en dimensiones variables, también se ve alterada por lo general irreversiblemente o, cuando se da, de recuperación natural de largo plazo; para imaginarse lo anterior hay que pensar en los campamentos que se establecen

para las diversas obras de infraestructura, por ejemplo para abrir un nuevo camino que se proyecta será en el mediano plazo una carretera estatal y que a la par llevará otras obras.

Los reportes de berrendos a lo largo de la península e inclusive California, en Estados Unidos, ya sea de los primeros colectores o de narraciones de cazadores y expedicionarios dan clara idea de cómo era amplia la distribución espacial del berrendo peninsular (Brown et al. in prep.). En función de cómo se fueron dando en conjunto las actividades humanas, esa distribución espacial se fue fragmentando haciendo que las poblaciones de berrendo se empezaran a aislar hasta que se vieron extirpadas de la mayor parte de su distribución histórica, quedando ahora sólo pequeños grupos que, en función de la condición del hábitat, se dispersan en diferente grado. Este diferente nivel de dispersión a su vez complica la noción del tamaño real de la población del berrendo peninsular.

Con la información de las observaciones de grupos e individuos solitarios acumulada, en la figura 8a se presentan los registros de presencia de berrendo peninsular. El modelo generado indica que las probabilidades de encontrar berrendos se incrementa conforme disminuye la distancia a zonas de cultivo y a la costa, y disminuye conforme se incrementa la distancia a poblados y caminos. Ello quiere decir que las actividades humanas podrían estar condicionando el uso del hábitat que el berrendo tiene en la Reserva de la Biosfera El Vizcaíno (Fig. 8b). Los efectos más negativos se asocian a la presencia de poblados y su infraestructura. Este mapa probabilístico asimismo indicaría el hábitat adecuado para el berrendo.

**La población silvestre del berrendo peninsular.** Después del informe de Nelson (1925) sobre "...los 500 antílopes que aún sobreviven en la península" para principios del siglo pasado, los otros reportes que hay son muy aislados e imprecisos, y por ende no se incluyen en la figura 9. En esta figura se muestra la información existente para el periodo de 1977 a la actualidad. Se debe anotar que lo que se muestra en esta figura es la cantidad de berrendos que se registraron en la mayor zona núcleo de la ReBiVi y que, de alguna manera, refleja cómo el





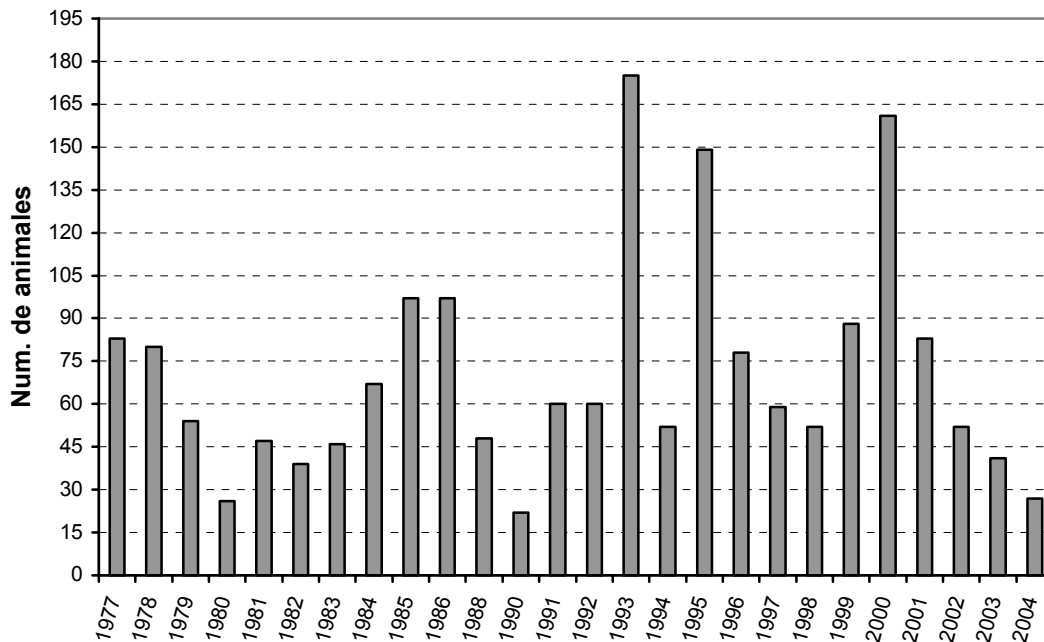
tamaño de la población puede estar cambiando. Hay que recordar también que el esfuerzo invertido para obtener dicha información ha cambiado eventualmente. En algunos años de los diferentes reportes hay diferencia entre los registros (Cancino et al. 1996, 1998, Sánchez-Sotomayor et al. 1999). En esos casos se optó por tomar el número mayor y es el que se graficó. Para los últimos siete años se aclara que los datos del número de animales se refieren a la población silvestre del berrendo peninsular. Cabe también resaltar aquí que hay reportes de avistamientos fuera de la ReBiVi, al norte del paralelo 28°N (O. Nagorski, com. pers.). De acuerdo con las condiciones del hábitat los animales se pueden congregarse, facilitando su observación y registro, si las condiciones son buenas; o, si son malas, los berrendos se segregan y dispersan de tal forma que se dificulta su registro en las zonas inspeccionadas.

En la tabla 5 se puede ver, además de la cantidad total de berrendos correspondiente a cada año, la composición por sexo y edad observada de la mayoría de esos totales. En los rangos de edades de la composición esperada se juntaron en la categoría de 'adultos' todos aquellos mayores a los 2 años. Hay que anotar que las condiciones en que se desarrollaron las búsquedas fueron diferentes en el esfuerzo en cuanto a tiempo y zonas prospectadas, así como también con diferencias en el personal en lo que se refiere a experiencia y cantidad. Ello podría incidir en el número estimado de berrendos pero parece que estas variaciones no son altas.

Tomando el valor más alto del periodo reportado, 175 para 1993, éste representa el 70% del nivel poblacional y cumple también con el criterio de fluctuación que la UICN da para clasificar como en "Riesgo Crítico" a algún taxón: "El tamaño de la población se estima en menos de 250 con disminución continua y fluctuaciones extremas en el número de individuos adultos" (Anónimo 2001). La fluctuación que se puede observar en el total de berrendos, en cierta medida podría deberse a la dispersión de los animales, con lo cual se ve la necesidad de marcar algunos individuos con instrumentos que faciliten su localización, sean éstos de telemetría convencional o satelital.

En base a los datos de la tabla 5, hubo dos decisiones que se deben

anotar. Por un lado, a raíz del número de animales que se encontraron en 1997 se decidió dar inicio a la implementación del manejo en cautiverio. Esta medida ya se había recomendado con anterioridad (Cancino et al 1996).



**Figura 9.** Número de berrendos peninsulares registrados en la mayor zona núcleo de la Reserva de la Biosfera El Vizcaíno de 1977 a 2004.

Por otro lado, a partir de que no concuerdan los números de animales observados con los esperados en cada categoría de edad y sexo, y dado que hay años en los que se tiene una cantidad de animales no identificados (véase la columna **No id** en la tabla 5), se decidió que para los ejercicios de modelado la estructura de la población de berrendo peninsular consideraría como estable. En este sentido, VORTEX requiere la cantidad de animales por categorías de edad, año por año. En la información disponible sólo hay tres categorías de edad. A falta de la información detallada para los rangos de edad por año, con el tamaño inicial de la población el mismo programa hace la distribución a una estructura estable, distribuyendo también aquellos individuos “no identificados”.

**Tabla 5.** Estructura de la población\* del berrendo peninsular esperada (entre paréntesis) y observada. (**Ma ad** = Machos adultos; **Ma subad** = Machos subadultos; **He ad** = Hembras adultas; **He subad** = Hembras subadultas; **No id** = No identificados).

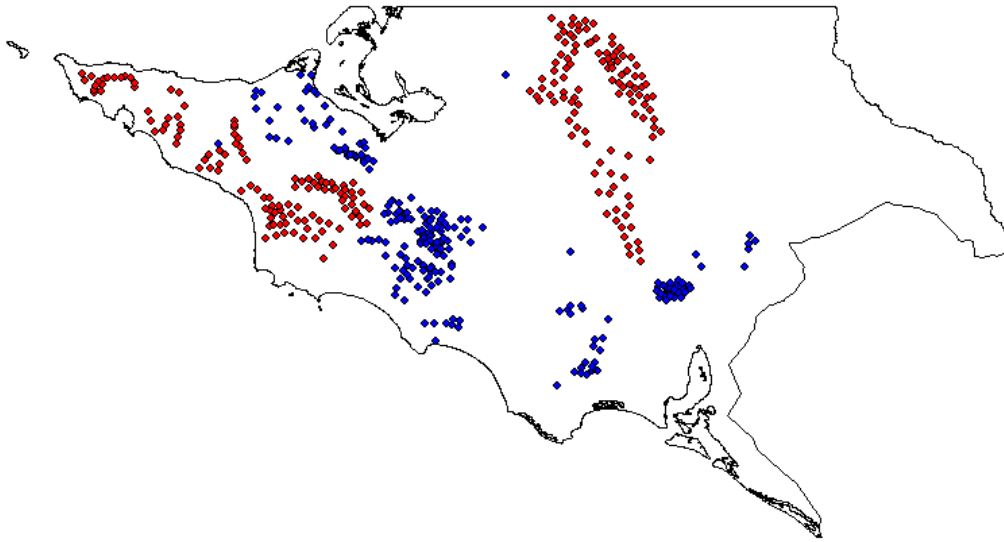
<b>Año</b>	<b>Ma ad</b>	<b>Ma subad</b>	<b>He ad</b>	<b>He subad</b>	<b>Crías **</b>	<b>No id</b>	<b>Total</b>
1977	(23) 29	(7) -	(28) 30	(7) -	(9.9) 13	11	83
1978	(22) 27	(6) -	(27) 45	(7) -	(9.9) 8	-	80
1979	(15) 7	(4) -	(18) 25	(5) -	(6.6) 22	-	54
1980	(7) -	(2) -	(9) 4	(2) -	(3.3) 6	16	26
1981	(12) 15	(4) -	(17) 18	(4) -	(5.5) 10	4	47
1982	(10) 8	(4) 3	(13) 16	(4) -	(4.4) 7	5	39
1983	(12) 10	(4) 5	(16) 26	(4) 4	(5.5) -	1	46
1984	(18) 13	(6) -	(23) 31	(6) -	(7.7) -	23	67
1985	(25) 13	(9) 8	(34) 42	(9) 6	(10.10) 26	2	97
1986	(25) 13	(9) 6	(34) 33	(9) 8	(10.10) 21	16	97
1988	(14) -	(4) -	(15) -	(5) -	(5.5) -	-	48
1990	(6) -	(2) -	(8) -	(2) -	(2.2) -	-	22
1991	(16) -	(6) -	(20) -	(6) -	(6.6) -	-	60
1992	(16) -	(6) -	(20) -	(6) -	(6.6) -	-	60
1993	(45) 48	(15) -	(61) 56	(16) -	(19.19) -	71	175
1994	(13) 17	(4) -	(19) 26	(4) -	(6.6) 2	7	52
1995	(39) 39	(13) -	(52) 49	(13) -	(16.16) -	61	149
1996	(21) 8	(7) -	(27) 31	(7) -	(8.8) -	39	78
1997	(2) 13	(2) -	(5) 26	(2) -	(1.1) -	20	59
1998	(13) 10	(4) -	(19) 13	(4) -	(6.6) -	29	52
1999	(23) 18	(7) -	(31) 36	(7) -	(10.10) -	34	88
2000	(42) 36	(14) -	(56) 70	(15) -	(17.17) -	55	161
2001	(23) 29	(7) -	(28) 54	(7) -	(9.9) -	-	83
2002	(13) 10	(4) -	(19) 29	(4) -	(6.6) -	13	52
2003	(11) 6	(4) -	(14) 17	(4) -	(4.4) -	15	41
2004	(7) 6	(2) -	(10) 11	(2) -	(3.3) -	10	27

\* En base al dato de animales observados en la mayor zona núcleo de la ReBiVi.

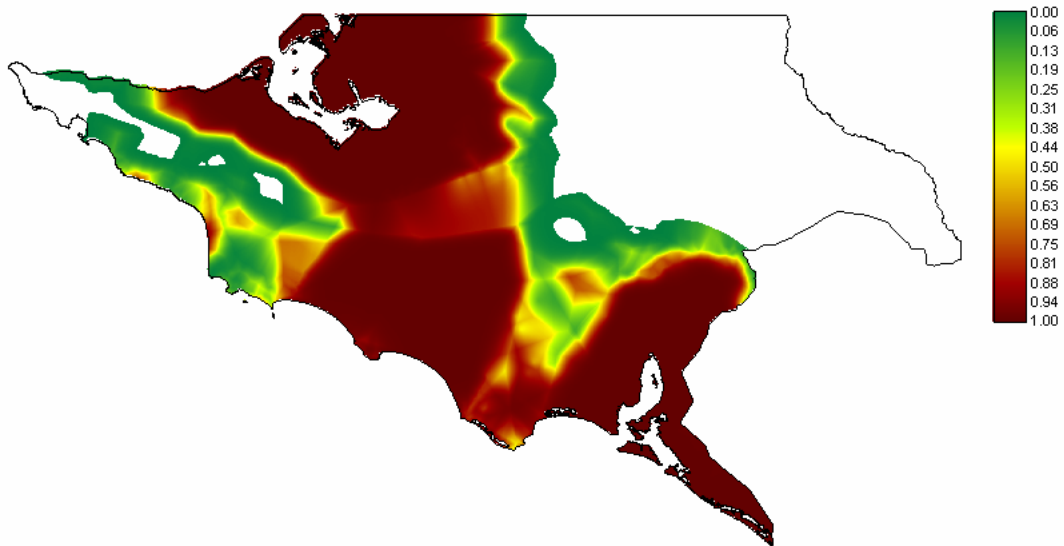
\*\* El valor entre paréntesis es la proporción esperada de hembras:machos dada por el mismo programa VORTEX usado para las simulaciones.

En resumen, el berrendo peninsular ha disminuido su rango de distribución de manera drástica en las últimas décadas del siglo pasado. Ello parece ser una consecuencia de la disminución y alteración de su hábitat adecuado, de la forma en que se han menguado y extirpado de algunas zonas sus poblaciones, de la restricción de movimientos de las manadas, y por la cacería furtiva, a pesar de que aparentemente hay hábitat adecuado. Por lo anterior, es claro que las actividades

humanas son las que han producido en el berrendo peninsular la disminución de su distribución y abundancia. Se requieren medidas de control de estas actividades si se pretende que las acciones de conservación del berrendo peninsular sean realmente efectivas.



**Figura 8a.** Localización de las observaciones de grupos o animales solitarios del berrendo peninsular en el Desierto de Vizcaíno de 1995 a 2002. Los puntos azules son los registros de presencia y los puntos rojos son las pseudoausencias generadas.



Con el modelo:  $y=18.71-0.0002440*\text{Distancia a cultivos}+0.0002149*\text{Distancia a pueblos}-0.0005266*\text{Distancia a costa}+0.0003778*\text{Distancia a caminos}$

**Figura 8b.** Mapa generado por el modelo probabilístico de distribución del berrendo peninsular dentro del área de la Reserva de la Biosfera El Vizcaíno (tomado de Rodríguez-Estrella et al. 2003). Los colores indican las probabilidades de ocurrencia, siendo la máxima probabilidad el color café y la de no ocurrencia el color blanco.

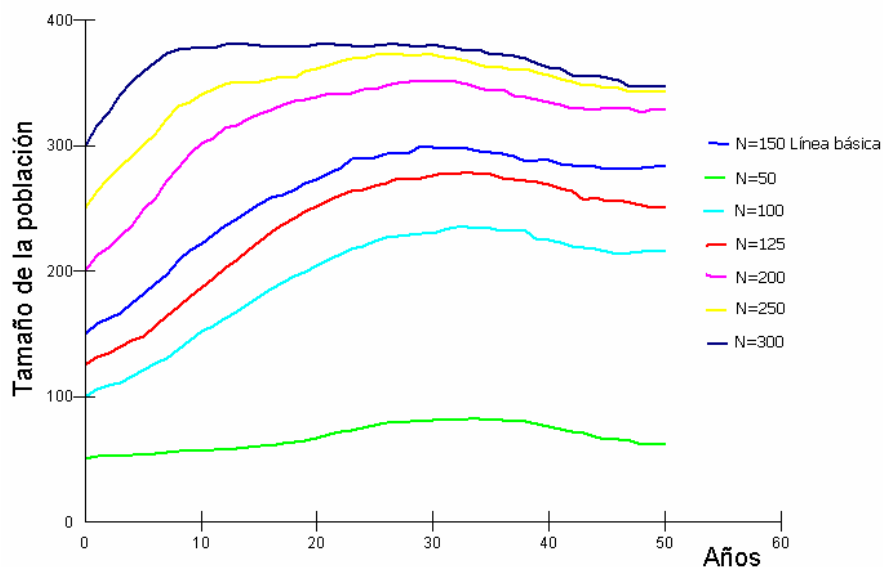
**R E S U L T A D O S**  
**CAPITULO 2**  
**MODELADO DE LA POBLACIÓN DEL BERRENDO PENINSULAR**  
**Y EL MANEJO EN CAUTIVERIO**

**Modelación de la población.**

De acuerdo a la descripción hecha en la metodología, en este apartado se presentan los resultados de las simulaciones de tres poblaciones: A) la silvestre, B) la cautiva y C) una generada a partir de la cautiva en condiciones *cuasi* silvestres.

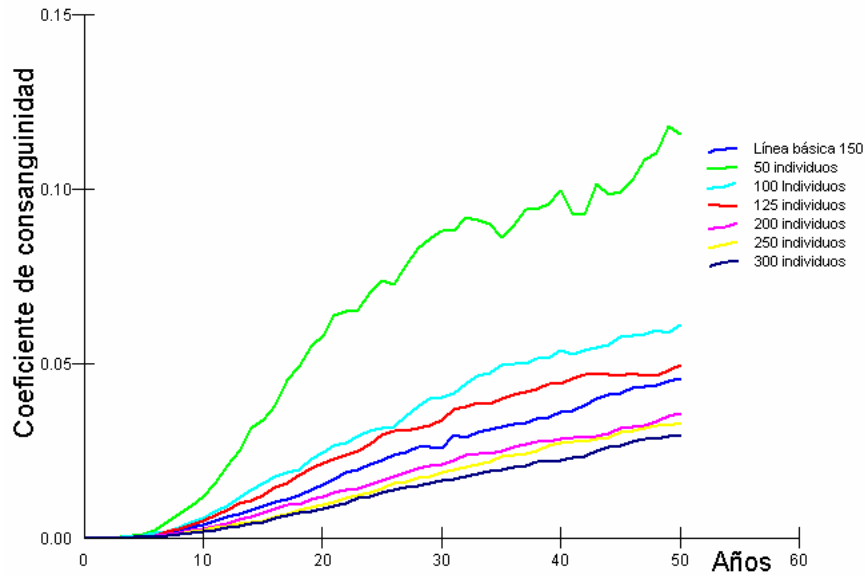
A). La población silvestre: Se incluyen aquí únicamente los escenarios que resultaron de una depuración que redujo considerablemente la amplia variedad que se generó al ir ajustando el escenario que se llamó línea básica, pero que muestran claramente las tendencias de la población bajo las condiciones indicadas. Algunos escenarios intermedios simulados de los valores que se presentan y otros más que resultaron irrelevantes no se muestran en las figuras con el fin de mostrar lo más claramente posible estas tendencias. Un ejemplo de esta depuración, y que corresponde al inicio del análisis de riesgo, es aquella serie de escenarios en los que se varió el tamaño inicial de la población, pero que finalmente sólo se presentan los que se enlistaron en la tabla 2. En la figura 10 se muestra lo obtenido en esos escenarios: A pesar de la incertidumbre que puede haber sobre el dato real del tamaño inicial de la población del berrendo peninsular, cuando es mayor a 100 animales la tendencia de la población siempre fue al crecimiento y a estabilizarse. En aquellos tamaños iniciales mayores a 100 individuos, el crecimiento de la población tiene diferentes pendientes y aparentemente se estabilizan a diferentes tiempos sin llegar a la capacidad de carga que se había establecido en 500 individuos. Sin embargo, si el tamaño inicial de la población es menor que 100 berrendos ( $N=50$ ), la población no crece y su probabilidad de extinción es alta  $P(E)=0.642$ . Ello quiere decir que, de las 500 simulaciones hechas para ese nivel, 321 se extinguieron en un tiempo medio de

24.84 años. Esa estimación se puede obtener también al multiplicar el número de simulaciones por la probabilidad de extinción que da VORTEX ( $500 \times 0.642 = 321$ ). En este mismo caso, la población no solo no crece sino que presenta además un mayor coeficiente de consanguinidad (Fig. 11). Es decir, y como era de esperarse, que a medida que la población se vuelve pequeña la consanguinidad se incrementa. En la tabla 6 se presentan los valores obtenidos por VORTEX para estas simulaciones con diferente tamaño inicial de la población de berrendo peninsular.



**Figura 10.** Proyección de la población silvestre del berrendo peninsular en función del tamaño inicial de la misma.

Un parámetro que resultó sumamente importante en el análisis de sensibilidad fue el de la mortalidad de las crías. En la figura 12a se puede observar el gradiente de reducción y aumento en la mortalidad evaluado con cambios cada 2 puntos porcentuales. En la figura 12b, si eliminamos los valores intermedios (como un buen ejemplo de la depuración de escenarios) hasta que la mortalidad de las crías se reduce al 60%, la población se incrementaría en el corto plazo. Contrariamente, si se incrementa la mortalidad de las crías al 80%, la tasa



**Figura 11.** Coeficiente de consanguinidad de la población del berrendo peninsular en función de su tamaño inicial.

**Tabla 6.** Valores obtenidos por VORTEX para las simulaciones hechas con diferente tamaño inicial de la población de berrendo peninsular. TIP, Tamaño Inicial de la Población; r, tasa de crecimiento estocástica; DE, Desviación Estandar; P(E), Probabilidad de Extinción; N, tamaño de la población final; y T(E), Tiempo medio de Extinción.

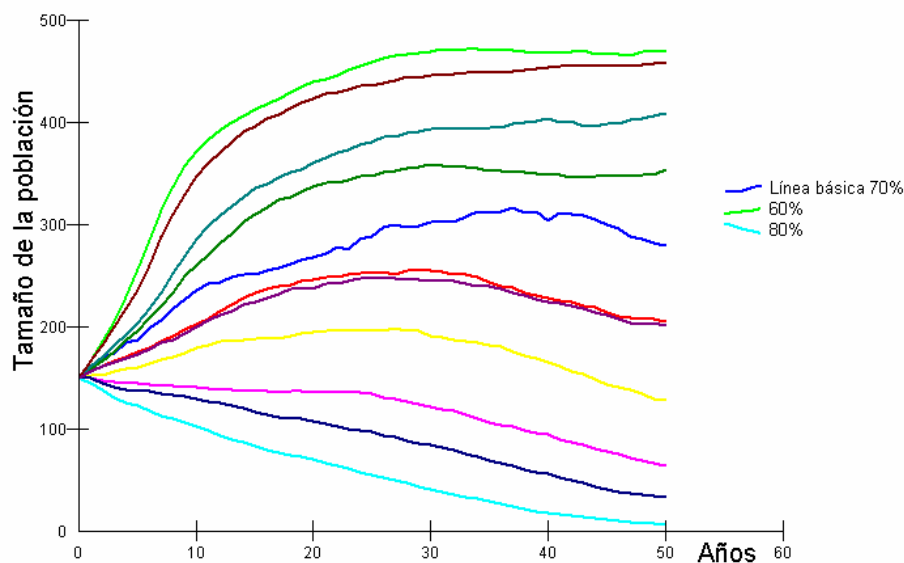
TIP	R	DE	P(E)	N	T(E)
50	-0.037	0.189	0.642	62	24.8
100	0.006	0.160	0.220	216	31.9
125	0.012	0.155	0.162	251	33.3
150	0.019	0.151	0.1	287	35.4
200	0.026	0.149	0.054	328	31.4
250	0.028	0.147	0.028	343	39.4
300	0.029	0.146	0.026	348	37.8

de decrecimiento se mantiene ( $r=-0.103$ ) y la probabilidad de extinción es mayor a 0.8 y se repite múltiples veces. La diferencia entre las tres tendencias es muy clara. En el nivel de la línea básica (70%) la tendencia aparenta estabilizarse después de cierto incremento sin llegar a la capacidad de carga. Con un incremento del 10% en la mortalidad de las crías, el riesgo de extinción no cesa hasta que poco después de los 50 años se extinguiría. La probabilidad de extinción es  $P(E)=0.8420$ ; de las 500 simulaciones, ésta ocurrió en 421. Por el



contrario, si la tasa de mortalidad de las crías se reduce al 60% la tasa de crecimiento de la población es alta ( $r=0.0967$ ) con poca probabilidad de extinción ( $P(E)=0.0060$ ). En la tabla 7 se presentan los valores obtenidos por VORTEX para estas simulaciones con diferente tasa de mortalidad de crías.

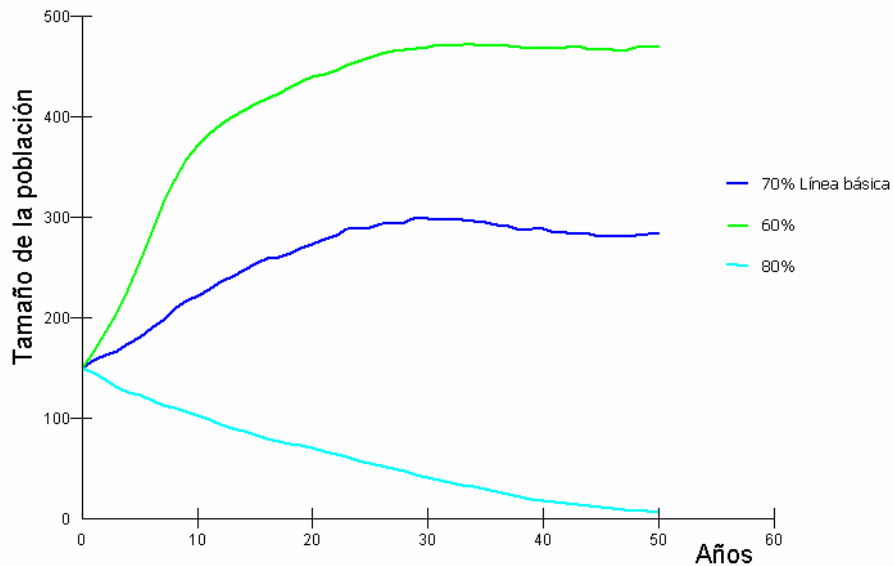
En contraste, la influencia de otro factor, el porcentaje de hembras reproductivas, no produce un efecto tan marcado en el crecimiento poblacional (no al menos en los 50 años) (Fig. 13). En el caso particular de considerar el 90% de hembras reproductivas, se hicieron nuevas corridas a 100 años y se constató que 50 años era suficiente para el resto de los escenarios; la tendencia poblacional que se observa en la figura 13 no se incrementa pues la probabilidad de extinción ( $P(E)=0.244$ ) no sólo no cambió sino que además las 122 extinciones que ocurren dentro de las 500 simulaciones, lo hacen en un promedio de 43.7 años. Las tasas de crecimiento para el 90 y 100% de hembras reproductivas fueron  $r=-0.0028$  y  $r=0.038$ , respectivamente.



**Figura 12a.** Desarrollo de la población silvestre de berrendo peninsular con el gradiente completo de las diferentes tasas de mortalidad en crías.

**Tabla 7.** Valores obtenidos por VORTEX para las simulaciones hechas con diferente tasa de mortalidad de crías de berrendo peninsular. TM, Tasa de mortalidad (en porcentaje); r, tasa de crecimiento estocástica; DE, Desviación Estandar; P(E), Probabilidad de Extinción; N, tamaño de la población final; y T(E), Tiempo medio de Extinción.

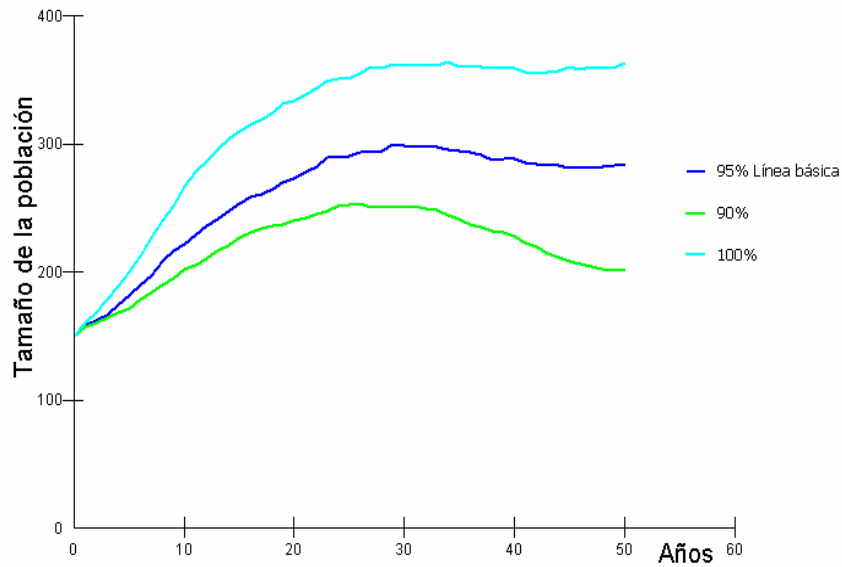
TM	r	DE	P(E)	N	T(E)
60	0.093	0.136	0.006	470	27.7
70	0.019	0.151	0.1	287	35.4
80	-0.103	0.199	0.842	7	29.1



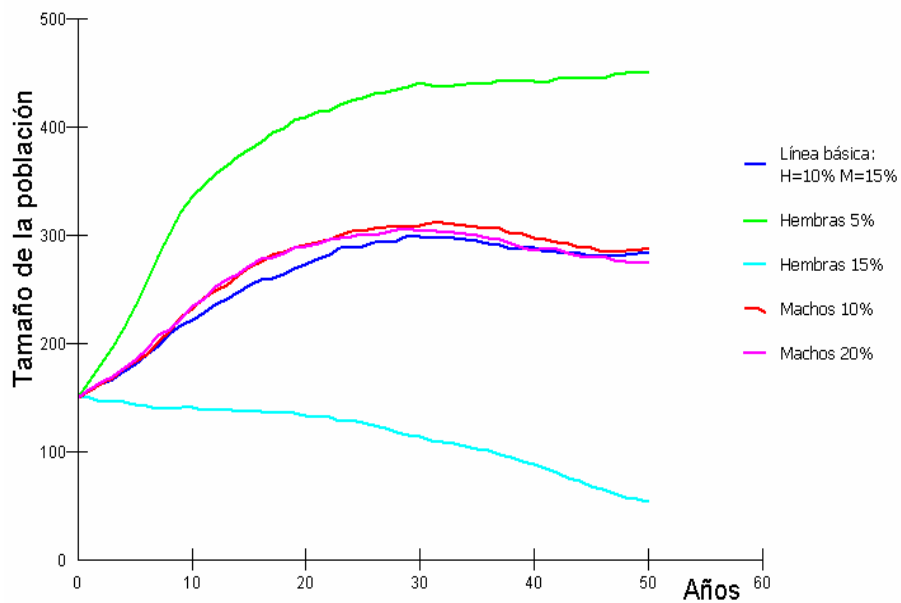
**Figura 12b.** Desarrollo de la población silvestre de berrendo peninsular con tres diferentes tasas de mortalidad en crías.

La mortalidad de los adultos resultó ser divergente entre los sexos. Las tendencias que resultan al variar las tasas de mortalidad de las hembras son marcadamente diferentes y contrarias a lo que se obtuvo con los cambios en las correspondientes tasa de mortalidad de los machos (Fig. 14). En las simulaciones, cuando se cambió esta mortalidad de alguno de los sexos, se mantuvo la del otro como en la línea básica. Este es uno de los casos en que uno de los factores asociados al sexo parece irrelevante, tal como la mortalidad de machos adultos, pues su efecto es mínimo. Sin embargo, el efecto en la población por la mortalidad de hembras adultas es significativo. En los dos casos de la mortalidad de los machos (10% y 20%), la probabilidad de extinción fue

$P(E)=0.090$  y  $P(E)=0.124$ , respectivamente. Por el lado de las hembras, éstas resultaron en  $P(E)=0.010$  para el nivel de 5% y  $P(E)=0.572$  para el de 15% de mortalidad (Fig. 14).

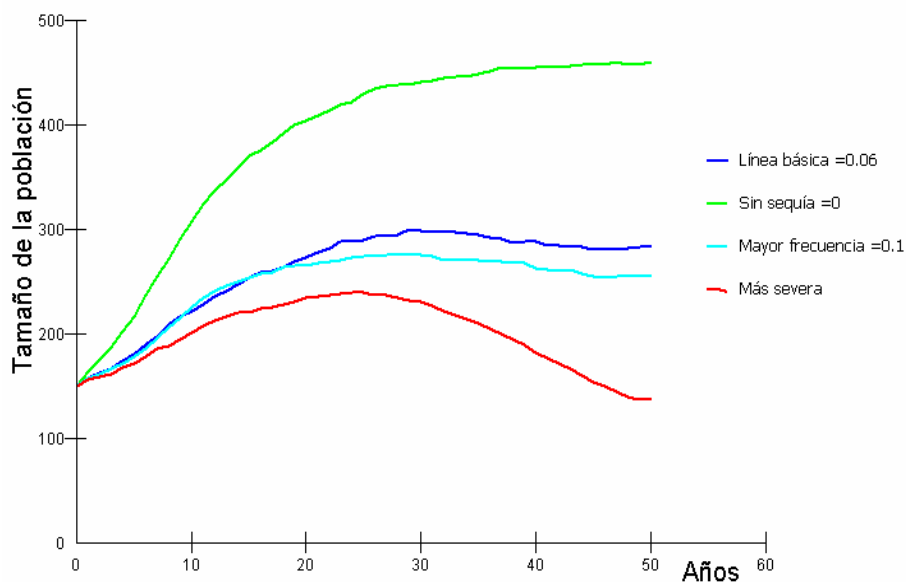


**Figura 13.** Comportamiento de la población silvestre de berrendo peninsular al modificar la proporción de hembras reproductivas.



**Figura 14.** Tendencia de la población silvestre de berrendo peninsular en relación con el cambio en la mortalidad de adultos.

En el análisis de sensibilidad, antes de analizar más de un factor a la vez, se hicieron simulaciones en particular para la sequía: en un escenario se le eliminó y la probabilidad de extinción fue muy baja  $P(E)=0.002$ , en otro se incrementó la frecuencia en relación a la que tiene la línea básica y la probabilidad de extinción se incrementó  $P(E)=0.1$ . Posteriormente se simuló con mayor severidad modificando la función en la tasa reproductiva de las hembras y la probabilidad de extinción se incrementó aún más  $P(E)=0.354$ . La figura 15 muestra los resultados obtenidos.



**Figura 15.** Comportamiento de la población silvestre de berrendo peninsular con respecto a la sequía.

Aquí hay que recordar que el efecto de la sequía se introdujo afectando a la proporción de hembras que participan en la reproducción (ver tabla 1). Otra simulación que se puede relacionar con este fenómeno es el que compara diferentes capacidades de carga en donde se afecta a toda la población disminuyendo la disponibilidad de alimento. La capacidad de carga también puede disminuir por los cambios que conlleva ciertas actividades humanas como son la ganadería y la agricultura. Por el contrario, el aumento en esa capacidad de carga puede considerarse si no hay sequía y los animales se pueden dispersar

aún más. El resultado de estas simulaciones se presentan en la figura 16. Es notable el efecto de una baja capacidad de carga, tanto que por mantenerse en 250 animales, la población tiene una probabilidad de extinción de  $P(E)=0.124$ , que en otros términos quiere decir que de las 500 corridas en esa prueba, a 62 les ocurre la extinción en un tiempo promedio de 35.9 años. Por el contrario, si se puede aumentar la capacidad de carga la persistencia es mayor alcanzando un valor de 0.91. En la tabla 8 se presentan los valores obtenidos por VORTEX para estas simulaciones con diferente capacidad de carga.

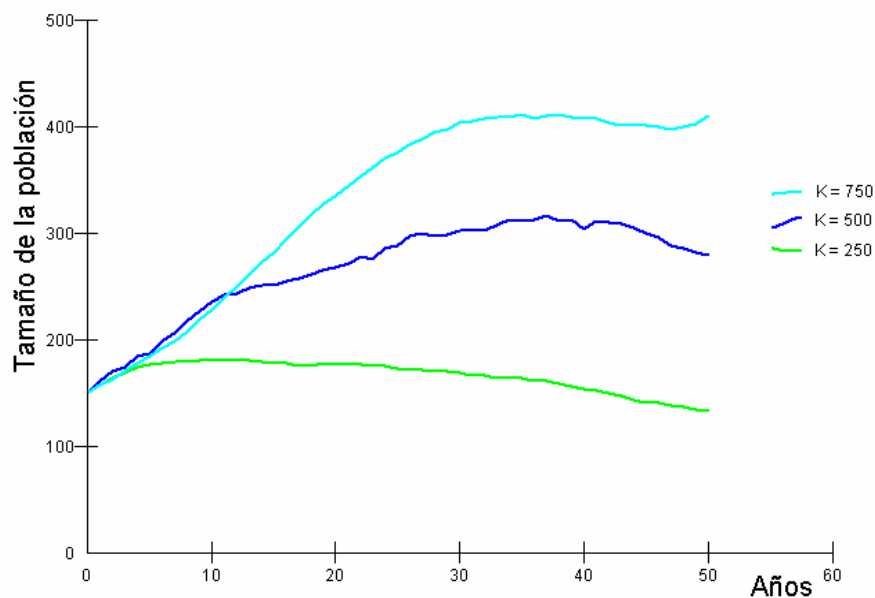
Finalmente, sin combinar diferentes factores, se evaluó la respuesta a la liberación de animales. La figura 17 muestra el resultado de estas simulaciones. Como se puede observar, el efecto de esas liberaciones en la población silvestre es claramente positivo pues, aunque las propuestas evaluadas son reducidas, limitadas y teóricas, la tendencia de la población es claramente de incremento en términos numéricos. Son reducidas y limitadas porque sólo incluyen 24 crías (12:12) cada 2 años entre el sexto y décimo año de operación. Y es teórica porque no se ha implementado de manera práctica. No obstante, estas simulaciones refuerzan la factibilidad de poder revertir en algunos casos los procesos de extinción en términos numéricos. Esto se aúna a la poca influencia que tuvo la sustracción de los animales que conformaron el original pie de cría ya que desde las primeras simulaciones se evaluó y terminó siendo parte de la línea básica.

A reserva de que en un mediano plazo se cuente ya con un análisis genético adecuado, por ahora no se ve efecto de estas liberaciones en la diversidad genética (Fig. 18). Lo anterior se debe a que los animales liberados son descendientes del mismo banco genético.

Posteriormente, se combinaron algunos de los parámetros para hacer el análisis de riesgo. Inicialmente, se cambió el efecto de la consanguinidad. Aparentemente la consanguinidad tiene una influencia muy leve en este esquema de interacciones de factores y sus efectos en la población. Lo anterior se puede inferir al comparar la figura 19 con la figura 10.

Por otro lado, al combinar tres factores simultáneamente (tamaño inicial de

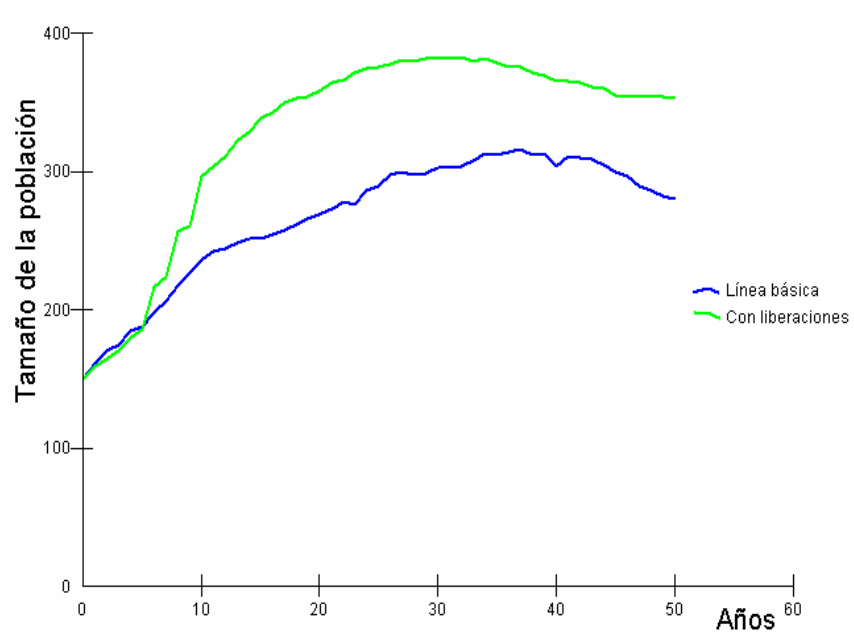
la población, consanguinidad y mortalidad de hembras adultas), se observa la importancia del incremento en el último de esos tres factores (Fig. 20). Se mantiene la tendencia hacia la extinción que ya se había observado (ver figura 14). Sólo debido al tiempo de simulación no sucede la extinción para todos los casos. A la inversa sucede cuando se hacen las simulaciones con el factor tamaño de la población y asumiendo que no se presenta ninguna sequía y menos aún sin sequía y sin efecto de consanguinidad (Fig. 21), lo cual era de esperarse pues lo que en efecto se expresa corresponde a un aumento en la capacidad reproductora de las hembras porque decrece la mortalidad.



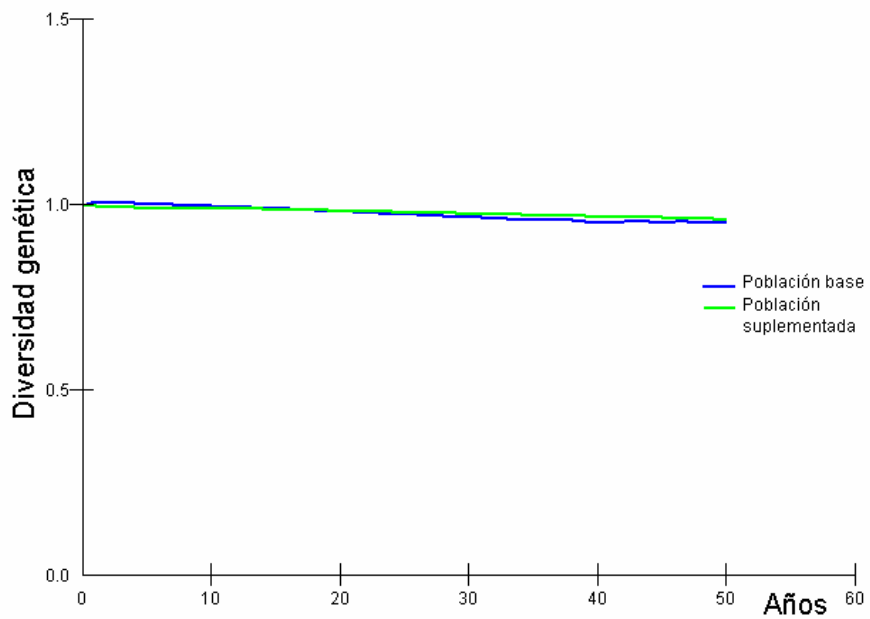
**Figura 16.** Tendencia de la población de berrendo peninsular con diferente capacidad de carga en el hábitat.

**Tabla 8.** Valores obtenidos por VORTEX para las simulaciones hechas con diferente capacidad de carga. K, Capacidad de carga; r, tasa de crecimiento estocástica; DE, Desviación Estandar; P(E), Probabilidad de Extinción; N, tamaño de la población final; y T(E), Tiempo medio de Extinción.

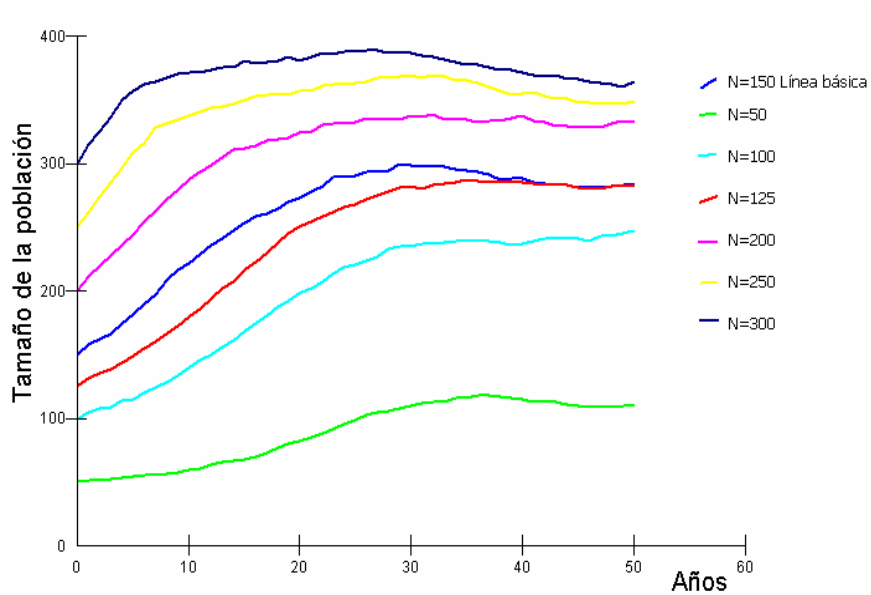
K	r	DE	P(E)	N	T(E)
250	0.011	0.156	0.124	134	35.9
500	0.019	0.151	0.1	287	35.4
750	0.020	0.152	0.090	410	34.2



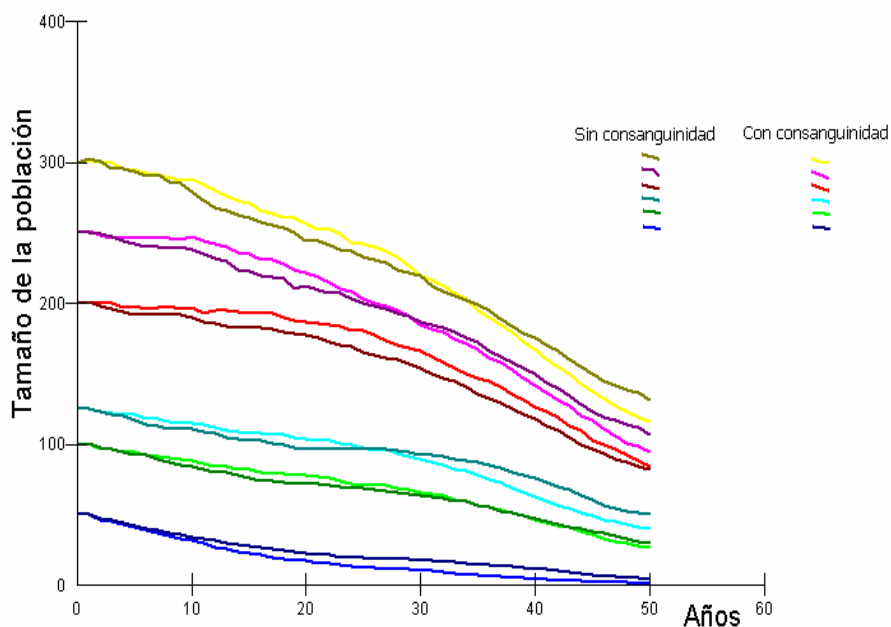
**Figura 17.** Efecto de la liberación de animales producidos en cautiverio en la población silvestre.



**Figura 18.** Diversidad genética de la población del berrendo peninsular en relación a la liberación de animales producidos en cautiverio.

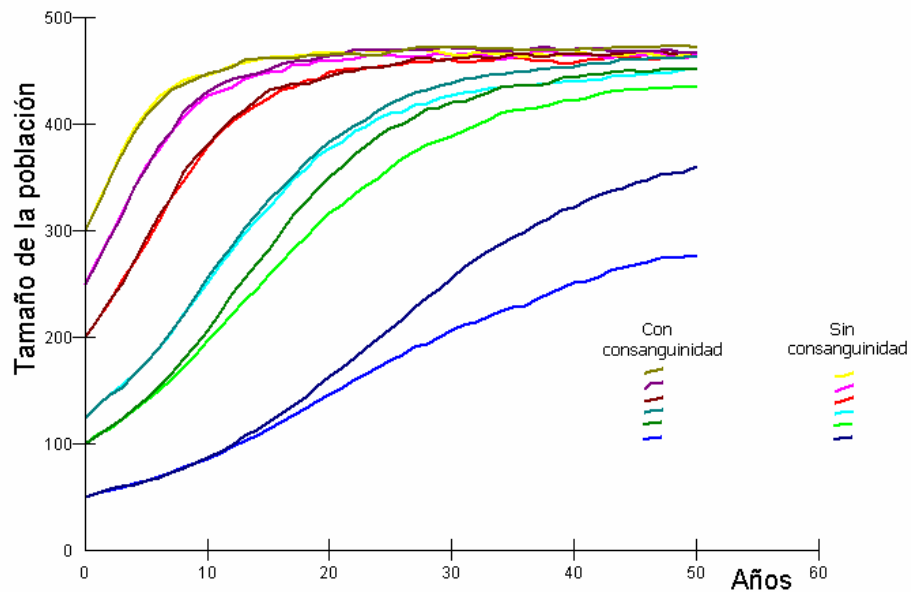


**Figura 19.** Tendencia de la población silvestre del berrendo peninsular con diferentes tamaños iniciales y sin efecto de consanguinidad.



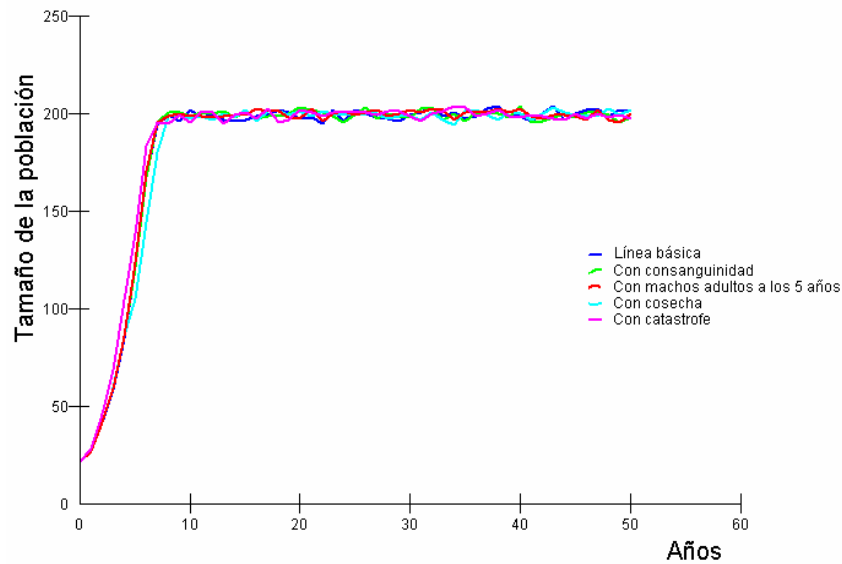
**Figura 20.** Proyecciones de la población silvestre del berrendo peninsular con diferentes tamaños iniciales, con y sin consanguinidad, y con 15% de mortalidad en las hembras adultas.



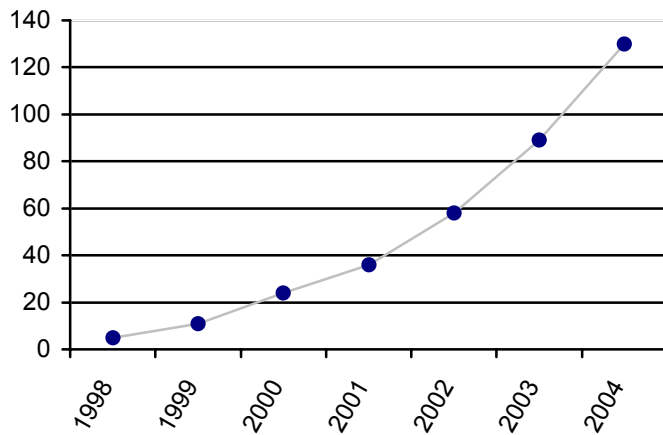


**Figura 21.** Tendencia de la población silvestre del berrendo peninsular simulando que no se presentan sequías, con y sin efecto de la consanguinidad.

B) La población cautiva. Las simulaciones que se presentan aquí para esta población tratan con cuatro modificaciones sobre la línea básica. La figura 22 muestra cómo ninguno de esos cuatro cambios, incluyendo la presentación de algún tipo de catástrofe (diferente a la sequía) con el 50% de frecuencia, altera la tendencia de esa población que se mantiene en la capacidad de carga establecida, después de que ésta se alcanzó. En la figura 23 (la gráfica está hecha con el número total de animales cautivos por año) se observa la alta correspondencia con la parte inicial de estas simulaciones. En ambas se refleja cómo la supervivencia de crías, que es el principal elemento que se controla con el cautiverio, es determinante para que la población incremente su tamaño.



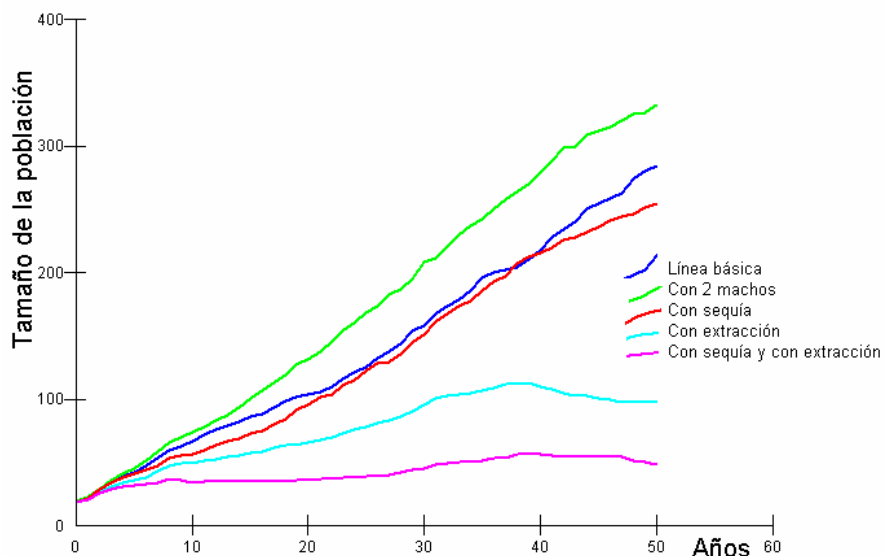
**Figura 22.** Comportamiento simulado de la población cautiva de berrendo peninsular con cuatro modificaciones a la línea básica.



**Figura 23.** Desarrollo real de la población cautiva del berrendo peninsular en el Desierto de Vizcaíno.

C) La “nueva” población silvestre. Para la primera liberación de grupo, la que se realizaría trasladando un macho con 18 hembras (suponiendo que a la Mesa de la Cholla) (R. Castellanos com. pers.), de las simulaciones hechas, cuatro son las que resaltan. En la figura 24 se puede observar que es estable, que se puede mantener la población, ya sea con cierto incremento en la mortalidad, o inclusive con ciertas extracciones para otros programas de crianza o repoblación. En la tabla 9 se presentan los valores obtenidos por VORTEX para estas simulaciones

de la 'nueva' población silvestre de berrendo peninsular.



**Figura 24.** Tendencias del primer grupo de berrendo peninsular liberado en alguna zona de la Reserva, por ejemplo en la Mesa de la Cholla.

**Tabla 9.** Valores obtenidos por VORTEX para las simulaciones hechas para la 'nueva' población silvestre de berrendo peninsular. OM, Opciones de manejo; r, tasa de crecimiento estocástica; DE, Desviación Estandar; P(E), Probabilidad de Extinción; N, tamaño de la población final; y T(E), Tiempo medio de Extinción.

OM	r	DE	P(E)	N	T(E)
Línea básica	0.052	0.138	0.05	285	16.6
Con 2 machos	0.058	0.133	0.01	333	29
Con sequía	0.016	0.162	0.24	98	26.8
Con extracción*	0.047	0.144	0.17	255	17.5
Con sequía y con extracción	-0.002	0.178	0.48	49	16.3

\* Para otros programas de crianza y/o repoblación.

Lo que aquí se presentó se anexa (en el apéndice 7) como un artículo que esta enviado para su publicación.

### Manejo en cautiverio.

En la tabla 10 se presenta una síntesis del desarrollo del hato que se maneja en cautiverio desde 1998 con datos hasta el año 2004. En esta tabla, el total de cada año se obtiene sumando el subtotal correspondiente con el total del

año anterior. Posteriormente, se describen sucintamente los resultados de las principales prácticas de manejo desarrolladas en el periodo comprendido de 1998 al año 2000 dado que este trabajo, en esta sección, se acotó a ese periodo por dos razones: una, mi participación directa en las mismas; y dos, los cambios que se han dado en algunas de esas prácticas después de ese periodo.

**Tabla 10.** Resumen del desarrollo de la fracción de la población del berrendo peninsular que se maneja en cautiverio en la Reserva de la Biosfera El Vizcaíno, Baja California Sur, México.

	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
Crías silvestres capturadas	5	4	7				
Adultos silvestres capturados		5	1	1	1	2	1
Nacimientos en cautiverio			9	17	25	34	49
Muertes		3	4	6	4	3	12
<b>Subtotal</b>	<b>5</b>	<b>6</b>	<b>13</b>	<b>12</b>	<b>22</b>	<b>31</b>	<b>38</b>
<b>Total</b>	<b>5</b>	<b>11</b>	<b>24</b>	<b>36</b>	<b>58</b>	<b>89</b>	<b>127</b>

Capturas. Se capturaron tanto crías (de hembras silvestres) como adultos. Inicialmente, a principios de 1998, 1999 y 2000, se capturaron 5, 4 y 7 crías (3 machos y 2 hembras, 3 machos y 1 hembra, y 5 machos y 2 hembras) respectivamente. Adicionalmente, también se capturaron 5 adultos (3 machos y 2 hembras) en 1999 y una hembra más en el año 2000 (N=22). Todas estas capturas estuvieron libres de complicaciones en lo que respecta a daños o heridas tanto en los animales como en el personal que participó en ellas.

Crianza. De las 16 crías que se capturaron, se destetaron 15. La única muerte que ocurrió antes del destete se debió a que el animal consumió *Astragalus* sp.

El tiempo de crianza tuvo un rango de 93 a 112 días ( $\bar{X}=104$ , n=15) para el destete. Sólo dos crías presentaron signos leves de diarrea. Con el manejo de la alimentación fue suficiente para su recuperación (ver apéndice 3).

Partos. Como se puede ver en la tabla 5, los primeros partos en cautiverio ocurrieron en el año 2000. Fueron 9 crías y eran tanto de las hembras capturadas como crías en 1998, como de las capturadas ya adultas, que ‘entraron’ a la trampa

ya preñadas en 1999. Desde esos primeros partos, la gran mayoría de los recentales han sido criados por sus madres y su comportamiento con respecto a las personas es muy diferente al de los animales criados con biberón, ya que ni las crías de la hembra más dócil permiten que la gente se les acerque.

Esta información confirma la factibilidad de incrementar el tamaño de la población silvestre mediante la suplementación de individuos procedentes de la población cautiva (ver figura 16), o la de generar nuevas poblaciones a través de la liberación de grupos en otras localidades (ver figura 23). Con esta última opción se estaría abriendo una nueva posibilidad, la de generar una dinámica metapoblacional.

En resumen, dado el tamaño de la población del berrendo peninsular, lo restringido de su distribución, las amenazas por actividades humanas, y los efectos potenciales de la estocasticidad demográfica y ambiental, así como lo que apuntan las tendencias poblacionales en el mediano a largo plazo, la subespecie está en evidente riesgo de extinción. Hay diferentes factores que influyen en su dinámica poblacional. Algunos de esos factores son demográficos pero otros son de origen antropogénico. Las modelaciones muestran que son la mortalidad de las crías, la proporción de hembras reproductivas, la sequía prolongada, el tamaño de la población e inclusive la capacidad de carga, y las interacciones de éstos las variables que inciden de manera más relevante en la probabilidad de extinción del berrendo peninsular. El manejo correcto que pueda incidir en disminuir el efecto de estas variables en la población del berrendo (por ejemplo, disminuyendo la mortalidad de las crías e incrementando el porcentaje de hembras reproductivas en etapas de sequía prolongada mediante el aporte de alimento en el campo en sitios estratégicos) puede ayudar a disminuir los riesgos de extinción. Por otro lado, debido a que se está aplicando la reproducción de apoyo posiblemente se pueda revertir la situación y evitar su extinción. Teóricamente se podrían estar generando nuevas "poblaciones" de berrendo peninsular y aportando individuos nuevos a la población silvestre, que son factor clave en su recuperación al incidir positivamente y de manera importante en su crecimiento poblacional.

## DISCUSIÓN

### **Distribución espacial y abundancia del berrendo peninsular.**

Actualmente se considera a la península de Baja California como una de las regiones mejor conservadas en el mundo (Robles Gil et al. 2001). Sin embargo, es evidente que a partir de que se ha incrementado la actividad humana, después de la llegada y establecimiento de los europeos, se inició su deterioro. Este deterioro no sólo afecta al berrendo peninsular y su hábitat, sino que también a otros recursos naturales, tanto renovables como no renovables. En el caso particular que trata este trabajo, a partir de la extensión dada por los registros marginales (Hall 1981), se estimó que la disminución de la distribución del berrendo peninsular fue de aproximadamente el 90% (Cancino et al. 1994). Si bien es una referencia útil, este cálculo debe actualizarse por las siguientes dos razones: una, está basado en el seguimiento que hay principalmente en la mayor zona núcleo de la ReBiVi, y dos, no considera los reportes recientes de berrendos fuera de esa zona y tampoco los que hay afuera de la misma Reserva. Esos reportes y la variación anual que se observa en la figura 9, demuestran claramente la necesidad del uso de otros medios para mejorar el seguimiento de la población de berrendos, lo cual podría ser mediante la colocación de collares para radiotelemetría ya sea convencional o, mejor aún, satelital. Para la primer opción, la telemetría convencional, es muy amplia la documentación de su aplicación para diferentes fines, es decir se utiliza no sólo para conocer la distribución espacial o el ámbito hogareño, se le ha usado también para evaluar la mortalidad o ciertos parámetros corporales como la temperatura (Lonsdale et al. 1971, Beale, 1973, Ticer et al. 1999, Bright et al. 2001, Ockenfels et al. 2004). A pesar de que se limita al polígono que delimita a la ReBiVi, la figura 8b reafirma cómo la distribución espacial del berrendo peninsular puede ser más amplia, como también se confirma por los reportes de animales al norte del paralelo 28°N. Es necesario incrementar los esfuerzos en diferentes sentidos. El de la búsqueda de animales llendo más allá de los límites de la Reserva. El de prospección y estudios del hábitat. El de comunicación con los pobladores para abatir la cacería, entre otros.

El análisis de la información actual indica claramente que el berrendo peninsular tiene un tamaño poblacional pequeño y una distribución restringida, con movimientos de grupos pequeños a lo largo de amplias áreas. Si bien su distribución es en forma de parches, aparentemente puede ocupar más extensión a pesar de que al parecer puede evadir acercarse a los asentamientos humanos, tal como se denota en el mapa del modelo probabilístico. En general, con estas condiciones el berrendo peninsular es altamente vulnerable a la extinción (Ballou et al. 1995, Soulé 1996, Beissinger and McCullough 2002). Una situación semejante la presentan el berrendo sonorese en los estados de Arizona, Estados Unidos, y Sonora, México (Hosack et al. 2002, Krausman et al. 2002, R. Paredes com. pers.) y el mexicano en Chihuahua (Azuara et al. 2001). Muy por el contrario a la situación de las poblaciones de Wyoming, que para 2001 se estimó en 457,156 berrendos (Hack y Menzel 2002), lo cual se debe en buena medida al manejo sobre las poblaciones que llevan desde hace varias décadas y a que nunca fueron tan escasos como sucede en los diferentes lugares en que quedan berrendos en México. La experiencia que se está desarrollando con el berrendo peninsular en el Desierto de Vizcaíno ya se está emulando en Arizona con el berrendo sonorese. Esta experiencia es factible reproducirla adecuadamente a cada región o población de las otras subespecies de berrendo en México.

La Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza asevera que el proceso de extinción que se está desarrollando en la actualidad es el sexto de dimensiones masivas y que “es evidente que se debe a factores humanos como la destrucción del hábitat, sobrecacería y la introducción de especies invasoras” (Anónimo 1999, UICN 2004). La reducción en el tamaño de las poblaciones del berrendo es en gran medida por pérdida del hábitat, lo cual ya se había empezado a documentar desde la primera evaluación general de la especie hecha por Nelson (1925). También la competencia con el ganado y la depredación se consideran entre los factores que pueden estar operando ahora de forma importante por tener el berrendo una población pequeña.

Sobre la relación ganado–berrendo se ha afirmado que el ganado puede alterar las praderas rápidamente con cambios que pueden afectarlas tanto

cuantitativa como cualitativamente (Lee et al. 1998). Otros autores han reportado el desplazamiento de berrendas en proceso de parto por parte del ganado (McNay y O’Gara 1982). En el Desierto de Vizcaíno es muy claro cómo el ganado ha impactado considerables extensiones: se pueden encontrar zonas con efectos irreversibles debido al muy alto grado de pisoteo y una evidente alteración de la cobertura vegetal, disminuyendo de esta forma el hábitat disponible para el berrendo. Esta problemática probablemente pueda ser una línea de trabajo posterior donde se busque la aplicación de algunas medidas de manejo para restaurar el hábitat del berrendo peninsular y mejorando las prácticas ganaderas en el área como, por ejemplo concentrando al ganado a ciertas zonas y restringiendo sus desplazamientos.

Otra situación que afectaría al hábitat y que es muy actual pues aún está en planeación, es la problemática que se generará en torno a la electrificación de algunos poblados de la región conocida como la Pacífico Norte en el estado de Baja California Sur. Para satisfacer la necesidad de electrificación de ciertos poblados se plantea desarrollar el cableado cruzando la mayor zona núcleo de la ReBiVi, que, en función de cómo y cuándo se hicieran los trabajos, podrían afectar los movimientos e interacciones de los grupos de berrendos, así como incrementar la cacería furtiva.

### **Modelado de tendencias de la población.**

El modelado de las tendencias poblacionales muestra claramente que de no tomarse acciones de manejo, la población de berrendo peninsular en el área estudiada presenta altas probabilidades de extinción en un tiempo relativamente corto. Su tamaño poblacional pequeño, en cierta medida las sequías, la probable endogamia, la depredación, y los cambios en el hábitat son los principales factores que inciden en el incremento de su probabilidad de extinción, pero habrá que hacer un estudio genético para reforzar el manejo reproductivo, posiblemente con marcadores genéticos. Claramente las acciones de manejo con la adición de individuos reproductivos criados en cautiverio podrían incrementar los tamaños poblacionales en un corto tiempo disminuyendo los riesgos de extinción. Sin



embargo, hay incertidumbre sobre el efecto que tiene el incremento del tamaño poblacional en la incidencia directa relacionada a la disminución de las tasas de endogamia al incrementar tasas de entrecruzamiento y en la disminución del efecto de la depredación. El modelado de las tendencias poblacionales de otras especies ha demostrado ser una herramienta útil para predecir los riesgos de extinción, de tal manera que se pueden tomar medidas de manejo efectivas y a tiempo para disminuir o eliminar estos riesgos de extinción (Brook et al. 1999, Miller y Lacy 2003<sup>2</sup>). Modelaciones de este tipo pueden inclusive apoyar las estrategias de logística y gastos generados por aplicación de ciertas medidas de manejo, consecuentemente optimizando los programas de manejo, cría en cautiverio y liberación de individuos (Paolo y Boitani 1991, Magin et al. 1994, Bustamante 1996, Fisher et al. 1999).

El caso que se presenta en esta tesis es similar al efecto que se predeciría en el caso de metapoblaciones (Song 1996, Fisher et al. 1999, Negro y Torres 1999, Brito y Fernández 2000) considerando como población "fuente" a las subpoblaciones más estables y a la población en cautiverio. Si bien el esquema más generalizado es *ex situ*, sería la población en cautiverio fuente quien estaría funcionando como reservorio para las subpoblaciones "sumidero" que serían aquellas donde el crecimiento poblacional es bajo (Magin et al. 1994). Ello quiere decir que la acción de manejo de la especie a través de la cría en cautividad es adecuada para la población y que la acción humana puede ayudar a crear un mayor número de fuentes en el contexto metapoblacional y disminuir los sumideros (Wilson y Stanley 1994).

Por otro lado, si bien es cierto que los programas para modelar las tendencias poblacionales pueden presentar errores y deficiencias porque se generalizan los efectos de variables y se establecen condiciones particulares que pueden no ocurrir naturalmente (Reed et al. 2002, Brook et al. 2002), VORTEX ha probado ser uno de los mejores programas con el que se pueden realizar predicciones confiables y con una disminución de la incertidumbre (Ballou et al. 1995, Maehr et al. 2002). Sin embargo, en general se recomienda aplicar los

---

<sup>2</sup> Miller y Lacy (2003) presentan una compilación de 166 referencias en este sentido.

programas para modelación de tendencias poblacionales con las características propias de las especies (demografía, genética, biología reproductiva, cantidad de poblaciones, medidas de manejo), a la situación del hábitat (capacidad de carga) y a la variabilidad ambiental existente para esa población, especie o subespecie en particular (presencia de catástrofes locales o regionales). Estos modelos serán más precisos en predecir las tendencias de la población, con lo que se pueden tomar mejores decisiones o buscar opciones *ad hoc* (Soulé 1987, Olney et al. 1994, Hiraldo et al. 1996, Gaona et al. 1998, Beissinger y McCullough 2002).

Escenarios con la población silvestre. En primera instancia, es de resaltar la importancia del tamaño inicial de la población, y más aún, en base a lo antes anotado sobre la incertidumbre del dato real. Destaca también que en ninguno de los escenarios se llegó a la capacidad de carga. No obstante un resultado es claro, si el tamaño inicial de la población es menor de 100 berrendos, la población no sólo no crece sino que también presenta un mayor coeficiente de consanguinidad. Con el berrendo sonoreense, en este nivel de tamaño inicial de la población menor a 100, Hosack et al. (2002) obtuvieron una respuesta similar a lo obtenido en el presente trabajo. Ellos se refirieron a esta situación como la “estimación pesimista” pues su probabilidad de extinción se incrementó en 12% dentro de los primeros 50 años. En esta tesis, cuando la población inicial fue de 50 individuos la probabilidad de extinción fue del 64%. Posiblemente ésta sea una indicación de la vulnerabilidad a que están expuestas ambas subespecies. Song (1996) trabajó también con simulaciones con VORTEX para dos poblaciones pequeñas de venado de Eld (*Cervuce eldi*). Sus tamaños fueron 86 y 65 animales y también asumió estructura de edades estables. Sus resultados indicaron que ambas poblaciones sobrevivirían hasta 200 años con probabilidades de extinción menores al 0.1% y que el intercambio de animales entre las dos poblaciones no mejoraba las tendencias poblacionales. Su conclusión, al igual que sucede con el berrendo peninsular es que el primer objetivo es incrementar el tamaño poblacional si no se quiere perder la población.

Un parámetro que resultó muy importante es el de la mortalidad de las

crías, resultado similar al obtenido en las simulaciones hechas en 1994 (Cancino et al. 1995). Este factor es uno de los que se pueden modificar (disminuyéndolo) con prácticas de manejo. La tendencia en el crecimiento de la población del berrendo peninsular cambia sensiblemente conforme se modifica el nivel de mortalidad de las crías. Lee et al. (1998) recomiendan que cuando se quieran implementar controles de depredadores, se evalúe bien la situación por lo controvertido que es esta práctica e indican que la depredación puede no ser el único factor que está limitando a la población en consideración. El efecto de la depredación sobre las crías se ha documentado muy ampliamente y no es sólo con esta especie (Klein 1968, Rosemarino 2001, Robinson et al. 2002). En todos los casos la mortalidad en las etapas tempranas es determinante para el crecimiento de las poblaciones. Los resultados de los estudios de la dieta de los coyotes en el Desierto de Vizcaíno reportan tanto que si existe consumo de crías de berrendo (Sanabria et al. 1996) como que no lo hay (Grajales et al 2003).

De acuerdo con Mysterud et al. (2002) en los ungulados usualmente son las hembras solas las que producen y crían a la descendencia por lo que son el componente más importante en la dinámica poblacional. De ahí que es poca la influencia de la mortalidad de machos adultos. Mysterud et al. (2002) discuten el papel de los machos en la dinámica de otras especies de ungulados e indican que no es determinante la proporción de machos reproductivos para la dinámica poblacional. Toïgo y Gaillard (2003) analizan las causas para la mortalidad diferencial por sexo en 26 poblaciones de ungulados polígamos y también concluyen que no es relevante su proporción en las tendencias de la población, como sucede en las modelaciones de este trabajo. Sin embargo, en las simulaciones con el berrendo peninsular, si disminuye la mortalidad de los machos adultos, este solo factor no parece que aumente la participación de los sobrevivientes en la reproducción dado que no se afecta la probabilidad de extinción. Por su parte, el efecto de la mortalidad de las hembras adultas es un factor al que habrá que prestar más atención en el caso de que se pueda manejar ya que este factor cambia considerablemente la probabilidad de supervivencia de la población. Hay estudios con diferentes especies que consideran la mortalidad

de hembras adultas igual de importante que otros factores como la emigración diferencial por sexos, y la evalúan específicamente (Albon et al. 2000, Clutton and Coulson 2002, DelGiudice et al. 2002). Aparentemente, en los casos de poblaciones pequeñas, este factor si tiene un papel importante y tal vez habría que investigar las posibilidades de manejo.

En relación con las catástrofes, según la región, son de diferente índole y su efecto también es diferente para cada especie. Las hay en forma de tormentas de nieve, ciclones, inundaciones, incendios y sequía. Las catástrofes pueden ser locales, que afectan a poblaciones independientes, o regionales, afectando a un conjunto de poblaciones de la misma especie (Miller y Lacy 1999). En el contexto geográfico de este trabajo las que se pueden presentar son ciclones y sequías. Los ciclones, para las zonas que habita el berrendo peninsular, más que actuar como catástrofe, cuando se acercan resultan benéficos por las lluvias que acarrear. En el segundo caso, la subespecie del berrendo parece estar adaptada a las sequías de tal forma que ha persistido. Según las simulaciones realizadas la población probablemente se ve afectada en sus tasas reproductivas, disminuyéndolas gradualmente conforme se prolonga la falta de lluvias. Smith (1974) probó la suplementación de alimento con diferentes niveles de proteína para mejorar la producción y supervivencia de berrendos.

Cuando se valoró la presencia de catástrofes con diferentes capacidades de carga resultó clara la forma en que se comporta la población de berrendos si se incrementa o disminuye en función de la disponibilidad de alimento o la dimensión del hábitat adecuado y accesible. Wakelin (2001), Hudson y Jeon (2003) y Sweitzer et al. (2003) hicieron evaluaciones del efecto de la sequía sobre la capacidad de carga con venado bura, venado cola blanca y búfalo, respectivamente. Esos tres estudios y el presente trabajo coinciden en que la sequía actúa en detrimento primero del hábitat y en consecuencia de las poblaciones de los consumidores primarios. La UICN también considera la importancia de este factor en sus recomendaciones para las introducciones y reintroducciones de especies (UICN 2004).

Aunque actualmente ya se pueden analizar molecularmente las relaciones

parentales de los individuos de una población (Wayne et al. 1994), para el caso del berrendo peninsular aún no se ha completado este aspecto (Conde 2000). En el análisis de riesgo, cuando se van combinando algunos de los diferentes parámetros, el primero que se cambió fue el efecto de la consanguinidad. En la línea básica si se considera que hay con el valor de 3.14 que por omisión del dato de VORTEX, al cambiarlo se elimina su efecto y las simulaciones no lo incluyen. Aparentemente hay poca diferencia en el desarrollo de la población con y sin consanguinidad. Este escenario deberá revisarse y actualizar más adelante cuando la información sobre la genética de esta población se haya obtenido y se pueda incluso contrastar con la reciente documentación de la paternidad múltiple existente en esta especie (Carling et al. 2003). Es una situación que se puede asemejar al caso del orix de Arabia para mediados de los 80's (Greth et al. 1992) en la que el manejo genético se empezó sin conocer el árbol genealógico. Idealmente se debe alcanzar el nivel de manejo genético que tienen con el cóndor de California (Ralls y Ballou 2003). Después de tener éxito en la reproducción en cautiverio han establecido varias subpoblaciones con manejo genético y en la liberación de animales al medio silvestre se sigue controlando ese aspecto.

Por otra parte, cuando se generaron escenarios que combinan varios factores simultáneamente, por ejemplo, en los que se corrieron diferentes tamaños iniciales de la población, con efecto de consanguinidad y 15% de mortalidad de hembras adultas, como era de esperarse, las probabilidades de supervivencia fueron bajas en todos los casos; lo anterior es muy factible y se asemeja a la situación real del berrendo peninsular con un tamaño de población pequeño. El escenario contrario totalmente cuando se corren las simulaciones sin presencia de sequía, y menos aún con la interacción sin sequía y sin efecto de consanguinidad: no parece haber efectos significativos en las probabilidades de extinción. Estas simulaciones deberán actualizarse cuando se tengan los datos propios de la subespecie, resultado de los análisis genéticos.

Ryman et al. (1995) vuelven a analizar el concepto de "crianza de apoyo" y sus implicaciones prácticas en el manejo removiendo algunos individuos de la población silvestre para la propagación en cautiverio. Por otro lado, Olney et al.

(1994) abordan el tema de la reproducción en cautiverio con diferentes casos, aunque por lo general se plantea y se desarrolla *ex situ*. Aparentemente es una idea generalizada la de que el manejo en cautiverio siempre es *ex situ*. Sutherland (2000) la considera incluso como una opción para llamar la atención y para recaudar fondos aunque también señala el alto costo que es esta medida. En esta tesis se trabajó con el manejo en cautiverio en la modalidad *in situ* y se retoma más adelante en cuanto a la modelación y su aplicación. Por ahora sólo se denota el resultado del efecto positivo que tendría sobre la población silvestre si ésta se suplementa con animales producidos en cautiverio, ya que tendrá un crecimiento importante y se eliminarán las probabilidades de extinción. Habrá que esperar más tiempo para cotejar los resultados de las simulaciones de esta tesis con lo que se vaya desarrollando en la práctica. En esa nueva revisión habrá que tomar en cuenta la recomendación de Theodorou y Couver (2004) en el sentido de que las introducciones de animales criados en cautiverio a la población silvestre no deben ser mayores a 20 generaciones. Estos autores hacen esta recomendación partiendo principalmente de que disminuye la presión de selección, dando por hecho que así sucede en la crianza en cautiverio.

En resumen, se considera que es correcta la estrategia que se está siguiendo para tratar de revertir la crítica situación en la que se encuentra el berrendo peninsular.

Escenarios de la población en cautiverio. Las simulaciones que se hicieron con la población que se está manejando en cautiverio se enfocaron en realizar cuatro cambios que evaluarían tanto medidas de manejo como el efecto de la consanguinidad, dado que en la línea básica se partió sin este efecto. De nueva cuenta, a reserva de que se repitan los escenarios cuando se obtenga la información relativa a los grados de parentesco, la población que se maneja en cautiverio ya alcanzó el nivel asignado para la capacidad de carga y aún con extracciones se puede mantener estable. El desarrollo real de la población cautiva del berrendo peninsular en el Desierto de Vizcaíno coincide en gran medida con el que mostró el orix de Arabia en las tres colecciones que componen el “World Herd” (Stanley 1989) y en el National Wildlife Research Center en Arabia Sudita

de 1986 a 1995 (Mésochina et al. 2003). También concuerda muy bien con el despegue que resulta de la modelación con VORTEX, en la primera fase de la curva antes de que se alcance la capacidad de carga asignada. Se puede considerar que la crianza en cautiverio con el berrendo peninsular como se está llevando a cabo es un éxito, aunque este éxito es parcial porque falta aún el desarrollo de la fase de liberación de grupo/s de animales.

De acuerdo con Earnhardt (1999) la interacción entre una población silvestre y una cautiva de la misma especie se incrementa conforme pasa el tiempo y su interrelación es inexorable. Los dos principales elementos que se han cambiado por las medidas de manejo y que son lo que hace posible el crecimiento de la población de la forma mostrada en las simulaciones, son la supervivencia de las crías y la alimentación suplementaria. Estos factores deberán ser tomados como críticos en el desarrollo de la liberación que se podría realizar en la Mesa de la Cholla.

Esta es la base para el desarrollo de la “reproducción de apoyo” (Ryman et al. 1995) y la que abre las posibilidades para realizar tanto liberaciones como reintroducciones, o incluso otras modalidades de traslado de animales, como por ejemplo traslocaciones y el llamado “marooning”<sup>3</sup> (Stanley 1989, Wilson y Stanley 1994).

Escenarios con la “nueva” población silvestre. Se considera que la “nueva” población que se generaría con el traslado de un primer grupo por ejemplo a la zona conocida como Mesa de la Cholla estará prácticamente en las mismas condiciones que la población silvestre. Algunas de las medidas de manejo que se estarían aplicando no tendrán el mismo alcance que tienen en cautiverio; en particular el control de los depredadores. En los corrales las pérdidas por este factor son prácticamente nulas. Otro factor más a considerar es que la zona seleccionada para las liberaciones se encuentre libre de ganado.

Osterman et al. (2001) presentan su evaluación de un caso semejante al

---

<sup>3</sup> La traducción literal para “maroon” es abandonar. En este documento se toma la definición de Wilson y Stanley (1994): Introducción para la conservación a una isla o hábitat aislado, fuera de su rango original de distribución pero con hábitat adecuado.

planteado en esta tesis, el de generar “nuevas” poblaciones silvestres con el borrego cimarrón en California. De los criterios que ellos emplearon, los que se relacionan a lo considerado en nuestro trabajo son las tasas de supervivencia y de reclutamiento y la tasa de crecimiento de la población que se va trasladar. Tuvieron altas tasas de supervivencia y de reclutamiento en su población cautiva pero no pudieron establecer una nueva población silvestre. Sin embargo, sí lograron evitar la extirpación y preservaron la dinámica metapoblacional. Estos son entonces los criterios mínimos que se deberán ir cotejando conforme se vaya desarrollando esta “nueva” población, todo un reto en esta nueva modalidad de manejo potencial del berrendo peninsular.

Dado que el caso de este apartado es sólo un supuesto, aún no se revisa a fondo cuál de los conceptos que hay para el traslado y liberación de animales de una localidad a otra se adecua mejor. Sin embargo, si se consideran los elementos que Griffith et al. (1989) analizan e incluyen lo expuesto por Kleiman (1989). Esos autores discuten en general sobre la aplicación y éxito de algún tipo de traslado de animales como medida de conservación en especies amenazadas. Señalan en principio que es más factible que se establezcan si los animales son herbívoros. Revisan la naturaleza de los mismos en varios proyectos (n=197), es decir, el origen, si son capturados silvestres para liberar o si son producto de la crianza en cautiverio. El éxito en porcentaje fue mayor para los silvestres (75%) que para los que se criaron en cautiverio (38%). Particularizan también en que se debe buscar que la nueva población sea autosustentable aunque este aspecto puede no ser una limitante en el caso de este trabajo: se podrían considerar otros traslados de animales de refuerzo. También señalan que en todo caso se requiere de constantes acciones manejo, hasta que se logre estabilizar la población en tamaños que no implican riesgo.

### **Manejo en cautiverio.**

Se han desarrollado varias experiencias de manejo en cautiverio del berrendo (Smith y Beale 1980, Wild y Miller 1991, Blunt y Myles 1998) pero Smith y Beale (1980) señalan particularmente la delicadeza de la especie en comparación con el



venado bura por ejemplo. La recomendación de iniciar la crianza en cautiverio para esta subespecie ya se había documentado anteriormente (Cancino et al. 1996). En cada apartado de esta sección se hará énfasis en particular en las prácticas que impliquen algún riesgo que conlleve a la muerte o a daños severos en los animales debido a lo controvertido que resulta el manejo en cautiverio para especies en riesgo, además de lo puntualizado por Curio (1996), Snyder et al. (1996) y Restani y Marzluff (2002). Ellos señalan los problemas que hay en el establecimiento de las poblaciones, en las reintroducciones, los altos costos, entre otros, y puntualizan también lo relacionado con la continuidad administrativa. En relación a esos puntos, en el caso que trata esta tesis, hasta ahora se puede puntualizar lo siguiente:

- En lo que toca al establecimiento no ha ocurrido mayor percance (Cancino et al. aceptado), la producción es alta y está dando pauta para el siguiente punto.
- Sea en la modalidad que se defina, la liberación de animales ya está por realizarse (R. Castellanos com. pers.).
- Efectivamente los costos son elevados por lo que se requiere de su búsqueda y captación de recursos económicos (Sánchez et al. in press), cuestión que no es tan sencilla en parte también por el siguiente punto.
- Si bien el programa que lleva la ReBiVi está operando después de un cambio administrativo sexenal, sí han ocurrido cambios sustanciales que han complicado ciertas facetas de la gestión colateral que coadyuvan con el mismo programa (R. Castellanos com. pers.).

Capturas. En todas las capturas, tanto de crías como de adultos, el resultado fue bueno, es decir no hubo decesos debido a esta práctica. Las muertes que han ocurrido se deben a diversas causas pero ninguna a la captura. Después del año 2000 no se capturaron más crías de hembras silvestres. Posteriormente, cuando ya se inició el mercado de los animales, la captura de las crías no ha perturbado su desarrollo, tal como lo reporta también Byers (1997) para la especie.

La captura de los animales adultos es pasiva en el sentido de que ni siquiera se les toca (Cancino et al. 2002). Las capturas y restricciones que se pueden hacer sobre ciertos animales siguen el mismo tenor. Hay algunos animales que se mantienen dóciles, criados con biberón y que se les ha mantenido con un trato cercano para diferentes fines de manejo y monitoreo de salud, e.g. toma de muestras sanguíneas. No obstante, la experiencia hasta ahora desarrollada no resuelve el nuevo reto que implica el traslado de animales a otras zonas: la captura de grupos dentro de los corrales.

Crianza. La crianza practicada también resultó exitosa. Sólo hubo la muerte de una cría, ya anotada con anterioridad, aparentemente por el consumo de *Astragalus* sp. Esta planta se considera tóxica para el ganado; en inglés se llama “locoweed” y su toxicidad se atribuye a su contenido de selenio (Davis 1986).

A partir del año 2000, las crías nacidas en cautiverio han sido criadas por sus respectivas madres. Sólo se recurrió de nuevo a la crianza con biberón cuando algunas hembras no alimentaban a sus crías. Se considera que esta práctica puede proporcionar animales dóciles útiles para ciertas medidas de manejo y para contar con animales para líneas de investigación particulares. La crianza con biberón es una práctica para la que se han propuesto varios protocolos (Schwartz et al. 1976, Brinkley 1987, Wild and Miller 1991, Martin and Parker 1997, Blunt and Myles 1998). Dado que todos tienen en común el llevar a buen término la lactancia, las diferencias son leves y se refieren a la dilución de la leche con agua y la cantidad a ofrecer.

Partos. Al empezar a tener partos en cautiverio, no se hizo más que verificar que fueran alimentadas las crías; es decir, no se les hizo ningún registro ni marcas para identificación. En el primer año que hubo partos en cautiverio del berrendo peninsular nacieron 9 crías y eran tanto de las hembras ‘dóciles’ criadas con biberón, como de las silvestres capturadas ya adultas y preñadas. Dos de esas 9 crías nacieron muertas (Castellanos y Holland 2003). Entre las causas de los decesos que hubo en la “Operación Oryx”, Stanley (1984) reporta que también

tuvieron algunos mortinatos.

En años recientes se han cambiado algunas prácticas, por ejemplo, ya se les hace una inspección a las crías conforme van naciendo y ya se inició el marcado con muescas en las orejas según Rice y Kalk (1996). Al inicio, la identificación se basaba en los patrones de manchas y rasgos individuales lo cual conlleva complicaciones al crecer el tamaño de la población cautiva.

En resumen, las prácticas de captura y crianza del berrendo peninsular han resultado ser exitosas, por lo que se prevé que por la aplicación de esas prácticas se podrá continuar con los objetivos del Plan de Recuperación del Berrendo Peninsular pasando ahora a la etapa de desarrollo de los programas de liberación, reintroducción y expansión del hábitat en uso.

El tamaño pequeño de la población del berrendo peninsular y su alta probabilidad de extinción, justifican el plan de recuperación a través de la llamada “reproducción de apoyo”. Con ella se tienen exitosamente hasta el momento crías en cautividad cuyos efectivos podrían ser introducidos a la población silvestre de tal manera que sobrevivan y se incorporen al stock reproductivo “natural”, de tal forma que se estabilicen los números poblacionales del berrendo. Se están tomando todas las medidas para que estas crías en cautividad no se “impronten” con la gente ni las instalaciones, se ligen a sus congéneres e incrementen sus probabilidades de supervivencia una vez liberados. Se espera que todas estas acciones logren el objetivo de eliminar los riesgos de extinción, y lleven a la población al menos a una situación en que sus números no sean una preocupación constante por sus indicios de que la subespecie de berrendo peninsular pudiese desaparecer. Los resultados presentados en esta investigación parecen apuntar a que las buenas prácticas de manejo en cautividad además de la conservación de la población silvestre mediante las medidas pertinentes de protección, pueden disminuir el riesgo de extinción de este taxón endémico de la península, el berrendo peninsular, ahora en peligro crítico de extinguirse. Los modelos de riesgo poblacional resultaron una herramienta útil para determinar las tendencias poblacionales del berrendo peninsular de tal manera que permiten orientar y concentrar las acciones de manejo para incidir en

la disminución de las probabilidades de extinción que en la actualidad son altas. La aproximación en biología de la conservación resultó la más adecuada para los análisis y propuestas de esta tesis cuyo objetivo fundamental es disminuir los riesgos de extinción del berrendo peninsular.

## CONCLUSIONES

- El tamaño de la población de berrendo peninsular es pequeño, tiene una distribución restringida dentro de una amplia área de hábitat potencial y ocurre en grupos distribuidos en parches. El berrendo peninsular es una especie prioritaria para la conservación dada su elevada vulnerabilidad a la extinción.

- La distribución espacial de la población del berrendo peninsular se ha restringido en una alta proporción (90%), debido principalmente a diversas actividades humanas. Las más importantes son la ganadería, la agricultura y los asentamientos humanos.

- La disminución de la distribución ha sido por afecciones directas e indirectas a su hábitat. Cuando son directas, la transformación es total, que es el caso de la agricultura y los asentamientos. En las indirectas, la alteración aparentemente es de menor impacto pero de mayor extensión; la ganadería es un ejemplo claro.

- Hay zonas de la distribución original del berrendo peninsular de las que ya han sido extirpadas sus subpoblaciones. A pesar de tener aparentemente las condiciones o características de hábitat adecuado para el berrendo peninsular, hay zonas que no están ocupadas aparentemente por lo reducido de su población.

- Hay zonas de su distribución que no se han evaluado para determinar su presencia y abundancia. Las fluctuaciones en el número de animales registrados en la mayor zona núcleo de la Reserva de la Biosfera El Vizcaíno y los cambios en su estructura, aunado a ciertos reportes, indican que hay animales y/o grupos que no están en las zonas que se inspeccionan en las búsquedas realizadas.

- Por el grado de desarrollo de la parte media de la península y por los planes de desarrollo futuros, cabe esperar que habrá aún otros impactos. Al menos hay uno que ya está en proceso: la electrificación de los poblados de la zona Pacífico Norte del estado de Baja California Sur, que seguramente incidirá en la situación del berrendo peninsular, esto incrementará las actividades en la zona.

- La población del berrendo peninsular también ha sido disminuida tanto directa como indirectamente por la actividad humana. Directamente en forma de cacería indiscriminada e ilegal. Indirectamente por la alteración de su hábitat.

- Para los diferentes escenarios de simulación resultó importante el tamaño inicial de la población del berrendo peninsular. Si bien la información disponible en lo que respecta a la estructura no es muy certera, el total de animales reportados se usó de referencia para reconocer la importancia de este parámetro.

- De acuerdo con los ejercicios de modelación de la población del berrendo peninsular, hay algunos factores que son determinantes para su persistencia, uno de éstos es la supervivencia de las crías. De igual forma, hay factores que influyen poco en las probabilidades de extinción, como sería la mortalidad de machos adultos, hasta cierto límite.

- La presencia de las sequías afecta al berrendo peninsular acumulativamente y no se manifiesta como catástrofe tal como sucede con el ganado bovino. La subespecie peninsular del berrendo está presente por la adaptación que tiene al desierto y sequías de la región mientras que el ganado es una especie exótica que requiere de manejo para persistir.

- La simulación de aporte de individuos que fueron criados en cautividad es un caso del concepto de "reproducción de apoyo". La sustracción de los 22 animales de la población silvestre para la formación del pie de cría, de acuerdo con los escenarios correspondientes, no aumentó las probabilidades de extinción.

- No obstante que no está aún planeada la liberación de animales producidos en cautiverio a la población silvestre, el escenario que incluye esta simulación muestra claramente el impacto positivo de dicha medida en la población silvestre, sin considerar la genética como medida de manejo a largo plazo.

- El desarrollo que ha tenido el hato en cautiverio ha sido bueno y abre las posibilidades de las siguientes posibles líneas de acción: preliberación de los primeros grupos a una zona que podría ser la Mesa de la Cholla; el establecimiento de otro/s criadero/s en otro/s sitios dentro de la distribución histórica, y traslocaciones a otras localidades más alejadas, entre otras.

- Hay diferentes causas por las que algunas hembras eventualmente no alimentan a sus crías. La crianza con biberón de recales es una buena medida que permite contar con animales dóciles, útiles para diversos fines.

## RECOMENDACIONES

- Investigar qué obras o planes de desarrollo hay aún por realizarse en ambos estados de la península que puedan afectar al hábitat del berrendo peninsular. En base a lo que resulte evaluar cada situación y buscar opciones para los casos que lo impacten considerablemente.

- En relación con la ganadería, evaluar y documentar la competencia por el alimento. Hacer una estimación de la equivalencia de berrendos a la unidad animal con datos locales.

- Realizar más prospecciones generales y actualizar el cálculo del hábitat actual. Paralelamente evaluar el hábitat potencial. Mantener el seguimiento en la mayor zona núcleo e inclusive evaluar más allá de los límites de la Reserva para obtener una mejor perspectiva de la situación de la población del berrendo peninsular.

- Iniciar el seguimiento de la población silvestre con apoyo tecnológico, ya sea con radiotelemetría convencional o satelital.

- Evaluar las posibilidades de disminuir los porcentajes de mortalidad tanto de crías como de adultos, dando prioridad a las primeras.

- Experimentar y evaluar la suplementación de alimento a la población silvestre cuando las sequías se presenten de forma prolongada.

- Reiterar más adelante las simulaciones cuando se tenga más información propia de la subespecie y establecer una periodicidad para esas reiteraciones.



- Impulsar y facilitar un estudio genético completo para la subespecie y de la especie. En base a la información que se obtenga guiar el manejo reproductivo.

- Cuando se inicien las extracciones de animales producidos en cautiverio para cualquier tipo de liberación, dar un seguimiento minucioso a cada práctica que se aplique para ir evaluando el costo/beneficio y su efecto en la población de berrendos.

- Un reto interesante sería el de generar una estrategia para el berrendo peninsular donde se fueran creando condiciones en que existieran varias subpoblaciones "fuentes" que incrementaran su distribución dentro del rango actual e histórico de la población.

## BIBLIOGRAFÍA

- Anónimo. 1999. Humans and other catastrophes: Perspectives on extinction. Center for Biodiversity and Conservation at the American Museum of Natural History. <http://www.bio.unipg.it/ecologia/Download/estinzioni.pdf>
- Anónimo. 2001. Categorías y criterios de la Lista Roja de la UICN. Versión 3.1. Aprobada en la 51ª Reunión del Consejo de la UICN. Gland, Suiza.
- Albon, S. D., T. N. Coulson, D. Brown, F. E. Guinness, J. M. Pemberton and T. H. Clutton-Brock. 2000. Temporal changes in key factors and key age groups influencing the population dynamics of female red deer. *Journal of Animal Ecology* 69(6):1099-1110.
- Altable, M. E. 2002. La aplicación de la política nacional de desarrollo en Baja California Sur. Alcances y limitaciones (1940-1959). In: Trejo, D. y E. González (eds.). *Historia general de Baja California Sur. Vol. I. La economía regional.* Plaza y Valdés, S. A. de C. V.
- Altable, F. 2002. La economía misional. In: Trejo, D. y E. González (eds.). *Historia general de Baja California Sur. Vol. I. La Economía regional.* Plaza y Valdés, S. A. de C. V.
- Azuara, D., R. Medellín, C. Manterola and M. Valdez. 2001. Pronghorn (*Antilocapra americana mexicana*) populations in Chihuahua, estimated by aerial surveys. *Proceedings of the Nineteenth Biennial Pronghorn Antelope Workshop.* La Paz, Baja California Sur, México. March 14-17, 2000.
- Bailey, V. 1932. The Oregon antelope. *Biological Society of Washington Proceedings* 45:45-46.
- Ballou, J. D., M. Gilpin, and T. J. Foose (eds.). 1995. *Population management for survival & recovery. Analytical methods and strategies in small population conservation.* Columbia University Press. U. S. A. 375pp.
- Beale, D. M. 1973. Use of radio telemetry in determining causes of mortality among pronghorn antelope fawns. *Western Association State Game and Fish Commission Proceedings.* 53:105-108.
- Beissinger, S. R. and D. R. McCullough (eds.). 2002. *Population Viability Analysis.* The University of Chicago Press. 577pp.

- Blunt, F. M., and A. T. Myles. 1998. Successful rearing and handling of big game animals at the Sybille Wildlife Research Unit. Wyoming Game and Fish Department, Laramie, Wyoming, U.S.A.
- Bright, J., J. Hervert, L. Piest, M. Brown, and R. Henry. 2001. Sonoran pronghorn home ranges and habitat use. Proceedings of the Nineteenth Biennial Pronghorn Antelope Workshop, La Paz, Baja California Sur, México. March 14-17, 2000.
- Brinkley, K. 1987. Pronghorn hand-rearing protocol (*Antilocapra americana americana*). Zoo Keepers' Forum 14: 234–237.
- Brook, B. W., Cannon, J. R., Lacy, R. C., Mirande, C., and Frankham, R. 1999. A comparison of the population viability analysis packages GAPPS, INMAT, RAMAS and VORTEX for the Whooping Crane (*Grus americana*) Animal Conservation 2:23-31.
- Brook, B. W., M. A. Burgman, H. Resit Akcakaya, J. J. O'Grady, and R. Frankham. 2002. Critiques of PVA ask the wrong questions: Throwing the heuristic baby out with the numerical bath water. Conservation Biology 16(1):262-263.
- Brown, D., J. Cancino and K. Clark. In prep. A Selected Annotated Bibliography of References to Pronghorn Distributions in Lower and southern California prior to 1960.
- Bustamante, J. 1996. Population viability analysis of captive and released bearded vulture population. Conservation Biology 10:822-831.
- Byers, J. A. 1997. American Pronghorn. Social adaptations & the ghosts of predators past. The University of Chicago Press, Chicago & London.
- Cancino, J. 1994. Food habits of the peninsular pronghorn. 16th Biennial Pronghorn Workshop. Emporia, Kansas, E. U. A. Abril 18-21 de 1994.
- Cancino, J., Rodríguez-Estrella, R. and A. Ortega. 1994. First aerial survey of historical range for peninsular pronghorn. Journal of the Arizona-Nevada Academy of Science. Vol.28(1/2):46-50.
- Cancino, J., P. Miller, J. Bernal Stopen, and J. Lewis (eds.). 1995. Population and Habitat Viability Assessment for the Peninsular Pronghorn (*Antilocapra americana peninsularis*). IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group. Apple Valley, MN. 113pp.

- Cancino, J., A. Ortega-Rubio & J. A. Sánchez-Pacheco. 1996. Status of an endangered subspecies: the peninsular pronghorn at Baja California. *Journal of Arid Environments* (32):463-467.
- Cancino, J., A. Ortega-Rubio, and R. Rodríguez-Estrella. 1998. Population size of the peninsular pronghorn in Baja California Sur, Mexico. *California Fish and Game* 84(1):25-30.
- Cancino, J., V. Sánchez-Sotomayor and R. Castellanos. 2002. Alternative capture technique for the peninsular pronghorn. *Wildlife Society Bulletin* 30(1):256-258.
- Cancino, J. (ed.). 2003. Libro Preparativo para el Taller de Evaluación del Plan de Recuperación del Berrendo Peninsular. CIBNor – INE. La Paz, Baja California Sur, México.
- Cancino, J., V. Sánchez-Sotomayor and R. Castellanos. Aceptado. Capture, hand raising, and captive management of peninsular pronghorn. *Wildlife Society Bulletin* 00(0):000-000.
- Carling, M. D., P. A. Wiseman, and J. A. Byers. 2003. Microsatellite analysis reveals multiple paternity in a population of wild pronghorn antelope (*Antilocapra americana*). *Journal of Mammalogy* 84(4):1237-1243.
- Castellanos, R. and J. Holland. 2003. Peninsular pronghorn (*Antilocapra a. peninsularis*) regional studbook. Reserva de la Biosfera El Vizcaíno – Los Angeles Zoo.
- Clutton, T. H. and T. Coulson. 2002. Comparative ungulate dynamics: the devil is in the detail. *Philosophical Transactions: Biological Sciences* 357(1425): 1285 – 1298.
- CNA. Comisión Nacional del Agua. 2004. Estadísticas del agua en México. <http://www.cna.gob.mx/publica/estaticas/>
- Conde, D. 2000. Filogenia y estructura genética del berrendo (*Antilocapra americana*) e implicaciones para su conservación. Tesis de Biología. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. 95pp.
- Craig, J. L. 1994. Meta-populations: is management as flexible as nature? *In*: Olney, P. J. S., G. M. Mace, and A. T. C. Feistner (eds.). *Creative conservation. Interactive management of wild and captive animals*. Chapman & Hall.
- Curio, E. 1996. Conservation needs ethology. *TREE* 11(6):260-263.

- Davis, A. M. 1986. Selenium uptake in *Astragalus* and *Lupinus* species. *Agronomy Journal* 78: 727-729.
- Davis, D. E., and R. L. Winstead. 1980. Estimating the numbers of wildlife population. In: Schemnitz, S. D. (ed.) *Wildlife management techniques manual*. The Wildlife Society. Washington, D. C.
- DelGiudice, G., M. Riggs, P. Joly, and W. P. 2002. Winter severity, survival, and cause-specific mortality of female white-tailed deer in North-Central Minnesota. *Journal of Wildlife Management* 66(3):698-717.
- deVos, J. and L. Thompson. 2000. Using the Vortex model to assess minimum viable population for Sonoran pronghorn. *Proceedings of the 17<sup>th</sup> Biennial Pronghorn Antelope Workshop*. Lake Tahoe, Ca. June 4-7, 1996.
- Dhondt, A. A. 1988. Carrying capacity: a confusing concept. *Acta Oecologica*. Vol. 9(4):337-346.
- Earnhardt, J. 1999. A population viability assessment model for captive breeding programs. *Population Viability Analysis Conference: Assessing Models for Recovery Endangered Species*. March 15-16, 1999. San Diego, Ca. Abstracts.
- Ewens, W. J., P. J. Brockwell, J. M. Gani, and S. I. Resnick. 1987. Minimum viable population size in the presence of catastrophes. In: Soulé, M. E. (ed.) *Viable population for conservation*. Cambridge University Press.
- Gaona, P., P. Ferreras, y M. Delibes. 1998. Dynamics and viability of a metapopulation of the endangered Iberian lynx (*Lynx pardinus*). *Ecological Monographs* 68 (3): 349-370.
- Goldman, E. A. 1945. A new pronghorn antelope from Sonora. *Biological Society Washington Proceedings*. 58:3-4.
- Grajales, K., R. Rodríguez-Estrella y J. Cancino. 2003. Dieta estacional del coyote (*Canis latrans*) durante el periodo 1996-1997 en el Desierto del Vizcaíno, Baja California Sur, México. *Acta Zoológica Mexicana* (89):17-28.
- Greth, A., P. Sunnucks, M. Vassart, H. F. Stanley. 1992. Genetic management of an Arabian oryx (*Oryx leucoryx*) population without known pedigree. In: Spitz, F., G. Janeau, G. González, S. Aulagnier (eds.). *Ungulates '91*, SFEPM-IRGM, Toulouse, France.
- Griffith, B., J. M. Scott, J. W. Carpenter, and C. Reed. 1989. Translocation as a species conservation tool: Status and strategy. *Science* 245:477-480.

- Guenzel, R. J. 1997. Estimating pronghorn abundance using aerial line transect sampling. Wyoming Game and Fish Department, Cheyenne, WY. 174pp.
- Hack, M. A. and K. Menzel. 2002. Pronghorn State and Province status report: 2001. Proceedings of the 20<sup>th</sup> Biennial Pronghorn Workshop 2002.
- Hall, E. R. 1981. The Mammals of North America. Vol. II. Second Edition. John Wiley and Sons, New York, 1181pp.
- Hiraldo, F., J. J. Negro, J. A. Donázar y P. Gaona. 1996. A demographic model for a declining population of lesser kestrels in southern Spain. *Journal of Applied Ecology* 133:1085-1093.
- Hosack, D. 1997. Population viability analysis workshop for Sonoran pronghorn. Pronghorn News No. 1 (Supplement of CBSG News).
- Hosack, D., P. S. Miller, J. J. Herver, and R. C. Lacy. 2002. A population viability analysis for the endangered Sonoran pronghorn, *Antilocapra americana sonoriensis*. *Mammalia* 66(2):207-229.
- Huey, L. M. 1964. The mammals of Baja California, Mexico. San Diego Society of Natural History Transactions. 13:85-168.
- Hudson, R. J. and B.-T. Jeon. 2003. Nutrition of farmed deer: Lessons from the wild. <http://www.deer.rr.ualberta.ca/library/lessonwild/quebec.htm>
- INE. 2000. Proyecto para la conservación, manejo y aprovechamiento sustentable del borrego cimarrón (*Ovis canadensis*) en México. Instituto Nacional de Ecología. México, D. F.
- IUCN. 2003. 2003 IUCN Red List of Threatened Species [www.redlist.org]. Downloaded on 15 January 2004.
- Jaramillo, F. y J. Cancino. 1986. Informe Técnico: El berrendo de Baja California. Delegación federal de la Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología en Baja California Sur.
- Jaramillo, F. 1989. Contribución al conocimiento y conservación del berrendo de Baja California (*Antilocapra americana peninsularis* Nelson 1912; ANTILOCAPRIDAE, MAMMALIA) en el Desierto de Vizcaíno, Baja California Sur, México. Tesis profesional. Facultad de Ciencias, U. N. A. M. 111pp + Anexos.

- Johnson, B. and F. Lindzey. 1989. Guidelines for estimating pronghorn numbers using line transects. Wyoming Game and Fish Department & Wyoming Cooperative Fish and Wildlife Research Unit.
- Kleiman, D. G. 1989. Reintroduction of captive mammals for conservation. Guidelines for reintroducing endangered species into the wild. *BioSciences* 39(3):152-161.
- Klein, D. R. 1968. Introduction, increase, and crash of reindeer on St. Matthew Island. Alaska Cooperative Wildlife Research Unit, University of Alaska, College. <http://dieoff.org/page80.htm>
- Klum, M. 2001. Asia's last lions. National Geographic Society. <http://www.nationalgeographic.com/ngm/0106>
- Krausman, P. 2002. Introduction to wildlife management, the basics. Prentice Hall.
- Krausman, P., L. K. Harris, S. K. Haas, K. Koenen, P. Landin, J. Leverich, and D. A. Whittle. 2002. Sonoran pronghorn habitat use and availability on a military range. Proceedings of the 20th Biennial Pronghorn Workshop 2002. Kearney, Nebraska, March 17-20, 2002.
- Lacy, R. 1993. Vortex: A computer simulation model for population viability analysis. *Wildlife Research*. 20:45-65.
- Lacy, R., J. D. Ballou, F. Princée, A. Starfield, and E. A. Thompson. 1995. Pedigree analysis for population management. In: Ballou, J. D., M. Gilpin, and T. J. Foose (eds.). *Population management for survival & recovery*. Columbia University Press. NY. USA.
- Lacy, R., M. Borbat, and J. P. Pollak. 2003. Vortex: A stochastic simulation of the extinction process. Version 9. Brookfield, IL: Chicago Zoological Society.
- Lee, T. E. Jr., J. W. Bickman, and M. D. Scott. 1994. Mitochondrial DNA and allozyme analysis of North American pronghorn populations. *Journal of Wildlife Management*. 58:307-318.
- Lee R. M., J. D. Yoakum, B. W. O'Gara, T. M. Pojar, and R. A. Ockenfels, eds. 1998. *Pronghorn Management Guides*. 18<sup>th</sup> Pronghorn Antelope Workshop, Prescott, AZ. 110pp.
- León de la Luz, J. L., J. Cancino y Laura Arriaga. 1992. Asociaciones fisonómico florísticas y flora. p.145-175. *In*: Arriaga Laura y Alfredo Ortega (eds). *La Reserva de la Biosfera El Vizcaino*. Centro de Investigaciones Biológicas. Publ. Num. 4. La Paz, B. C. S.

- Lonsdale, E. N., B. Bradach, and E. T. Thorne. 1971. A telemetry system to determine body temperatures in pronghorn antelope. *Journal of Wildlife Management*. 35:747-751.
- Maehr, D. S., R. C. Lacy, E. D. Land, O. L. Bass Jr., and T. S. Hootor. 2002. In: Beissinger, S. R. and D. R. McCullough (eds.). *Population viability analysis*. The University of Chicago Press.
- Magin, C. D., T. H. Johnson, B. Groombridge, M. Jenkins, and H. Smith. 1994. Species extinction, endangerment and captive breeding. In: Olney, P. J. S., G. M. Mace, and A. T. C. Feistner (eds.). *Creative conservation. Interactive management of wild and captive animals*. Chapman & Hall.
- Martin, S. K., and K. L. Parker 1997. Rates of growth and morphological dimensions of bottle-raised pronghorns. *Journal of Mammalogy* 78:23–30.
- McNay, M. E. and B. O’Gara. 1982. Cattle-pronghorn interactions during the fawning season in northwestern Nevada. Pages 593-606 in J. M. Peek and P. D. Dalke (eds.). *Wildlife- livestock relationships symposium: Proceedings 10*. Univ. Idaho, Forest, Wildl. and Range Exp. Sta., Moscow, ID. 614pp.
- Merriam, C.H. 1901. Two new bighorns and a new antelope from Mexico and the United States. *Proceedings of Biological Society, Washington, DC*. 14:31-32.
- Mésochina, P., E. Bedin, and S. Ostrowski. 2003. Reintroducing antelopes into arid areas: lessons learnt from the oryx in Saudi Arabia. *C. R. Biologies* 326:S158-S165.
- Miller, P. S. and R. C. Lacy. 1999. *Vortex: A stochastic simulation of the extinction process. Version 8 User’s manual*. Apple Valley, MN. Conservation Breeding Specialist group (SSC/IUCN).
- Mitchel, G. J. 1967. Minimum breeding age of female pronghorn antelope. *Journal of Mammalogy* 48:489-490.
- Mysterud, A., T. Coulson, and N. C. Stenseth. 2002. The role of males in the dynamics of ungulate populations. *Journal of Animal Ecology*. 71:907-915.
- Negro, J. J. y M. J. Torres. 1999. Genetic variability and differentiation of two bearded vulture populations. Implications for reintroduction projects. *Biological Conservation* 87: 249-254.



- Nelson, E. W. 1912. A new subspecies of pronghorn antelope from lower California. *Biological Society Proceedings*, Washington, DC. 25:107-108.
- Nelson, E. W. 1925. Status of the pronghorned antelope, 1922-24. US Department of Agriculture, Washington, DC. Department Bulletin. No. 1346. 64pp.
- Ockenfels, R., J. deVos Jr. C. Anderson, and S. Boe. 2004. using GPS-Equipped telemetry collars to assess pronghorn movements and habitat use in Northern Arizona and Northern Mexico. 21<sup>st</sup> Biennial Pronghorn Workshop. Abstracts. North Dakota, May 2-4, 2004.
- O’Gara, B. 1978. Antilocapra americana. Mammalian species. American Society of Mammalogy. No. 90. 7pp.
- O’Gara, B. 2004. Diseases and parasites. In: O’Gara, B. W. and J. D. Yoakum (eds.). Pronghorn. Ecology and management. The Wildlife Management Institute and University Press of Colorado. 903pp.
- O’Gara, B. W. and J. D. Yoakum (eds.). 2004. Pronghorn. Ecology and management. The Wildlife Management Institute and University Press of Colorado. 903pp.
- Olney, P. J. S., G. M. Mace, and A. T. C. Feistner (eds.). 1994. Creative conservation. Interactive management of wild and captive animals. Chapman & Hall.
- Ord, G. 1815. North American zoology. In: W. Guthrie, A new geography, history and commercial grammar. (2nd Ameri. Edition). Johnson and Warner, Phila., PA. 2:292-308.
- Osterman, S. D., J. R. Deforge, and W. D. Edge. 2001. Captive breeding and reintroduction evaluation criteria: a case study of peninsular bighorn sheep. *Conservation Biology* 15(3):749-760.
- Paolo, C. and L. Boitani. 1991. Viability assessment of the Italian wolf and guidelines for the management of the wild and a captive population. *Ricerche de Biologia della Selvaggina* 89:1-58.
- Primack, R. 2002. *Essentials of Conservation Biology*. Third Edition. Sinauer Associates, Sunderland, MA.
- Ralls, k. and J. D. Ballou. 2003. Genetic status and management of California condors. *The Condor* 106:215-228.

- Reed, J. M., L. S. Mills, J. B. Dunning Jr., E. S. Menges, K. S. McKelvey, R. Frye, S. R. Beissinger, M. Anstett, and P. Miller. 2002. Emerging issues in population viability analysis. *Conservation Biology* 16(1):7-19.
- Restani, M. and J. M. Marzluff. 2002. Funding extinction? Biological needs and political realities of resources to endangered species recovery. *BioScience* 52(2):169-177.
- Rice, C. G. and P. Kalk. 1996. Identification and marking techniques. In: Kleiman, D. G., M. E. Allen, K. V. Thompson, and S. Lumpkin (eds.). *Wild mammals in captivity. Principles and techniques*. The University of Chicago Press.
- Robinson, H. S., J. C. Gwilliam, and I. Parfitt. 2002. Movements, survival, and mortality of white-tailed deer in the Pend D'Oreille River Valley. Columbia Basin Fish & Wildlife Compensation Program. 48pp. [http://www.cbfishwildlife.org/reports/pdfs/Movements\\_Survival\\_and\\_Mortality.pdf](http://www.cbfishwildlife.org/reports/pdfs/Movements_Survival_and_Mortality.pdf)
- Robles Gil, P., E. Escurra y E. Mellink (comp.). 2001. *El Golfo de California. Un mundo aparte*. Pegaso. Casa Lamm. Sierra Madre. 335pp.
- Rodríguez Estrella, R. 1997. Factores que condicionan la distribución y abundancia de las aves terrestres en el desierto xerófilo de Baja California Sur, México: el efecto de los cambios en el hábitat por actividad humana. Tesis doctoral. Universidad Autónoma de Madrid, España.
- Rodríguez-Estrella, R., E. D. Melgarejo, Y. Maya, Ma. C. Blázquez, J. L. León, S. T. Alvarez, E. Troyo, P. Galina, L. Méndez, S. Chávez, L. Brito, J. Cancino, F. Salinas, J. B. Granados, G. Romero, B. Acosta, I. Cruz, G. Arredondo, J. A. Arguta, M. Lobato, J. Jiménez, R. Coria, J. Arroyo, P. González. 2003. Estudio técnico para el desarrollo del ordenamiento ecológico del territorio de la Reserva de la Biosfera El Vizcaíno, ubicada en el estado de Baja California Sur. Informe técnico elaborado para la CONANP por el Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C. La Paz, B. C. S.
- Rodríguez-Estrella, R. and S. Sánchez-Colón. 2004. Predictive models of raptor habitats in Baja California Sur, Mexico: a comparison of logistic and classification-tree models. In: Rodríguez-Estrella, R. & A. Bojorquez Tapia (eds.). *Spatial analysis in raptor ecology and conservation*. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. 212pp.
- Rosemarino, W. J. 2001. Proposal for a coyote/mule deer study and recommendations for interim mule deer management. Rocky Mountain

Animal Defense. Boulder, Co. 25pp.  
<http://www.ourcolorado.org/alerts/RMADstudy.PDF>

Ryman, N. 1994. Supportive breeding and effective population size: differences between inbreeding and variance effective numbers. *Conservation Biology* 8(3):888-890.

Ryman, N., and L. Laikre. 1991. Effects of supportive breeding on the genetically effective population size. *Conservation Biology* 5(3):325-329.

Ryman, N., P. E. Jorde, and L. Laikre. 1995. Supportive breeding and variance effective population size. *Conservation Biology* 9(6):1619-1628.

Rzedowski, J. 1978. *Vegetación de México*. Ed. Limusa. 432pp.

SAGARPA. <http://www.siea.sagarpa.gob.mx>

Sanabria, B., C. Argüelles y A. Ortega. 1996. Occurrence of the endangered pronghorn *Antilocapra americana peninsularis* in coyote diets from Northwestern Mexico. *Texas Journal of Science*. 48(2):159-162.

Sánchez, V., R. Castellanos, J. Warman, J. Cancino y F. Ramírez. In press. La conservación del berrendo peninsular. Capítulo III. Península de Baja California Sur. In: de la Cruz, E. (ed.). *El berrendo en México*. Instituto Nacional de Ecología y Unidos para la Conservación, A. C.

Sánchez-Sotomayor, V., J. Cancino, C. Olivera, and A. Galas. 1999. Searching for and herding the peninsular pronghorn. 18<sup>th</sup> Biennial Pronghorn Antelope Workshop, Prescott, AZ. March 23-27, 1988.

Schwartz, C. C., J. G. Nagy, and S. M. Kerr. 1976. Rearing and training pronghorns for ecological studies. *Journal of Wildlife Management* 40: 464-468.

SEDUE. Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología. 1988. Decreto por el que se declara la Reserva de la Biosfera "El Vizcaíno", ubicada en el Municipio de Mulegé, B. C. S. *Diario Oficial de la Federación*. Tomo CDXXII. No. 22. p. 2-27.

SEMARNAT. 2002. Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-2001, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. *Diario Oficial*, Miércoles 6 de marzo.

Shaffer, M. L. 1981. Minimum population sizes for species conservation. *Bio-Science* (31): 131-134.

- Smith, A. D. and D. M. Beale. 1980. Pronghorn antelope in Utah: some research and observations. Utah Division of Wildlife Resources Publication No. 80-13. 88 pp.
- Smith, A.D. 1974. Production and survival of pronghorn antelope on artificial diets with different protein levels. Antelope States Workshop Proc. 6:74-105.
- Snyder, N. F., S. R. Derrickson, S. R. Beissinger, J. W. Wiley, T. B. Smith, W. D. Toone, and B. Miller. 1996. Limitations of captive breeding in endangered species recovery. Conservation Biology 10(2):338-348.
- Soulé, M. E. (ed.). 1996. Viable population for conservation. Cambridge University Press. 189pp.
- Song, Y. 1996. Population viability analysis for two isolated populations of Haianan Eld's deer. Conservation Biology 10(5):1467-1472.
- Stanley, M. R. 1989. Animal reintroductions, the Arabian oryx in Oman. Cambridge University Press. 291pp.
- Stockwell, R. B. and A. Townsend. 2001. Controlling bias in biodiversity data. Pp. 537-546, In: Scott, J. M., P. J. Heglund, M. L. Morrison, J. B. Haufler, M. G. Raphael, W. A. Wall, and F. B. Samson (eds.). Predicting Species Occurrences: Issues of Accuracy and Scale. Island Press, Covelo, California.
- Sutherland, W. J. 2000. The conservation handbook. Research, management and policy. Blackwell Science. 278pp.
- Sweitzer, R., J. Constible, and D. Van Vuren. 2003. Population ecology and ecological effects of bison on Catalina island, California. <http://www.catalinaconservancy.org/ecology/research/BisonStudy.pdf>
- Theodorou, K. and D. Couver. 2004. Introduction of captive breeders to the wild: Harmful or beneficial? Conservation Genetics 5:1-12.
- Thom, R. 1979. Natural areas and natural heritage areas. In: Teague, R and E. Decker (eds.) Wildlife conservation. Principles and practices. The Wildlife Society. Washington, D.C.
- Ticer, C., S. Boe, R. Ockenfels, and J. deVos Jr. 1999. Factors affecting home ranges and movements of pronghorn on a shortgrass prairie of Northern Arizona. Proceedings of the 18<sup>th</sup> Biennial Pronghorn Antelope Workshop. Prescott, AZ, March 23-27, 1998.

Toïgo, C. and J. M. Gaillard. 2003. Causes of sex-biased adult survival in ungulates: sexual size dimorphism, mating tactic or environment harshness? *Oikos* 101(2):376-384.

Trejo, D. 2002. Hacia una economía de mercado (1821-1860). In: Trejo, D. y E. González (eds.). *Historia general de Baja California Sur. Vol. I. La economía regional.* Plaza y Valdés, S. A. de C. V.

UICN. 2004. <http://www.iucn.org/bil/species.html>

Yoakum, J. D. and B. W. O'Gara. 2000. Pronghorn. *In: Damarais, S. and P. R. Krausman. (eds.). Ecology and management of large mammals in North America.* Prentice Hall Inc.

Wakelin, B. 2001. Mule deer demographic responses to select climatic variables in Arizona. In: van Riper III, C., K.A. Thomas, and M.A. Stuart (eds.). *Proceedings of the Fifth Biennial Conference of Research on the Colorado Plateau.* U.S. Geological Survey. [http://www.usgs.nau.edu/proceedings/5thBiennial/6%20Wakeling\\_muledeer.pdf](http://www.usgs.nau.edu/proceedings/5thBiennial/6%20Wakeling_muledeer.pdf)

Wayne, R. K., M. W. Bruford, D. Girman, W. E. R. Rebholz, P. Sunnucks, and A. C. Taylor. 1994. Molecular genetics of endangered species. In: Olney, P. J. S., G. M. Mace, and A. T. C. Feistner (eds.). *Creative conservation. Interactive management of wild and captive animals.* Chapman & Hall.

Wedeking, C. 2002. Sexual selection and life-history decisions: implications for supportive breeding and the management of captive populations. *Conservation Biology* 16(5):1204-1211.

Wild, M. A., and M. W. Miller. 1991. Bottle-raising wild ruminants in captivity. Colorado Division of Wildlife. *Outdoor Facts* 114. Fort Collins, Colorado, USA.

Wilson, A. C. and M. R. Stanley Price. 1994. Reintroduction as a reason for captive breeding. In: Olney, P. J. S., G. M. Mace, and A. T. C. Feistner (eds.). *Creative conservation. Interactive management of wild and captive animals.* Chapman & Hall.

[www.gbcs.gob.mx/CentroEstataldeInformación/EstadísticasHistóricas](http://www.gbcs.gob.mx/CentroEstataldeInformación/EstadísticasHistóricas)

Zimmer, J. and F. Lindzey. 2002. Fetal rates and sex ratios in three pronghorn populations in Wyoming. *Proceedings of the 20<sup>th</sup> Biennial Pronghorn Workshop.* Kearney, Nebraska.

## APÉNDICE 1.

### Información relativa a la transformación del hábitat.

La información que se conjunta en este apéndice es para patentizar como las actividades humanas han tenido impacto sobre el hábitat del berrendo peninsular. A la disminución ya discutida hay que agregarle otros elementos que han fraccionado o influido de otra forma sobre el hábitat; la disminución anotada sólo refleja la diferencia en las dimensiones entre las zonas en las que había y hay berrendos. Todos esos otros elementos son manifestaciones de la actividad humana y su efecto es variado; son los asentamientos humanos, las zonas agrícolas, la ganadería, otras explotaciones, los caminos y carreteras, los pozos y acueductos, etc., que no sólo han alterado el hábitat del berrendo, sino que además en el desarrollo de algunos de ellos se afectaron las poblaciones de berrendos.

El siguiente cuadro presenta los poblados con más de 1000 habitantes (después de 1980) que se encuentran dentro del rango de distribución histórica del berrendo peninsular. Esta información se presentó gráficamente en la Introducción de esta tesis.

Centro de población	Número de habitantes en					
	1950	1960	1970	1980	1990	2000
San Felipe	995	2,073	160	6,197	9,263	13,123
San Quintín	-	-	-	1,098	2,899	4,634
Guerrero Negro	-	991	1,259	4,687	7,231	10,235
Bahía Tortugas	315	965	1,457	1,653	2,640	2,437
Bahía Asunción	11	390	754	1,078	1,133	1,463
Vizcaíno	-	-	311	1,213	2,339	1,095
Cd. Insurgentes	-	510	2,473	5,530	8,463	7,654
Cd. Constitución	-	1,926	10,548	23,557	34,692	35,589

Zonas agrícolas. Los núcleos productores dentro de la zona de interés de este trabajo son: San Quintín en Baja California, y Vizcaíno, Cd. Insurgentes y Cd. Constitución, en el estado Sur.

Ganadería. La actividad ganadera se reporta desde la época misional y desde

entonces las casi nulas prácticas que se aplican se han mantenido con poco cambio hasta la actualidad: se deja que el ganado simplemente se alimente al estar libre “en el monte” (Altable 2002).

Otras explotaciones. Hay dos importantes asentamientos humanos que surgieron a partir de dos explotaciones mineras: Santa Rosalía para la explotación del cobre y Guerrero Negro por la producción de sal. El primero se fundó en 1885 y el segundo en los años 1950's (Altable 2002). En estos dos centros de población hay anécdotas que hacen referencia a la cacería del berrendo.

Caminos y carreteras. Si bien estas obras no fragmentan el hábitat de manera definitiva, existe al menos cierto riesgo de colisión para los individuos o grupos de berrendos que las cruzan, en particular el caso de la carretera transpeninsular y los ramales que de ella se desprenden y que se están pavimentando. Estas carreteras ‘cruzan’ casi 1,300 Km de zonas hábitat del berrendo peninsular. Finalmente, para este apartado, no se hizo una estimación de la gran cantidad de kilómetros que hay de brechas que se han abierto con diferentes fines (e.g. exploraciones de combustibles) pero sin duda superan por mucho a la cantidad de carreteras pavimentadas.

Pozos y acueductos. Para la Región Administrativa I - Península de Baja California la Comisión Nacional del Agua informa que el 75% del agua que se usa es de origen subterráneo y sólo reporta un acueducto en su parte media, el Vizcaíno – Pacífico Norte con una extensión de 206 Km con dos ramales; su construcción terminó en 1990 (CNA 2004). No obstante, con prospecciones de campo se constató que hay al menos dos acueductos más que abastecen al poblado de Guerrero Negro. Adicionalmente, hay una relación de 212 pozos concentrados en la parte media de la península, todos dentro de la ReBiVi.

## APÉNDICE 2.

Listado de plantas conspicuas por tipo de vegetación.

### **Matorral halófilo.**

*Agave vizcanoensis*  
*Atriplex* spp.  
*Euphorbia misera*  
*Fouquieria diguetii*  
*Frankenia palmeri*  
*Lycium californicum*  
*Opuntia cholla*  
*Pachycormus discolor*

### **Matorral inerme.**

*Atriplex* spp.  
*Asclepias subulata*  
*Encelia californica*  
*Encelia farinosa*  
*Euphorbia misera*  
*Jatropha cinerea*  
*Larrea tridentata*  
*Pedilanthus macrocarpus*

### **Matorral micrófilo.**

*Acacia farnesiana*  
*Cercidium dumosa*  
*Euphorbia misera*  
*Larrea tridentata*  
*Lycium megacarpum*  
*Prosopis glandulosa*

### **Matorral de dunas.**

*Asclepias subulata*  
*Atriplex barclayana*  
*Chaenactis lacera*  
*Errazurizia megacarpa*  
*Lycium californicum*  
*Oenothera primiveris*



### APÉNDICE 3.

Text output: Input summary.

VORTEX 9.45 -- simulation of population dynamics

Scenario 1

1 population(s) simulated for 100 years, 500 iterations

Extinction is defined as no animals of one or both sexes.

No inbreeding depression

EV in reproduction and mortality will be concordant.

First age of reproduction for females: 2 for males: 5

Maximum breeding age (senescence): 10

Sex ratio at birth (percent males): 50

Population 1: Population 1

Population state variables: 0.0000 0.0000

Polygynous mating;

% of adult males in the breeding pool = 50

% adult females breeding = 75

EV in % adult females breeding: SD = 10

Of those females producing progeny, ...

30.00 percent of females produce 1 progeny in an average year

60.00 percent of females produce 2 progeny in an average year

10.00 percent of females produce 3 progeny in an average year

% mortality of females between ages 0 and 1 = 60

EV in % mortality: SD = 10

% mortality of females between ages 1 and 2 = 10

EV in % mortality: SD = 10

% mortality of adult females ( $2 \leq \text{age} \leq 10$ ) = 10

EV in % mortality: SD = 10

% mortality of males between ages 0 and 1 = 60

EV in % mortality: SD = 10

% mortality of males between ages 1 and 2 = 15

EV in % mortality: SD = 10

% mortality of males between ages 2 and 3 = 15

EV in % mortality: SD = 10

% mortality of males between ages 3 and 4 = 15

EV in % mortality: SD = 10

% mortality of males between ages 4 and 5 = 15

EV in % mortality: SD = 10

% mortality of adult males ( $5 \leq \text{age} \leq 10$ ) = 15

EV in % mortality: SD = 10

EVs may be adjusted to closest values possible for binomial distribution.

Initial size of Population 1: 200

(set to reflect stable age distribution)

Age	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Total	
	22	17	13	10	9	6	5	4	3	3	92	Males
	22	18	15	12	10	9	7	6	5	4	108	Females

Carrying capacity = 500

EV in Carrying capacity = 20

Animals harvested from Population 1, year 1 to year 1 at 1 year intervals:

Animals added to Population 1, year 1 through year 1 at 1 year intervals:

## APÉNDICE 4.

Descripción general de la captura y crianza de recentales de berrendo.

En general el periodo de crianza dura aproximadamente 4 meses y tiene cinco etapas: adaptación, iniciación, desarrollo, término y destete. La duración de cada una es distinta y son flexibles en función de la respuesta de cada animal y del número de éstos. La alimentación es en base a leche de vaca evaporada (de una marca comercial) mezclada con agua hervida en proporción 3:1. El periodo de adaptación se refiere a la aceptación del biberón por parte de cada animal. Se usan los biberones comunes para niños, de 8 onzas. Cada cría tiene su reacción individual: desde la fácil y pronta aceptación del biberón, hasta la muy difícil y, en consecuencia, la prolongada labor que tiene que desarrollar el criador para que (finalmente, por hambre) lo acepte. Un horario "ideal" para la alimentación es 06:00, 10:00, 14:00, 18:00 y 22:00 hrs. Ocho días deben ser suficientes para concluir la adaptación. La oferta de leche en este periodo es de 2 onzas hasta que cada cría acepte el biberón; ya adaptadas a la alimentación de esta forma, se pueden iniciar los incrementos de la mezcla, onza por onza.

En la etapa de iniciación se va incrementando el volumen en la oferta de leche y las crías empiezan a probar la vegetación (<sup>2\*</sup>). Esta etapa dura hasta 2 semanas; su flexibilidad depende de la respuesta de los animales al incremento en el volumen de leche combinado con el principio del forrajeo. En esta etapa es cuando más se presentan los cuadros diarreicos que, por su tratamiento, pueden hacer que se prolongue esta etapa. El cuadro más común es el de diarrea mecánica. El tratamiento dado fue: suprimir la leche, alimentar con suero hasta que cese y reiniciar la oferta de leche con el nivel anterior al que tenía la cría antes de la diarrea; los incrementos pueden ser mayores en función de la consistencia de las heces y la actitud del animal. Cuando la diarrea no es mecánica se tiene que aplicar un tratamiento con antibióticos, con lo que se complica la recuperación de la cría y del ritmo de alimentación. El olor fétido de las heces es una de las principales diferencias entre la diarrea mecánica y la infecciosa; la presencia de

---

<sup>2\*</sup> Además de la vegetación nativa hay comederos con alfalfa en los que el acceso es *ad libitum*.

espuma y/o moco es otro indicador para la segunda.

La etapa de desarrollo es la más prolongada, dura más de dos meses. Es cuando se consume la mayor parte de la leche y cuando el ramoneo se va convirtiendo en la principal actividad de los animales. En función de las fechas de captura y del desarrollo de cada animal, se pueden hacer ajustes para que las etapas finales de la crianza se vayan homogeneizando temporalmente, tanto en los horarios como en el cierre de las mismas.

La etapa de término puede incluir algún entrenamiento o condicionamiento; el que se aplicó consistió en cambiar una o más de las ofertas de leche por trozos de zanahoria. Éste se practicó en el contexto de mantener cierta cercanía con algunos animales, sin embargo, en general, es opcional o no recomendable si no se van a usar los animales con otro fin. Los animales entrenados son dóciles y pueden ayudar o ser útiles en varios aspectos: facilitando el manejo de otros animales, para fines experimentales, de investigación y de educación. Esta practica consistió simplemente en pelar y cortar las zanahorias para ofrecerlas (en lugar de las mamilas) en trozos de 10cm de largo y 1cm por lado.

En función de cómo se da esta última etapa, el destete consiste sencillamente en dejar de ofrecer alimento a mano. Los animales siguen buscando a los criadores: en cuanto se les acerca cualquier persona, sea para llevar alfalfa a los comederos, para hacer observaciones generales o para cualquier otra actividad que se requiere dentro de los corrales. Esta conducta se modifica poco a poco con el tiempo y de acuerdo con el temperamento de cada animal. El consumo máximo de leche fue de 105 l; fue de la primera cría que se capturó y que se destetó al mismo tiempo que el resto de los capturados en 1998.

Las siguientes son dos hojas de registro que muestran cómo se dió seguimiento en la crianza a cada recental y cómo se atendió y resolvieron los cuadros diarréicos.