



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO

FACULTAD DE CIENCIAS

"ANALISIS DE LA DISTRIBUCION DEL BERRENDO (ANTILOCAPRA AMERICANA) EN MEXICO"

292759

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TITULO DE:

B I O L O G O

P R E S E N T A :

FERNANDO CARLOS COLCHERO ARAGONES



DIRECTOR DE TESIS: M. en C. LIVIA SOCORRO LEON PANIAGUA

2001



FACULTAD DE CIENCIAS SECCION ESCOLAR



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.



UNIVERSIDAD NACIONAL
AVENIDA DE
MEXICO

M. EN C. ELENA DE OTEYZA DE OTEYZA
Jefa de la División de Estudios Profesionales de la
Facultad de Ciencias
Presente

Comunicamos a usted que hemos revisado el trabajo de Tesis:

"Análisis de la distribución del berrendo (*Antilocapra americana*) en México"

realizado por Fernando Carlos Colchero Aragonés

con número de cuenta 9150654-6 , pasante de la carrera de **Biología**

Dicho trabajo cuenta con nuestro voto aprobatorio.

Atentamente

Director de Tesis

Propietario M. en C. Livia Socorro León Paniagua

Propietario Dr. Adolfo Gerardo Navarro Sigüenza

Propietario Dr. Víctor Sánchez-Cordero Dávila

Suplente Biól. Delfino Manuel Valdés Alarcón

Suplente M. en C. Octavio Rafael Rojas Soto

FACULTAD DE CIENCIAS

U.N.A.M.

Consejo Departamental de Biología

Luisa A. Alba Lois

Dra. Luisa A. Alba Lois



DEPARTAMENTO
DE BIOLOGIA

Esta tesis fue realizada en codirección entre el Dr. Adolfo G. Navarro Sigüenza y la M. en C. Livia S. León Paniagua, en el Museo de Zoología "Alfonso L. Herrera" de la Facultad de Ciencias de la UNAM, con el apoyo de Unidos Para la Conservación, A. C., del Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza y de la Dirección General de Vida Silvestre del Instituto Nacional de Ecología de la SEMARNAP. Este proyecto forma parte del Programa "El Retorno del Berrendo" coordinado por Unidos Para la Conservación, A. C.

A mis padres, Ana María y Fernando,
a mis hermanas, Paty, Ana y Arantxa y
a mi mujer, Dalia



AGRADECIMIENTOS

Espero hacer justicia a todos aquellos que de alguna manera se han visto involucrados en este proceso que, sin duda, ha ido más allá de pelearme con avionetas, computadoras y burócratas.

A mi madre le debo una infinidad de cosas que sería imposible enumerar aquí y cuyo resultado me atrevo a resumir en lo poco o mucho bueno en que me he convertido.

Por su honestidad y ambición, su apoyo a mis decisiones más caprichosas, y por muchas más virtudes, le debo igualmente a mi padre lo que soy. A América por su prudencia, su solidaridad y su cariño.

De mis hermanas podría escribir mil hojas. A Ana por su apoyo en los momentos difíciles y por su ejemplo de lucha y tenacidad, a Paty por entenderme en lo más profundo y por todo lo que hemos compartido y a Arantxa por ser simplemente mi contraparte ("cipe" en Mazateco).

A Dalia por haber aparecido en mi vida, porque el haber logrado esto se lo debo a ella y por ser y estar en mi proyecto de vida.

A mis suegros Violeta y Jaime y a la laia Pepi, no sólo por llenarnos el refrigerador cuando no teníamos ni un centavo, pero sobre todo por su consecuencia y solidez.

A mis cuñadas Eugenia y Diana y a Melquiades por los buenos momentos y por todo lo que nos queda por compartir.

A mi cuñado Hugo por su solidaridad incondicional y por saber ser el mejor amigo.

A mis padres putativos Carmen y Alfredo por haberme dado su hospitalidad y apoyo incondicionales, aún en mis épocas más necias.

A mi laia y a mis tías Montse y Nuri por su cariño.

A mis primos Alfredo, Adrián y Alex, con quienes compartí los mejores momentos de mi infancia.

A la Dra. María Luisa Fanjul por haberme iniciado con tanto cariño y dedicación en la ciencia.

A Livia León por su solidaridad incondicional y por su madurez.

A Adolfo Navarro por abrirme las puertas y por permitirme el privilegio de estar bajo su tutela aún cuando me hubiera ganado el apodo de "el Chamoy".

A Carlos Manterola por su complicidad y su sencillez y por haber creído siempre en mí.

A Rodrigo Medellín porque le debo mi proyecto de vida profesional.

A Manuel Valdés por su amistad y por su ejemplo.

A Víctor Sánchez-Cordero por su interés y sus comentarios.

A Octavio Rojas por ya muchos años de amistad.

A mis hermanos, no de sangre pero sin duda de espíritu, Santiago, Daniel y Adrián, por su presencia incondicional, su apoyo y por todo aquello que hemos compartido en tantos años.

A Tere y Manuel por una amistad siempre incondicional y a prueba de distancias y a quienes considero como mis hermanos.

A mis entrañables amigos Angélica y Amadeo por una amistad más de calidad que de cantidad.

A Ivan, Mark, Alex, Canek y Solaris por todos los años de entrañable amistad.

A mis carnales Memo, Jorge, Rafa y Hélot, por todo lo que hemos compartido durante los años más importantes de mi formación.

A mis otros carnales Eyeli, Horacio, Humberto y Ariel por una amistad que todavía tiene mucho que dar.

A Paco, Lilián, Ana Sofía y Paquito, por una amistad a prueba de fuego y marea, literalmente.

A Felipe, Dalia y Joselino por su hospitalidad, por haberme incluido en la familia y por todas las aventuras en las que nos hemos puesto a prueba.

A Marcelino, Iliá y Mercedes porque con ellos sólo se pueden pasar buenos momentos, mi más sincera amistad.

A Rurik y Patricia por su solidaridad y amistad.

A María Elena Sicilia por su claridad y efectividad en ayudarme a reconocer el rumbo.

A Lety por su disposición incondicional para apoyarme.

Al equipo Seri, del cual no doy nombres pues la lista sería interminable y que me han mostrado que existen otras formas de entender la vida.

ÍNDICE

INTRODUCCIÓN	1
ANTECEDENTES	2
El berrendo	2
<i>Origen del berrendo</i>	2
<i>Situación actual del berrendo en México</i>	3
<i>Distribución hace treinta años del berrendo en Chihuahua y Sonora</i>	4
<i>Requerimientos de hábitat del berrendo</i>	7
Patrones de distribución de las especies	9
Modelos predictivos de distribución de especies	10
Los modelos predictivos como herramientas para Conocer la disponibilidad de hábitat para las especies	14
OBJETIVOS	16
Objetivo general	16
Objetivos particulares	16
MATERIAL Y MÉTODOS	17
Monitoreos y toma de datos	17
Elaboración de una base de datos	19
Aplicación del algoritmo genético GARP para modelar la distribución de la especie	19
Análisis de los datos	23
<i>Obtención de la cobertura de Predicción definitiva</i>	23
<i>Depuración de la "predicción definitiva"</i>	25

<i>Análisis del estado de fragmentación y conectividad en la "predicción de uso general"</i>	26
RESULTADOS	27
Monitoreo y toma de datos	27
<i>Chihuahua</i>	27
<i>Sonora</i>	31
Elaboración de una base de datos	33
Aplicación del algoritmo genético GARP Para modelar la distribución de la especie	33
Análisis de los datos	36
<i>Obtención de la cobertura de predicción definitiva</i>	36
<i>Depuración de la "predicción definitiva"</i>	40
<i>Análisis del estado de fragmentación y conectividad de la "predicción de uso general"</i>	47
DISCUSIÓN	59
Situación de las áreas monitoreadas y de la demografía de las poblaciones que en ellas se encontraron	59
Uso de hábitat para los "berrendos Chihuahuenses" y los "berrendos Sonorenses"	61
Extensión del hábitat disponible para el berrendo en México	63
El GARP como herramienta para determinar la disponibilidad de hábitat para especies en peligro de extinción	66
CONCLUSIÓN	68
BIBLIOGRAFÍA	70

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Distribución histórica del berrendo (<i>Antilocapra americana</i>) en México según Hall (1981).....	4
Figura 2. Mapa de las localidades en el estado de Chihuahua donde hace 30 años hubo poblaciones de berrendo.....	5
Figura 3. Mapa de la distribución del berrendo sonorenses (<i>A. a. sonoriensis</i>) entre 1969 y 1978.....	6
Figura 4. Patrón de vuelo para el monitoreo de berrendos utilizado durante los monitoreos realizados en Chihuahua y Sonora.....	18
Figura 5. Matriz que ejemplifica la presencia de la especie en una precondición.....	21
Figura 6. Coincidencia entre la precondición y la distribución de la especie.....	21
Figura 7. Grupos de poblaciones encontradas en Chihuahua Durante los monitoreos de 1997 a 2000.....	28
Figura 8. Comparación de los datos demográficos por localidad según los distintos años de monitoreo en el estado de Chihuahua.....	30
Figura 9. Grupos de berrendos muestreados durante los monitoreos de 1997 y 1998 en Sonora.....	32
Figura 10. Estructura de edades para los dos años de monitoreos en el estado de Sonora.....	33
Figura 11. Mapas de las diez predicciones obtenidas con GARP a partir de los monitoreo en Chihuahua.....	34
Figura 12. Mapas de las diez predicciones obtenidas con GARP a partir de los monitoreo en Sonora.....	35
Figura 13. Resultado de las sumas hechas con las predicciones de BC y BS.....	36
Figura 14. Comparación entre el resultado máximo de las predicciones de cada estado (BC y BS) con la distribución histórica reportada por Hall (1981).....	38
Figura 15. Coincidencia de los puntos de monitoreo con las coberturas de 100 % de coincidencia para los dos grupos de predicciones.....	38
Figura 16. Cobertura de los tipos de uso de suelo presentes en las predicciones definitivas.....	39
Figura 17. Area cubierta por los distintos intervalos de altitud para las predicciones definitiva de BC y BS.....	40

Figura 18. Ocupación del uso de suelo y los intervalos de altitud por los "berrendos Chihuahuenses y "Sonorenses" durante los monitoreos en Chihuahua y Sonora.....	41
Figura 19. Comparación entre la predicción final y la depuración de la misma para BC.....	42
Figura 20. Comparación entre la predicción final y la depuración de la misma para BS.....	43
Figura 21. Comparación entre las coberturas de la "predicción definitiva depurada", la de "uso general" y la de "uso permanente para los "berrendos de Chihuahuenses" (BC).....	44
Figura 22. Comparación entre las coberturas de la "predicción definitiva depurada", la de "uso general" y la de "uso permanente para los "berrendos Sonorenses" (BS).....	46
Figura 23. Principales autopistas y ríos sobrepuestas a la "predicción de uso general" para BC (izquierda) y BS (derecha).....	47
Figura 24. Polígonos de las "predicciones de conectividad" para BC (izquierda) y BS (derecha).....	48
Figura 25. Detalle de la sobreposición de la "predicción de uso permanente" sobre la "predicción de conectividad" para BC (arriba) y BS (abajo).....	50
Figura 26. Polígonos de la "predicción final" para BC (arriba) y BS (abajo) resultado de la fragmentación por autopistas y ríos.....	48
Figura 27. Cobertura de los cinco polígonos de mayor tamaño resultado de la "predicción final" de BC.....	52
Figura 28. Cobertura de los cinco polígonos de mayor tamaño resultado de la "predicción final" de BS.....	52
Figura 29. Cobertura de los polígonos que constituyeron la "predicción final" de BC por estado.....	54
Figura 30. Cobertura de los polígonos que constituyeron la "predicción final" de BS por estado.....	55
Figura 31. Comparación entre la distribución reportada para el berrendo peninsular (Cancino et al 1994) y el polígono de la predicción final de BS que coincidió con ésta.....	56
Figura 32. Comparación de la distribución de las "predicciones finales" para BC y BS.....	57
Figura 33. Localización de los grupos en los polígonos de la predicción final para BC.....	58
Figura 34. Localización de los grupos en los polígonos de la predicción final para BS.....	58

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Datos generales sobre las áreas sobrevoladas en el estado de Chihuahua.....	27
Cuadro 2. Comparación en el número de grupos, el total de individuos, el promedio de individuos por grupo y la proporción de crías por hembra por localidad entre los distintos años de monitoreo en el estado de Chihuahua.....	29
Cuadro 3. Comparación entre los números totales de individuos reportados por Treviño (1978) y los que se obtuvieron en este estudio para el estado de Chihuahua.....	31
Cuadro 4. Comparación entre la proporción de crías por hembra reportada por Treviño (1978) y la que se obtuvo en este estudio para el estado de Chihuahua.....	31
Cuadro 5. Porcentaje de cobertura de los distintos tipos de uso de suelo presentes en el área sobrevolada en Sonora durante 1997 y 1998.....	31
Cuadro 6. Número de grupos y número total de individuos observados por cada año de monitoreo en el estado de Sonora.....	32
Cuadro 7. Número de datos de colecta del Museo Smithsonian que coincidieron con los intervalos de predicción de BC y BS.....	37
Cuadro 8. Áreas cubiertas por las cuatro predicciones derivadas del análisis para BC.....	45
Cuadro 9. Porcentaje de la disminución en el área entre las distintas predicciones de BC.....	45
Cuadro 10. Áreas cubiertas por las cuatro predicciones derivadas del análisis para BS.....	46
Cuadro 11. Porcentaje de la disminución en el área entre las distintas predicciones de BS.....	46
Cuadro 12. Área cubierta por los distintos usos de suelo adecuados para la permanencia de los "berrendos Chihuahuenses" (BC) en la "predicción final".....	51
Cuadro 13. Área cubierta por los distintos usos de suelo adecuados para la permanencia de los "berrendos Sonorenses" (BS) en la "predicción final".....	51
Cuadro 14. Intervalos de tamaño del área de los polígonos que constituyeron la "predicción final" de BC.....	51
Cuadro 15. Intervalos de tamaño del área de los polígonos que constituyeron la "predicción final" de BS.....	52
Cuadro 16. Área y perímetro cubiertos por la "predicción final" de BC por estado.....	53
Cuadro 17. Área y perímetro cubiertos por la "predicción final" de BS por estado.....	53

INTRODUCCIÓN

Actualmente la biodiversidad a escala global (Meffe y Carroll 1997a) y nacional (Ceballos y Navarro 1995) se encuentra en una etapa crítica. El acelerado crecimiento de la población humana ha generado que las formas "no naturales" de explotación de la vida silvestre hayan puesto en peligro un sinnúmero de especies (Lewis *et al.* 1990, Wilkie *et al.* 1992, Fa *et al.* 1995, Meffe y Carroll 1997a). Así, la ganadería, la agricultura, el crecimiento urbano, la cacería de subsistencia y furtiva, la introducción de especies exóticas, la tala para explotación maderera, entre otras, han desembocado en un fenómeno que muchos consideran como una de las extinciones masivas más aceleradas en la historia de la vida en la tierra (Wilson 1989, Myers 1990, Soulé 1991, Myers 1997).

Esto sin embargo ha contribuido a que, de ser considerada sólo como un estandarte estético, la biodiversidad haya pasado a formar parte importante del patrimonio de las naciones como una estrategia para su conservación (Callicot 1997, Mittermeier y Goettsch Mittermeier 1998). En este sentido, y debido a la importancia que ha adquirido como fuente de ingresos económicos para algunos estados de los Estados Unidos (Dalrymple 1994), el berrendo (*Antilocapra americana*) es susceptible a poder integrarse a este modelo en nuestro país. Esto es, formar parte de las especies de interés cinegético, con lo cual aumentaría su valor utilitario y, por consiguiente, sus probabilidades de conservación.

La distribución de esta especie se ha restringido de forma alarmante durante los últimos 80 años (González-Romero y Lafón-Terrazas 1993), por lo cual la realización de proyectos que permitan establecer planes de manejo con miras a conservarla y a aumentar tanto sus número poblacionales como su rango de distribución se han vuelto una prioridad para el Gobierno en México (INE 2000). El berrendo, como muchas especies carismáticas, puede ser utilizado como estandarte para la protección de su ecosistema y por ende funcionar como especie paraguas, esto es por medio de la cual se pueda obtener el apoyo tanto técnico como económico para proteger no únicamente sus poblaciones sino a las especies con las que cohabita (Meffe y Carroll 1997b). De esta forma, un gran

número de especies se pueden ver beneficiadas por su conservación. Es por lo tanto necesario conocer la situación del hábitat de la especie en nuestro país para entender cuáles son las posibilidades ecológicas y espaciales de la especie.

ANTECEDENTES

El berrendo

Origen del berrendo

El berrendo (*Antilocapra americana* Ord 1815) pertenece al orden Artiodactyla, familia Antilocapridae. Esta última ha sido dividida en dos subfamilias, los Mericodontinos, que aparecieron en el Mioceno medio, caracterizados por ser un grupo de ungulados cursoriales pequeños (7 a 30 Kg; Janis 1982) y gráciles (Frick 1937) que a su vez dieron origen a la subfamilia Antilocaprinae, igualmente gráciles pero de mayor tamaño (30 a 80 Kg; Janis 1982) altamente adaptados para aumentar su capacidad para correr (Frick 1937). Los Mericodontinos se extinguieron a finales del Mioceno, mientras que los Antilocaprinos radiaron exitosamente dando origen a al menos 13 géneros hasta el Pleistoceno tardío (O'Gara 1978).

Durante el Terciario tardío los Antilocápridos se adaptaron a habitar en los pastizales de América del norte (Webb 1977). Estos coexistieron en dichos hábitats con una gran diversidad de ungulados y depredadores, la mayoría de los cuales desaparecieron durante las extinciones del Pleistoceno tardío (Webb 1977, Kurtén y Anderson 1980, Stuart 1990). Dichas extinciones redujeron también el número de géneros de la familia de 14 a una sola especie, misma que existe hasta nuestros días (Kurtén y Anderson 1980). Sin embargo, la gran cantidad de depredadores que coexistieron con los representantes de la familia Antilocapridae, los condicionó a desarrollar hábitos y características que actualmente podrían resultar innecesarios como su gran capacidad cursorial, que les permite alcanzar velocidades de hasta 100 km/h (Kitchen 1974), cuando sus depredadores actuales distan mucho de lograr esas velocidades (Byers 1997). Las características

actuales del berrendo han sido descritas como "un documento histórico" (Williams 1992) de su evolución.

Situación actual del berrendo en México

La distribución actual de la especie se limita al Norte de América, desde Alberta, Canadá, los estados del centro y oeste de los Estados Unidos, y algunas localidades en los estados del norte-noroeste de la República Mexicana (O'Gara 1978, Hall 1981). Este intervalo está ocupado por cinco subespecies de berrendo (*A. a. americana*, *A. a. mexicana*, *A. a. peninsularis*, *A. a. oregona* y *A. a. sonoriensis*), de las cuales tres se encuentran en la República Mexicana. *A. a. sonoriensis*, que habita en el desierto del Pinacate, en Sonora, México, *A. a. peninsularis*, que se localiza únicamente en la Reserva de la Biosfera del Vizcaíno, en Baja California Sur, *A. a. mexicana*, que habita en el estado de Chihuahua y, tras una reintroducción de dos grupos provenientes de Nuevo México, EUA, en el Valle de Colombia, Coahuila (Pallares 1999).

Se calcula que, antes de la llegada de los españoles al Continente Americano, la distribución de la especie alcanzaba desde las planicies secas del norte del Valle de México, hasta los estados del norte del país donde eran sumamente abundantes (Leopold 1959; Figura 1). A principios del siglo XX, Nelson (1925) estimó que la población en México era de alrededor de 2,400 individuos después de haber visto reducida su distribución solamente a los estados de Coahuila, Chihuahua, Sonora, Baja California Norte y Sur. González-Romero y Lafón-Terrazas (1993), en un estudio realizado durante 1984, calcularon que únicamente quedaban en el país un máximo de 446 berrendos, lo que representó una disminución de casi 82 % en 60 años. Actualmente se estima que en el estado de Chihuahua hay alrededor de 560 individuos, en Coahuila cerca de 167, en Sonora 250 y en Baja California Sur 200 berrendos (INE 2000).

Debido a esta alarmante disminución, el berrendo está considerado como especie en peligro de extinción en nuestro país (Diario Oficial de la Federación 1994).

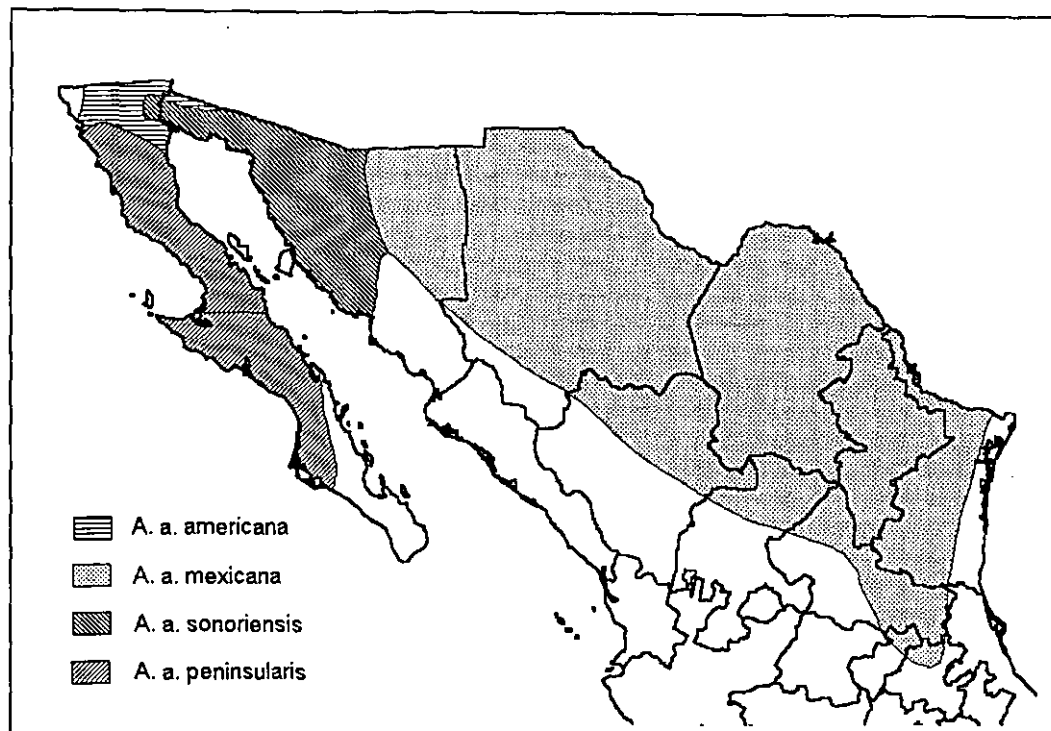


Figura 1. Distribución histórica del berrendo (*Antilocapra americana*) en México según Hall (1981).

Distribución hace treinta años del berrendo en Chihuahua y Sonora

Treviño (1978) analizó la estructura y la distribución de las poblaciones de berrendo en el estado de Chihuahua entre 1977 y 1978. Reportó diez localidades en el estado donde existían poblaciones de la especie (Figura 2). De las diez localidades únicamente Villa Ahumada (ver figura 2) no estaba dominada por pastizal, siendo el matorral desértico micrófilo la vegetación más conspicua. Reportó un total de 505 adultos y 56 crías en 1977, que se redujo a 489 adultos y 44 crías para el siguiente año. Las áreas con mayor número de animales fueron El Sueco, con un total de 204 berrendos en 1977 y 200 en 1978, seguido por Coyame con 94 y 87 para 1977 y 1978 respectivamente.

De las diez áreas reportadas por Treviño (1978), cinco mantienen en la actualidad poblaciones de la especie. El Cuervo, que en el presente trabajo se le denominó "Nuevo Casas Grandes", el Sueco, dividido en "El Sueco Norte", "El Sueco Sur", "El Coyamito" y "La Gregoria" (estos dos últimos corresponderían a

los dos puntos al sur de 5, el Sueco; figura 2) en este estudio, Tres Castillos que conservó el mismo nombre, Coyame, identificado aquí como "Tinajas Verdes y Tošesihua" y Camargo identificado como "La Perla". Para el área de El Berrendo, existen reportes de una población que se mueve a través de la frontera, mientras que para Villa Ahumada, Moctezuma, Julimes y Benavides, no existen en la actualidad poblaciones reportadas (Valdés, com. Pers.).

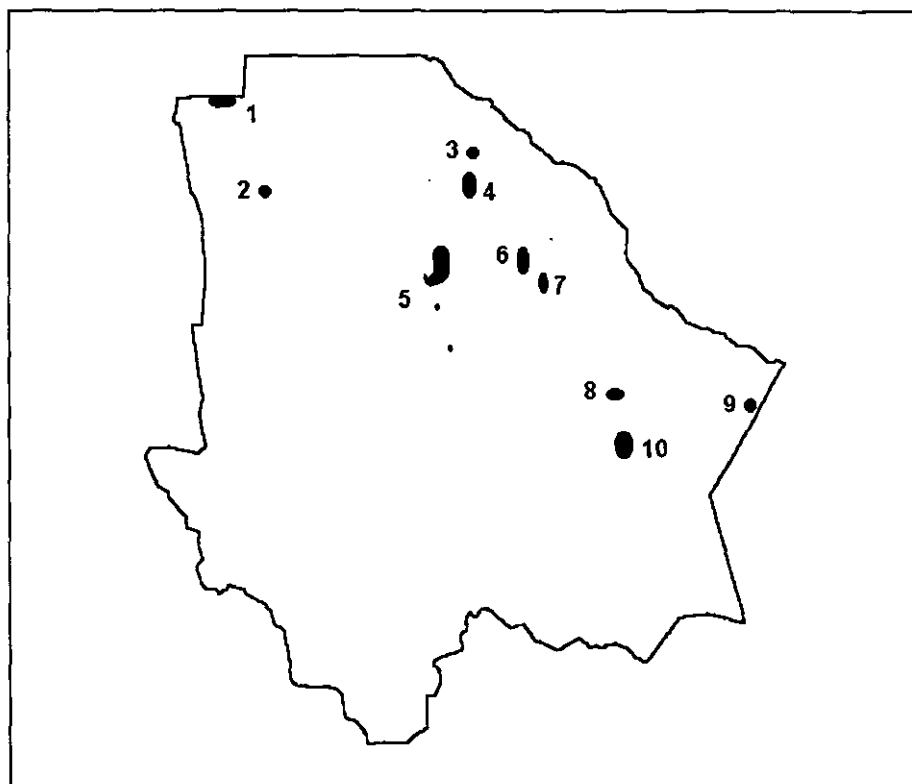


Figura 2. Mapa de las localidades en el estado de Chihuahua donde hace 30 años hubo poblaciones de berrendo. (1 = El Berrendo; 2 = El Cuervo; 3 = Villa Ahumada; 4 = Moctezuma; 5 = El Sueco; 6 = Tres Castillos; 7 = Coyame; 8 = Julimes; 9 = Benavides; 10 = Camargo). Reproducido de Treviño (1978).

La mayor proporción de crías por hembra en 1977 se dio en Coyame (Tinajas Verdes y Tosesihua para este estudio) con 0.39:1, seguida por Camargo (La Perla) con 0.18:1. El resto osciló entre los 0.10 y 0.14:1, salvo por El Berrendo y Villa Ahumada cuyos números fueron de 0.09 y 0:1 respectivamente. Al siguiente año la proporción bajó en términos generales salvo para Camargo y Julimes.

Treviño (1978) no reportó un tamaño de grupos promedio por localidad pero describió que éstos podían tener entre 3 y 15 individuos en otoño y entre 10 y 24 en primavera habiendo registrado un hato de 57 berrendos en el Sueco a mediados de febrero de 1978.

En lo que respecta al estado de Sonora, Phelps (1981a) describió los datos obtenidos en monitoreos realizados entre 1969 y 1978 por el National Park Service, el U.S. Fish and Wildlife Service, el Arizona Game and Fish Department, los tres de Estados Unidos y el Departamento de Fauna Silvestre de la SEDUE. Menos detallado que el reporte de Treviño (1981), describió dos poblaciones separadas por zonas de desarrollo agrícola y por asentamientos humanos (Figura 3). La población central, limitada al sur por la vía de ferrocarril que corría entre Puerto Peñasco y Caborca, y al norte por la frontera con Arizona, sumó un total de 38 avistamientos entre 1969 y 1978, mientras que en la población aislada, cerca de la costa de Puerto Lobos, sólo se muestrearon dos grupos, uno en 1971 y el otro hasta 1978.

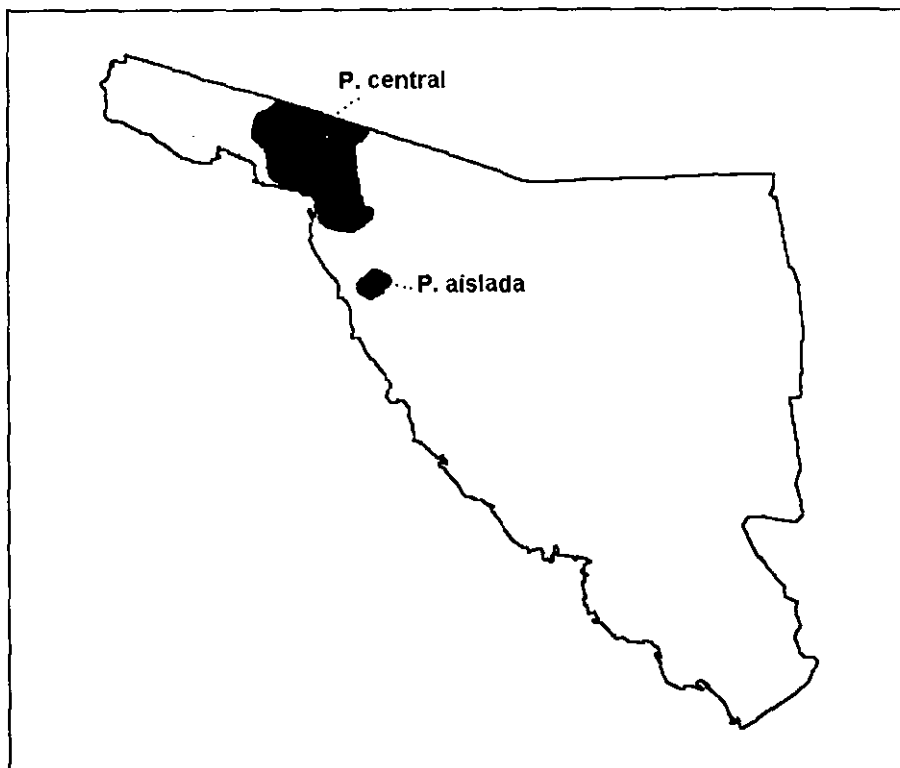


Figura 3. Mapa de la distribución del berrendo sonorense (*A. a. sonoriensis*) entre 1969 y 1978, donde destaca la extensión utilizada por la población central (P. central) y la de la población aislada (P. aislada). Reproducido de Phelps (1981a).

Requerimientos de hábitat del berrendo

Los requerimientos de hábitat de la especie han sido ampliamente caracterizados (Yoakum 1980, Carr 1981, Autenrieth 1983, Ockenfels *et al.* 1994, Cancino *et al.* 1995, Ockenfels *et al.* 1996, Lee *et al.* 1998), por lo que es posible identificar hábitats que utilizan por periodos largos, o de uso permanente, con fines reproductivos, de alimentación y de permanencia y zonas de paso que, aunque no resulten adecuadas para la especie, pueden formar parte de corredores o rutas de dispersión. Por consiguiente, se ha establecido que los berrendos ocupan de forma permanente áreas donde la vegetación mida menos de 60 cm de altura y represente un 50 % de la cobertura, lo que le confiere buena visibilidad para evitar a los depredadores y competidores (Barrett 1984, Ockenfels *et al.* 1994, Canon y Bryant 1997, Lee *et al.* 1998), pudiendo utilizar áreas con mayor densidad y altura de vegetación en los pasaderos (Ockenfels *et al.* 1994, Ockenfels *et al.* 1996). Los hábitats más frecuentados suelen ser planos o constituidos por lomeríos bajos, con una pendiente menor a 10 % para los sitios de permanencia y hasta de 20 % para los sitios de paso, con cuerpos de agua a una distancia aproximada de 6 km y una precipitación entre 20 y 28 cm por año (Yoakum 1980, Ockenfels *et al.* 1994, Ockenfels *et al.* 1996, Lee *et al.* 1998).

Los berrendos que se encuentran en los estados de Chihuahua y Coahuila, que corresponden a la subespecie *A. a. mexicana*, suelen estar asociados a los matorrales desérticos micrófilos y a los pastizales que caracterizan al desierto Chihuahuense (Treviño 1978, González-Romero y Lafón-Terrazas 1993), mientras que las subespecies de Sonora (*A. a. sonoriensis*) y de Baja California Sur (*A. a. peninsularis*) utilizan áreas de vegetación de suelos arenosos, vegetación halófila y matorrales micrófilos (Carr, 1981, Phelps 1981b, González-Romero y Lafón-Terrazas 1993).

En cuanto a sus requerimientos espaciales, el berrendo se caracteriza por ser altamente vágil, sobre todo en términos de movimientos estacionales determinados principalmente por las condiciones climáticas, por disturbios o por la disponibilidad de recursos (O'Gara 1978, Yoakum 1980, Autenrieth 1983, Ockenfels *et al.* 1994, Lee *et al.* 1998). Para llevar a cabo dichos movimientos

siguen las mismas rutas año con año (Ockenfels *et al.* 1994; Lee *et al.* 1998). En el caso de que los movimientos se vean afectados, las poblaciones tienden a reducir su rango y sus números por la falta de recursos en las épocas más extremas (Ockenfels *et al.* 1994). En este sentido, los cercos (fences, en inglés) han sido identificados como una de las principales limitantes para los movimientos de los berrendos (Oakley 1973, Yoakum 1980, Howard *et al.* 1983, Ockenfels *et al.* 1994, Ticer *et al.* 1999). Éstos se caracterizan por ser barreras para limitar los movimientos del ganado, contruidos con líneas horizontales continuas de alambre, generalmente de púas, distribuidas en cuatro a cinco niveles y sostenidas por pilotes de madera verticales separados por una distancia aproximada de 10 a 15 metros (Autenrieth 1983, Lee *et al.* 1998). Los berrendos no suelen saltar obstáculos, por lo que se ha reportado que cuando intentan pasar por encima de los cercos muere una gran cantidad de individuos (Autenrieth 1983, Lee *et al.* 1998). Ockenfels *et al.* (1994) determinaron que el rango mínimo de movimiento para la especie era de 22 Km², aún cuando Ticer *et al.* (1999) reportaron un promedio de 77 Km² en Arizona, EUA.

Por otro lado, Ockenfels *et al.* (1994) analizaron el efecto de distintos tipos de vías de comunicación en los movimientos del berrendo. Encontraron que por lo general las brechas, los caminos revestidos y las carreteras no constituyeron barreras para la especie, aún cuando procuraran mantenerse alejados de estos. Sin embargo, las autopistas representaron un obstáculo importante, ya que el efecto de barrera para el berrendo por las vías de comunicación estuvo determinado en función de la densidad de automóviles, siendo en estas muy alta (Ockenfels *et al.* 1994, Lee *et al.* 1998).

Los obstáculos naturales más característicos para el berrendo son las cadenas montañosas con pendientes mayores a 20 %, los cañones, los ríos y la vegetación en la cual la cobertura de árboles o arbustos altos sea mayor a 30 %, como el chaparral, los mezquitales y huizachales densos y los bosques (Yoakum 1979, Phelps 1981b, Autenrieth 1983, Ockenfels *et al.* 1994, Ockenfels *et al.* 1996, Lee *et al.* 1998).

Patrones de distribución de las especies

Los patrones de distribución de las especies han sido estudiados desde diversos puntos de vista (Lawlor 1996, Knick y Dyer 1997, Duncan *et al.* 1999, Gioia y Pigott 2000). Para poder explicarlos, sin embargo, es necesario entender el concepto de "Nicho", el cual fue descrito por Hutchinson (1957) como un "hipervolumen" en el que cada punto correspondía a un estado ambiental cuyas características tanto bióticas como abióticas permitían a la especie sobrevivir indefinidamente. Dicho hipervolumen estaba constituido por un número de variables ambientales cuyos valores eran óptimos para la especie. Este concepto confería a cada especie un valor único con respecto a las demás (Brown 1995), por lo que se infería que las especies que coexistían tendían a tener requerimientos distintos (MacArthur 1972). Sin embargo, considerando lo que se ha identificado como competencia interespecífica, Hutchinson (1957) aclaró que la especie generalmente no ocupaba la totalidad del nicho fundamental, sino únicamente lo que denominó el "nicho real" (realized niche) en donde ésta era competitivamente dominante.

En este contexto, la relación entre las condiciones ambientales y la localización de las especies ha sido estudiada como una forma de explicar los patrones de distribución de las mismas (Noss 1983, Brown 1995). Se ha establecido que la presencia o ausencia de una especie depende de la disponibilidad de parches de hábitat adecuado para la misma en el paisaje (Pulliam y Dunning 1997), el cual ha sido definido como un "mosaico de parches de hábitat a través del cual los organismos se mueven, se establecen, se reproducen y eventualmente mueren" (Forman y Godron 1986).

Sin embargo, la abundancia de las especies a lo largo de este mosaico de distribución no se da de manera uniforme, ya que generalmente se concentran en ciertas zonas y son menos abundantes en otras (Brown 1995). Esto depende de los requerimientos de nicho de cada especie, por lo que la mayor concentración de las mismas se ubica en los sitios donde existe lo que se ha definido como hábitats adecuados (Brown 1995). En este sentido, se han desarrollado modelos para describir las necesidades de hábitat de las especies con base en el concepto de

“nicho fundamental” definido por Hutchinson (1957), para identificar los factores que determinan su distribución (Brown 1995, Pulliam 2000).

Modelos predictivos de distribución de especies

Debido al deficiente conocimiento sobre la biodiversidad en general (Orians 1997; Raven y Wilson 1997) y la falta de fuentes de datos o la imprecisión de las bases existentes sobre la distribución de los ejemplares presentes en colecciones y museos (Bojórquez-Tapia *et al.* 1994), ha surgido la necesidad de desarrollar modelos que permitan, a partir de esta poca información, predecir la extensión y ubicación de hábitats con potencial para albergar poblaciones de especies de interés (Carrol *et al.* 1999, Manel *et al.* 1999, Peterson *et al.* 1999, Cowley *et al.* 2000). En muchos casos, esto se ha abordado en sentido inverso, esto es, que con base en los requerimientos tanto físicos como fisiológicos de dichas especies, se “buscan” áreas adecuadas para su manejo (Smith *et al.* 1998). Como es de esperarse, estos métodos tienden a verse limitados por la falta de información sobre los requerimientos de hábitat de la mayoría de las especies y por su limitada capacidad de predicción.

En este sentido, Pulliam (2000) desarrolló un modelo basado en la descripción del nicho fundamental de Hutchison (1957) a la cual añadió ampliaciones posteriores de dicho concepto, como las limitaciones de dispersión de la especie (Clark *et al.* 1998) y la dinámica metapoblacional de fuentes y resumideros (Pulliam 1988). Mediante este modelo pretendió evaluar la efectividad del concepto de “nicho fundamental” para predecir la distribución de las especies. Sin embargo, sus resultados mostraron que en muchos casos, lo que por medio de este concepto podía ser definido como “hábitat adecuado” para la especie, no siempre estaba ocupado por la misma. Atribuyó esto a la dificultad para definir qué constituye un hábitat adecuado para la especie estudiada y qué no, por lo que resaltó la necesidad de estudiar las condiciones ambientales de las localidades en las cuales las poblaciones tienden a ser más exitosas para poder alcanzar un entendimiento más profundo de las interacciones poblacionales y una mayor capacidad de predicción.

Considerando el inmenso esfuerzo que implicaría conocer en campo los requerimientos de hábitat de cada especie, se han creado herramientas que han demostrado ser más precisas para predecir la distribución de las mismas. Muchas de éstas han basado su funcionamiento en relacionar los datos de presencia-ausencia de las especies con las variables ambientales en dichas localidades (Carroll *et al.* 1999, Manel *et al.* 1999, Cowley *et al.* 2000). Entre los métodos más utilizados se encuentran los “análisis discriminatorios” (discriminant analysis, DA) y la “regresión logística” (Logistic regresión, LR; Osborn y Tigar 1992, Austin y Meyers 1996, Carroll *et al.* 1999, Manel *et al.* 1999, Cowley *et al.* 2000). Los DA basan su funcionamiento en crear combinaciones lineales de las variables ambientales que mejor discriminen entre las localidades que tengan presencia o ausencia de cada especie hasta que se obtenga la combinación que más coincida con la realidad (Manel *et al.* 1999). Por su parte, la LR relaciona los datos de abundancia de cada especie analizada con las variables ambientales para calcular la probabilidad de presencia/ausencia de la misma desplegando el resultado como un gradiente de probabilidad de que se encuentre la especie (Manel *et al.* 1999). Para este modelo es necesario determinar de antemano cuáles son las variables ambientales que condicionan la selección de hábitat para la especie (Carroll *et al.* 1999).

Cumming (2000) aplicó ambos modelos a datos de distribución de una especie de garrapata (*Amblyomma hebraeum*) que se distribuye por debajo de los 8° S en el Continente Africano. En este estudio comparó dichos modelos y buscó determinar a partir de qué tamaño de muestra se podía tener resultados adecuados. Basó la predicción en datos ambientales como temperatura, precipitación pluvial y elevación. La regresión logística fue más precisa que el análisis discriminatorio aún cuando las diferencias entre ambos fueron bajas (93.2 % para LR y 91.5 % para DA). Determinó el tamaño mínimo de muestra para la regresión logística en 300 datos para tener una precisión de 0.86 de AUC (área bajo la curva, “area under the curve”).

Generalmente, la precisión de la predicción que arrojan dichos métodos es corroborada mediante programas de Sistemas de Información Geográfica, por

medio del conteo de celdas en formato "raster" en las cuales las predicciones coinciden con la presencia de la especie. Los valores de predicción ocupan un rango entre 0 y 1, siendo 0.5 en algunos de los casos una probabilidad suficiente para predecir la presencia de la especie (Manel 1999), lo cual es identificado como valor "positivo". La ausencia de la especie, o valor "negativo", es igualmente predicha. El éxito predictivo del modelo se evalúa con respecto a la proporción de resultados (a) positivos verdaderos; (b) negativos verdaderos; (c) positivos falsos y (d) negativos falsos (Manel 1999, Cumming 2000).

Manel *et al.* (1999) hicieron una comparación similar pero incluyendo un modelo menos conocido y más reciente, las Redes Neuronales Artificiales (Artificial Neural Network, ANN; Lek *et al.* 1996). Este fue obtenido a partir de la modelación de la estructura y funcionamiento del cerebro, y se caracteriza por su habilidad para "aprender". Esto se logra a partir de la modificación de los parámetros internos de salida hasta alcanzar el resultado idóneo que, en este caso, se traduce en el éxito en la predicción. ANN predijo un número significativamente mayor de celdas que la LR, aunque en promedio para todos los métodos el éxito de predicción fue alto (82 % para LR, 86 % para DA y 94 % con ANN). Manel *et al.* (1999) no encontraron ventajas significativas entre un método y otro.

Un método que ha probado su eficiencia en predecir la distribución de especies cuyos datos generalmente provienen de colecciones en donde no se especifica la ausencia o su abundancia, ha sido desarrollado por David Stockwell (Stockwell y Noble 1991). Este es un algoritmo genético conocido como GARP (Genetic Algorithm for Rule-set Prediction) que retoma el concepto de nicho fundamental (Hutchinson 1957) integrando los métodos hasta ahora descritos y otros como BIOCLIM (Nix 1986) para identificar las áreas del paisaje que se encuentran dentro o fuera del nicho de la especie estudiada. El algoritmo evalúa las correlaciones entre la distribución de la especie, obtenida a partir de datos puntuales georreferenciados de la misma, y una serie de características ambientales. Como sistema de "inteligencia artificial", funciona de forma similar a las redes neuronales (ANN) por el hecho de que, tras cada repetición, emplea una

serie de reglas (regresión logística, BIOCLIM, etc., ver Material y Métodos), las evalúa, las aplica, y las incorpora o las desecha tras analizar la precisión de la predicción obtenida a partir de éstas. La evaluación la hace con respecto al número de celdas seleccionadas (640 para el caso de México) que corresponden a la extensión del área de estudio que se ha elegido. Esto se repite al menos por 1000 iteraciones (repeticiones) o hasta que la suma de reglas no tenga ya ningún efecto apreciable en el modelo.

Peterson y Cohoon (1999) evaluaron el número de variables ambientales mínimo requerido por el modelo para tener una precisión adecuada de predicción a partir de datos de tres especies de aves en los Estados Unidos. Sistemas como BIOCLIM (Nix 1986) pueden "sobrepredicir" cuando se aumenta el número de variables. En el caso de GARP, Peterson y Cohoon (1999) encontraron que esto no sucedía, además de que determinaron que la precisión aumentaba significativamente al aplicar de una a cinco variables, pero este aumento disminuyó considerablemente a partir de este número. De todas las variables que aplicaron (Zonas habitadas, tipos de suelo, temperatura media anual, precipitación anual, tipos de vegetación, clases de vegetación, áreas inundadas y ecosistemas mundiales), la temperatura media anual tuvo el mayor éxito predictivo a nivel individual para las tres especies.

Peterson *et al.* (1999) utilizaron el GARP con la finalidad de demostrar que en los procesos naturales hay una "conservación" (conservatism) del nicho, por lo que tiende a cambiar pero a un ritmo muy lento. Esto se relaciona con que la capacidad de adaptación de las especies es generalmente más lenta que la tasa de extinción cuando éstas se encuentran fuera del nicho fundamental, por lo que, según estos autores, la especiación se da antes de que sucedan cambios fundamentales en el nicho. Utilizaron la división que produce el Istmo de Tehuantepec, que atraviesa los estados de Veracruz y Oaxaca en México, como una barrera geográfica. Identificaron 21 pares de especies "hermanas" de aves, entendiendo por esto que el nicho de ambas variaba poco, 11 de mamíferos y 5 de mariposas. De cada par, una de las especies se encontraba al este y la otra al

oeste del Istmo. De los 37 pares de taxa, 32 de los de la porción este y 26 de las del oeste predijeron de forma significativa la distribución de sus "hermanas".

Los modelos predictivos como herramientas para conocer la disponibilidad de hábitat para las especies

Los modelos predictivos pueden ser de suma importancia en determinar situaciones como del efecto del cambio climático en especies animales (Peterson *et al.* en prensa), así como en la toma de decisiones para conservación (Pulliam 2000).

En lo que se refiere al análisis de la disponibilidad de hábitat para especies de mamíferos mayores, los esfuerzos en gran medida se han concentrado en hacer evaluaciones de hábitat en áreas pequeñas elegidas ya sea de manera empírica o por que la especie las ocupa (White 1957, Yoakum 1980, Hansen 1990, Ockenfels *et al.* 1996, Smith *et al.* 1998). Este método puede ser utilizado a escala regional cuando se tiene bien ubicada la región de análisis (Smith *et al.* 1998). Sin embargo, cuando se busca trabajar a escala estatal o mayores, resulta muy poco eficiente. Los modelos predictivos se convierten en una opción muy práctica y efectiva para identificar zonas con potencial para albergar dichas especies (Guisan y Zimmermman 2000).

Mladenoff *et al.* (1995) aplicaron un modelo de regresión logística para predecir la disponibilidad de hábitat para el lobo gris en dos estados del norte de E.U.A. Los resultados mostraron que la zona ocupada por la especie se encontraba fuertemente fragmentada, mientras que en el otro estado, había una gran disponibilidad de hábitat que apenas empezaba a ser colonizada.

La mayor parte de los estudios de predicción se han basado en crear modelos espaciales de hábitat para una especie (Adamus 1995, Li *et al.* 1997, Carrol *et al.* 1999, Cowley *et al.* 2000, Gough y Rushton 2000), mientras que pocos los han enfocado desde una perspectiva más aplicada. En términos de conservación y manejo resulta fundamental conocer la disponibilidad real de hábitat de especies de interés a escala nacional. Las herramientas como los modelos predictivos tienen el potencial de simplificar el esfuerzo obteniendo

resultados sumamente precisos (Manel *et al.* 1999, Peterson y Cohoon 1999, Cumming 2000).

En este sentido, el algoritmo genético GARP aparece como una poderosa opción para determinar la extensión real de hábitat adecuado para especies de mamíferos mayores basándose en identificar la extensión del nicho fundamental (Stockwell y Noble 1991). El berrendo en México ha visto limitada su distribución por una gran cantidad de factores (González-Romero y Lafón-Terrazas 1993) entre los que se pueden identificar algunos que no afectan directamente al nicho, como la cacería furtiva o la presencia en el pasado de especies animales portadoras de enfermedades infecciosas para el berrendo (Mladenoff *et al.* 1995).

Considerando la situación tan precaria del berrendo en México, con un máximo estimado de 1200 individuos a nivel nacional (INE 2000), es de suma importancia conocer la extensión real de hábitat adecuado para la especie en nuestro país y el grado de fragmentación, para determinar las posibilidades de manejo y recuperación de la especie en México.

OBJETIVOS

Objetivo general

Analizar la distribución geográfica del berrendo (*Antilocapra americana*) y determinar la disponibilidad potencial del hábitat para la especie en México.

Objetivos particulares

- 1.- Recopilar la información sobre la localización (ubicación en coordenadas geográficas) y estructura de edades de los grupos de berrendo en México y formar una base de datos georreferenciados de los mismos.
- 2.- Modelar la distribución del nicho fundamental del berrendo usando el "Genetic Algorithm for Rule_set Prediction" (GARP).
- 3.- Depurar la distribución modelada del nicho fundamental con respecto a otros parámetros ambientales (topografía y uso de suelo) con base en los requerimientos de la especie.
- 4.- Analizar la fragmentación del hábitat disponible para la especie.
- 5.- Determinar la disponibilidad de hábitat potencial para el berrendo en México y por estado de la República.

MATERIAL Y MÉTODOS

Monitoreos y toma de datos

Para obtener los datos de ubicación de los grupos de berrendo se recopilaron reportes de monitoreos realizados únicamente por transectos en avioneta (Johnson *et al.* 1991) de la especie en México. Se recopiló la información de vuelos realizados en los estados de Chihuahua y Sonora, sin tener la oportunidad de acceder a la información de la Reserva del Vizcaíno, en Baja California Sur. La información de Chihuahua fue proporcionada por Unidos Para la Conservación, A.C. a partir de monitoreos aéreos realizados desde 1997 a 2000. En todos estos años de sobrevuelos participó el Biólogo Manuel Valdéz y la piloto Sandy Lanham y, durante el monitoreo realizado en el año 2000, también participó el autor.

Para el estado de Sonora los datos fueron colectados por personal de la Dirección General de Vida Silvestre (DGVS) del Instituto Nacional de Ecología (INE) de la SEMARNAP durante 1997 y 1998, y nos fueron proporcionados por autorización del Director de dicha entidad, el M.V.Z. Felipe Ramírez.

Todos los muestreos se llevaron a cabo en otoño ya que es la época durante la cual empiezan a formarse los grupos mixtos, generalmente más grandes que los grupos genéricos (Byers 1997) lo que hace más fácil su localización.

En todos los casos se utilizó una avioneta Cessna 186 con la cual se sobrevolaron las áreas de las que se tenían registros previos de berrendos. Cada día se voló a partir de las 6:30 de la mañana hasta cerca de las 11:00 AM, estos fueron considerados como vuelos largos y desde las 3:30 PM hasta las 6:30 PM, como vuelos cortos. Por la duración del combustible, el tiempo máximo para cada vuelo fue de 4:30 horas, que correspondió a los vuelos largos y que abarcaron hasta 500 Km², mientras que los vuelos cortos, limitados por la duración de la iluminación adecuada, duraron un máximo de tres horas cada uno para 250 Km². Los horarios de vuelo estuvieron sujetos a la necesidad de aprovechar la reflexión del sol con una luz tenue que permitiera distinguir claramente a los berrendos del

resto de los elementos del paisaje. Sobre cada área a sobrevolar, el avión, tripulado por el piloto y dos observadores, recorrió varios transectos (Figura 4).

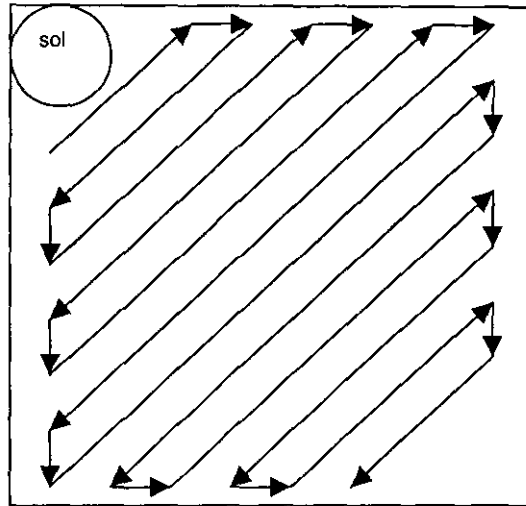


Figura 4. Patrón de vuelo para el monitoreo de berrendos utilizado durante los monitoreos realizados en Chihuahua y Sonora.

Ambos observadores así como el piloto mantuvieron la vista del lado contrario al sol, pudiendo voltear ocasionalmente hacia el lado opuesto. La búsqueda por lo tanto se concentró del lado en el cual el sol reflejaba sobre el cuerpo de los animales haciendo más fácil su identificación. Se ha demostrado que este método es bastante confiable siempre y cuando se intensifique el esfuerzo de muestreo en zonas de menor densidad de berrendos (Allen y Samuelson 1982) además de ser mucho más costeable que otros métodos aéreos como el de cuadrantes por helicóptero (Pojar y Guenzel 1999).

Los grupos que se encontraron fueron registrados por ambos observadores en formatos que incluían la fecha, las horas de inicio y de término, el área a volar, las condiciones climáticas, así como las clases de edad (Crías, hembras juveniles, machos juveniles, hembras adultas, machos adultos e indeterminados), el número de individuos observados para cada clase de edad y las coordenadas geográficas del grupo en Latitud-Longitud. Se incluyeron además los puntos de inicio y de término de los transectos y los extremos de las áreas.

Cabe señalar que la subespecie presente en Chihuahua (*Antilocapra americana mexicana*) suele encontrarse más asociada a zonas de pastizal natural

(Treviño 1978, González-Romero y Lafón-Terrazas 1993), mientras que la que se encuentra en Sonora (*A. a. sonoriensis*) habita zonas mucho más áridas con vegetación de suelos arenosos y matorrales xerófilos (Carr 1981, González-Romero y Lafón-Terrazas 1993). Por otro lado, se han reportado diferencias importantes en ciertas pautas conductuales entre las dos subespecies, condicionadas en gran medida a la situación ambiental a la que se encuentran sujetas (Phelps 1981b, González-Romero y Lafón-Terrazas 1993). Es por esto que, para diferenciarlas, se decidió identificar a la subespecie de Chihuahua como "berrendos Chihuahuenses" (BC) y a la de Sonora como "berrendos Sonorenses" (BS).

Se hicieron comparaciones demográficas entre los datos obtenidos durante estos monitoreos y los tomados por Treviño (1978).

Elaboración de una base de datos

Se creó una base de datos en Access 2000 en la cual se vaciaron los datos demográficos, de ubicación y temporales por cada estado resultantes de los monitoreos antes mencionados. Se diseñó una consulta con la finalidad de transformar las coordenadas de los grupos a grados decimales para posteriores análisis. Igualmente, las tablas resultantes de la base de datos se guardaron en formato de D-Base IV para poder visualizar los datos puntuales de los monitoreos por estado en el programa de SIG, Arcview 3.2 (ESRI 1999a).

Aplicación del algoritmo genético GARP para modelar la distribución de la especie

Las coordenadas de la localización de los grupos, ya en formato de grados decimales, fueron copiadas y pegadas a la página del San Diego Super Computer Center (<http://biodiversity.sdsc.edu/cgi-bin/findir.cgi?screen.cgi>) para realizar las predicciones por separado para BC y para BS. Estas se llevaron a cabo mediante el uso del algoritmo genético conocido como "Genetic Algorithm for Rule-set Prediction" o GARP (Stockwell y Noble 1991, Stockwell 1999).

Los algoritmos genéticos, implementados por primera vez por John Holland (1975), basan su funcionamiento en resolver problemas de forma análoga a como los organismos evolucionan. Esto se traduce en un programa de computadora en el que se definen soluciones potenciales a un problema, las cuales son evaluadas y modificadas después de cada repetición hasta llegar a una solución "óptima".

Con base en este principio, el algoritmo (GARP) funciona a partir de una serie de "reglas", descritas como "modelos inductivos" (inferential models), y que pueden estar determinadas por variables puntuales en las cuales se encuentra la especie (atomic rules), por rangos que definen la presencia de la especie (BIOCLIM rules), por rangos en los cuales no se puede encontrar a la especie (Range rules) o por regresiones lógicas en las cuales se evalúa la significancia de la probabilidad de presencia de la especie, si dicha significancia es mayor a un valor establecido (entre 0 y 1) entonces la presencia de la especie es posible (Logit rules).

Estos modelos difieren de los matemáticos en el hecho de que funcionan por inferencias lógicas en vez de por cálculos matemáticos. Por consiguiente la forma de dichas "reglas" puede ser descrita como:

Dado que A implica B, cuando A es cierto, entonces se predice B.

"A" se define como la precondition, determinada por las variables que coinciden con la presencia de la especie, como serían los tipos de vegetación, intervalos de altitud, de precipitación, etc., y "B" sería la conclusión o predicción.

En los Sistemas de Información Geográfica el formato "raster" está constituido por "celdas" a las cuales se les asigna el valor de las variables antes mencionadas. La probabilidad de ocurrencia de una especie, $P(A)$, es calculada a partir del número de celdas en las cuales se encuentra la especie ($\#A$), definido como el "evento" y, en este caso, obtenido a partir de los puntos de monitoreo, dividido por el número de celdas que conforman la precondition.

Por consiguiente $P(A) = \#A / n$; donde n es el número total de celdas. GARP calcula la probabilidad de ocurrencia de la especie a partir de una serie de

variables como topografía, vegetación, precipitación y temperatura con base en la coincidencia de A en el intervalo que las define (Figura 5).

X			
X			X
		X	

Figura 5. Matriz que ejemplifica la presencia de la especie, representada por el símbolo "X", en una precondition que puede ser el tipo de vegetación, el intervalo de altitud, etc.

El resultado del cálculo de la probabilidad es un valor entre 0 y 1. Esto se debe a que la probabilidad dependerá del grado de coincidencia entre la distribución de la especie y la precondition. En la figura 6 se muestran cuatro casos. En el caso 1 ambas coinciden al 100 % por lo que la probabilidad de que a partir de A se prediga B es de 1. En el caso 2 la probabilidad es de 0. El 3 representa un porcentaje bajo de coincidencia por lo que la probabilidad será de 0.2 (aproximadamente) mientras que en el 4 la probabilidad será mucho mayor sin llegar a 1.

Esto se hace con todas las variables que son elegidas para definir la extensión del nicho fundamental de la especie, por lo que, el resultado de cada predicción puede variar con respecto a las demás.

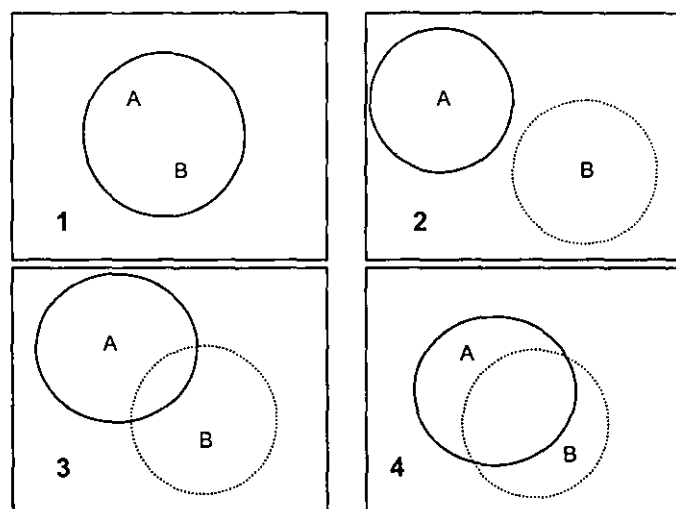


Figura 6. Coincidencia entre la precondition y la distribución de la especie. En (1) la probabilidad de que A prediga B es de 1 (100%), en (2) es de 0, en (3) es de aproximadamente 0.2 y en (4) es de alrededor de 0.7.

Las predicciones, que aparecen como una combinación de números en la pantalla superior de la página de web ("1" para las celdas donde se predijo la presencia, "0" para los sitios donde no puede estar y "9999" para los valores nulos), fueron copiadas y guardadas como archivo de texto con salto de líneas, para posteriormente ser exportadas al programa de SIG.

Para modelar el nicho fundamental de la especie se decidió utilizar los datos obtenidos a partir de los monitoreos aéreos de los últimos años realizados en los estados de Chihuahua y Coahuila, ya que los datos que se obtuvieron de los ejemplares de colecciones (Colección Mastozoológica del Museo Smithsonian, Colección de Mamíferos del Museo de Historia Natural de la Universidad de Kansas, Colección Nacional de Mamíferos, Instituto de Biología, UNAM, estos dos últimos a través de una revisión por medio del Species Analyst de la Universidad de Kansas) resultaron nulos o carecieron de la localización geográfica de los sitios de colecta siendo generalmente las referencias a éstos poco precisas.

Se ha comprobado que las colectas tienden a estar sesgadas a localidades cercanas a las carreteras y brechas así como a las ciudades (Bojorquez-Tapia *et al.* 1994, Navarro-Sigüenza 1998) siendo poco probable determinar si los colectores siguieron un mismo método de muestreo. Por otro lado, las colectas de berrendos se vieron limitadas desde que, en 1922, el presidente de México Álvaro Obregón decretó la veda permanente para la cacería de los mismos la cual, hasta la fecha, se ha mantenido (INE 2000). Este tipo de disposiciones complican la colecta pues tienden a limitarla a los ejemplares que se encuentren muertos. Por el contrario, el sesgo que se puede obtener con el método de monitoreo aéreo se traduce en no ubicar un máximo de 30 % de la población en zonas de baja densidad (Pojar y Guenzel 1999), con la ventaja de que no se limita a zonas con mayor accesibilidad, sino que por el contrario, permite recorrer las áreas menos asequibles. A esto hay que añadirle que, por su situación de conservación y su importancia a nivel nacional, la localización de las poblaciones de berrendo en nuestro país se tiene bien identificada (INE 2000). Debido a estos factores, se consideraron los datos de los monitoreos recientes como más adecuados para los

objetivos de este proyecto que los de las colecciones, generalmente poco precisos (Bojórquez-Tapia *et al.* 1994).

Las predicciones para los berrendos chihuahuenses y para los sonorenses se realizaron por separado tomando en cuenta que dichos grupos se encuentran aislados además de que, como se mencionó anteriormente, se ha establecido que el hábitat es distinto entre los mismos. Se llevaron a cabo diez predicciones para cada uno, con la finalidad de poder combinarlas para determinar un gradiente de probabilidad de presencia de la especie así como para obtener una predicción consenso identificada como "predicción definitiva".

Análisis de los datos

Obtención de la cobertura de predicción definitiva:

En el programa de SIG, Arcview 3.2 (ESRI 1999a), se crearon dos vistas, una para BC y una para BS, en las que se incluyeron los temas (mapas digitalizados) en formato vectorial (shapefile) de uso de suelo, división política de México y curvas de nivel, que se encuentran disponibles en la página de web de CONABIO. Se importaron las predicciones correspondientes, a partir de las cuales se obtuvieron temas en formato "raster" (gridfile) de cada una. Las tablas con los datos de los monitoreos en formato D-Base VI fueron incluidas al proyecto como coberturas puntuales ("puntos de muestreo").

Con el comando "map calc" se sumaron las diez predicciones por grupo monitoreado (BC y BS), obteniendo como resultado un tema para cada uno con un máximo de diez valores o coberturas que representaron los porcentajes de coincidencia de las predicciones, así como un gradiente de probabilidad de encontrar a la especie. Por consiguiente, el valor "1" de dicho tema correspondió al área donde sólo se encontraba una de las diez coberturas (0.1 de probabilidad), el valor "2" donde coincidieron dos de éstas (0.2 de probabilidad), y así sucesivamente. A partir de este tema, mediante el comando de "Query" se generaron los temas por porcentaje de coincidencia. Se obtuvieron diez temas para BC y diez para BS, en un rango de 0.1 a 1, 0.2 a 1, etc, hasta la cobertura de sólo 1 de probabilidad (donde las diez predicciones coincidieron). Por medio de la

función del Spatial Analyst (ESRI 1999b) "Reclass", se reclasificaron las coberturas de cada tema para obtener un solo valor. Cada porcentaje fue sobrepuesto con los puntos de muestreo para elegir el que los incluyera a todos con lo cual se obtuvo la "predicción definitiva". En ambos casos la cobertura más precisa (1 de probabilidad) englobó a todos los puntos de monitoreo.

Con la finalidad de evaluar el éxito de predicción, se obtuvieron 50 datos de colecta de la Colección Mastozoológica del Museo Smithsonian, provenientes de los estados de Baja California Sur, Norte, Sonora, Chihuahua y Tamaulipas, 15 de la subespecie *Antilocapra americana mexicana*, 30 de *A. a. peninsularis* y 5 de *A. a. sonoriensis*. 41 de estas colectas se realizaron entre 1899 a 1914, uno en 1932, 4 en 1969 y tres no tuvieron fecha. Ninguno de estos datos tuvo asociado las coordenadas de la localidad de colecta y, para muchos de estos los colectores sólo hicieron referencia a los poblados cercanos. Las localidades fueron buscadas en la página de web <http://www.calle.com>, donde se obtuvieron las coordenadas geográficas de los poblados, sierras y ranchos asociados a los datos de colecta. Estos datos fueron sobrepuestos a los mapas de probabilidad de BC y BS

Esta cobertura por estado fue transformada a formato vectorial para usarla como molde para recortar según su perfil el tema de uso de suelo. Esto se llevó a cabo por medio del comando "clip" derivado del "Geoprocessing Wizard".

Para poder llevar a cabo el mismo procedimiento con el tema de "curvas de nivel" fue necesario hacer un clip entre éste y las predicciones definitivas, obteniendo así un tema constituido por "Líneas" para cada caso. Posteriormente, para convertir las coberturas de líneas a "polígonos" se aplicó a cada uno la función "Assign proximity" a partir de la cual se obtuvo un tema por estado en formato "raster" (gridfile) en el cual al área vacía entre las curvas de nivel le fue asignado el valor de la curva más cercana. Posteriormente dicho tema fue transformado a formato "shapefile" (vectorial) para poder "recortarlo" mediante un "clip" usando como molde la predicción definitiva de cada entidad, con lo cual se obtuvieron los temas de intervalos de altitud compuestos por polígonos en vez de líneas.

A partir de éstos, se obtuvieron las gráficas del área en kilómetros cuadrados que abarcó cada tipo de uso de suelo así como cada intervalo de altitud en las "predicciones definitivas".

Finalmente, se realizó un "clip" entre las predicciones definitivas de BC y BS para determinar el solapamiento entre ambas y evaluar si los berrendos usan de manera diferenciada el hábitat o si la disponibilidad de éste es la misma para ambas.

Depuración de la "predicción definitiva":

Para depurar la "predicción definitiva", se definieron dos tipos de predicciones, la primera en la cual sólo se conservaron los tipos de vegetación e intervalos de altitud en los cuales los berrendos pudieran permanecer para reproducción, protección de las crías, etc. que fue denominada "predicción de uso permanente", y la segunda que incluyó coberturas de uso de suelo e intervalos de altitud que pudieran ser utilizados por la especie como sitios de paso, llamada "predicción de uso general". Por consiguiente la predicción de uso permanente abarcó un área menor a la segunda.

Se realizaron las "predicciones de uso general" calculando las pendientes mayores a 20% y eliminando los cerros y laderas mayores a este porcentaje. Se hizo posteriormente un "clip" entre éstos y los temas de uso de suelo recortados con las "predicciones definitivas" de BC y BS para así eliminar las barreras físicas de dichos temas. Posteriormente se eliminaron los tipos de uso de suelo que no coincidían con los requerimientos de la especie, tales como todas las variedades de bosque así como el "mezquital huizachal", los "palmares", la "vegetación de galería", el "popal y tular", las "ciudades importantes", los "cuerpos de agua" y el "chaparral" (Ockenfels *et al.* 1994). El resto de los tipos de matorrales desérticos fueron mantenidos ya que pueden ser utilizados como sitios de paso por la especie y hasta de alimentación (Ockenfels *et al.* 1994).

Para determinar la "predicción de uso permanente", se identificaron los tipos de uso de suelo y los intervalos de altitud en los cuales se encontraron los puntos de monitoreo así como la cantidad de grupos de berrendos que se ubicaron en

cada uno de éstos. Paralelamente, se calcularon las pendientes mayores a 10% descartando las barreras topográficas mayores a este porcentaje. Se hizo igualmente un "clip" con el uso de suelo recortado y se conservaron únicamente aquellos tipos de uso de suelo que coincidieron con los puntos de monitoreo. En el caso de BS, se mantuvo la "vegetación halófila y gipsófila" ya que se ha reportado que es utilizada por las subespecies de desierto (Carr 1981, González-Romero y Lafón-Terrazas 1993).

Análisis del estado de fragmentación y conectividad en la

"predicción de uso general":

Para determinar el estado de fragmentación y, por consiguiente, conocer la conectividad entre las poblaciones existentes y entre las zonas potenciales, a partir de las "predicciones de uso general" se unieron todos los polígonos de uso de suelo que compartieran límites. El resultado fue una serie de polígonos continuos separados por barreras geográficas o simplemente distanciados entre sí. Se calcularon las áreas de cada uno de estos polígonos eliminando los que abarcaron menos de 22 km², definido por Ockenfels *et al.* (1994) como el rango hogareño mínimo para los individuos de la especie.

A continuación, se "cortaron" dichos polígonos según el contorno de las autopistas y los ríos (obtenidos de los temas de ESRI incluidos en el programa de Arcview 3.2.), definidos como factores determinantes para la fragmentación del hábitat de los berrendos (Yoakum 1980; Autenrieth 1983; Ockenfels *et al.* 1994; Lee *et al.* 1998). Una vez más, se calcularon las áreas de los polígonos derivados del "corte" para eliminar aquellos menores a 22 km².

Al tema resultante se le hizo un clip con la "predicción de uso permanente" para identificar los polígonos que no tuvieran el hábitat de permanencia necesario para la supervivencia de la especie. Estos polígonos fueron eliminados. De esta forma, se obtuvo el número definitivo de polígonos aislados adecuados para la especie en México, a la cual se le dio el nombre de "predicción final".

Se calculó el área que ocupó cada "predicción final" por estado y se evaluó el grado de solapamiento entre la predicción final de BC y la de BS.

RESULTADOS

Monitoreos y toma de datos

Chihuahua:

Para el estado de Chihuahua se obtuvieron datos de sobrevuelos de 1997 a 2000, los cuales sumaron un total de 144 grupos observados en 8 localidades distintas.

Entre las áreas monitoreadas en el estado de Chihuahua se definieron tres grupos: (1) donde la vegetación principal fue el pastizal natural (PN), como es el caso de El Sueco Sur; (2) las que estuvieron dominadas por matorral desértico micrófilo (MDM), entre las que se encontraron El Sueco Norte, Tinajas Verdes y Tosesihua, Tres Castillos y La Perla; y (3) las que tuvieron una proporción similar de MDM y de PN, como El Coyamito, Nuevo Casas Grandes, y La Gregoria (Cuadro 1).

Cuadro 1. Datos generales sobre las áreas sobrevoladas en el estado de Chihuahua. (T. Verdes Toses. = Tinajas Verdes y Tosesihua, Nvo. Casas Gdes. = Nuevo Casas Grandes). Las coordenadas se encuentran en grados decimales. (MDM = Matorral desértico micrófilo; PN = Pastizal natural; VHG = Vegetación halófila y gipsófila; MR = Matorral rosetófilo; MAPF = Manejo agrícola pecuario y forestal; MH = Mezquital-huizachal; BE = Bosque de encino; BCDP = Bosque de coníferas distintas a *Pinus*.)

Area volada	Ubicación				Vegetación	Años volados
	Lat inf.	Lat sup.	Long inf.	Long sup.		
El Sueco Norte	29.90N	30.18N	106.27W	106.40W	MDM 63.47%; PN 35.16%; VHG 1.35%; MAPF 0.01%; MH 0.01%.	1997, 2000
El Sueco Sur	29.55N	29.82N	106.28W	106.40W	PN 99.46%; MDM 0.46%; BE 0.09%.	1997, 2000
El Coyamito	29.70N	29.95N	106.05W	106.25W	MDM 49.2%; PN 48.57%; VHG 2.22%.	1997
Nvo Casas Gdes.	30.70N	30.90N	107.70W	107.90W	PN 51.73%; MDM 40.34%; MH 4.45%; BE 2.57%; MAPF 0.92%.	1997
La Gregoria	29.48N	29.57N	106.00W	106.15W	MDM 50.43%; PN 49.24%; VHG 0.29%; MAPF 0.03%; MH 0.01%.	1997
T. Verdes Toses.	29.55N	29.85N	105.20W	105.50W	MDM 97.37%; MR 1.68%; MAPF 0.57%; PN 0.28%; VHG 0.09%.	2000
Tres Castillos	29.90N	30.35N	105.60W	106.15W	MDM 98.5%; MAPF 0.82%; PN 0.56%; MR 0.07%; VHG 0.05%.	1999
La Perla	28.14N	28.39N	104.48W	105.24W	MDM 99.38%; PN 0.34%; VHG 0.21%; MH 0.0008%; BE 0.0003%; BCDP 0.0001%.	1997, 1998, 2000

En el año de 1997 se volaron un total de 6 áreas, de las cuales el Coyamito y la Gregoria fueron monitoreadas únicamente durante ese año. En 1998 el esfuerzo de monitoreo se concentró en la zona identificada como "la Perla" llamada así por su cercanía con la mina del mismo nombre, perteneciente a Altos Hornos de México. En 1999, al igual que durante el año anterior, los vuelos se

realizaron en una sola área, Tres Castillos. Durante el año 2000 los vuelos abarcaron nuevamente un total de 6 áreas de las cuales Tinajas Verdes y Tosesihua no había sido volada previamente (Cuadro 1).

Estos monitoreos en el estado de Chihuahua mostraron que las poblaciones de berrendo se han dividido en tres grupos principales: (1) el grupo de Nuevo Casas Grandes, (2) el grupo principal de la zona centro; y (3) el grupo de la Perla (Figura 7).

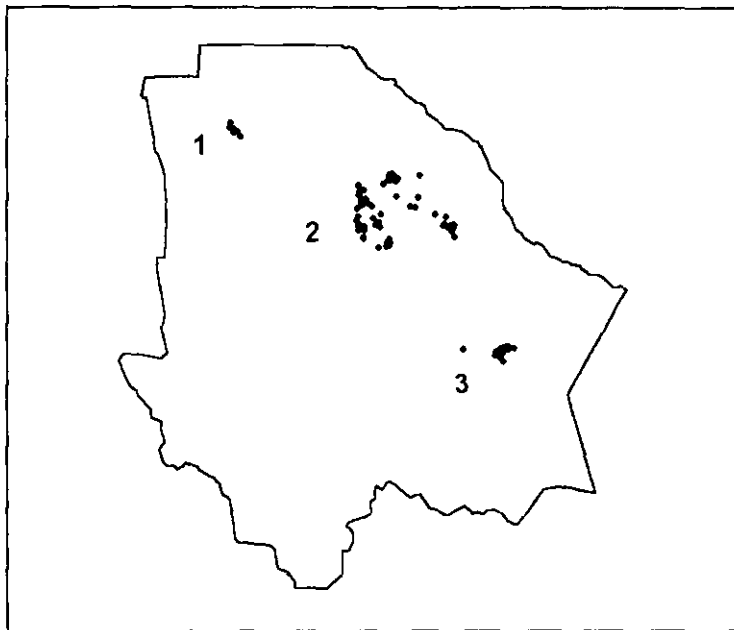


Figura 7. Grupos de las poblaciones encontradas en Chihuahua Durante los monitoreos de 1997 a 2000. 1 = Nuevo Casas Grandes; 2 = Zona central; 3 = La Perla.

Las áreas con menor número de individuos fueron el Sueco Sur (27 en 1997 y 24 en 2000) y Nuevo Casas grandes (24 berrendos), aunque el tamaño de sus grupos fue similar al de las otras localidades. Por el contrario, La Perla en 1997 mostró el mayor número de individuos (57 berrendos) así como un tamaño promedio de grupo relativamente alto (4.07 SD 2.84) con respecto al resto. En los siguientes años de monitoreo para La Perla el número de grupos se mantuvo, sin embargo disminuyó el tamaño promedio de individuos por grupo (2.61 SD 2.93 para 1998 y 3.54 SD 2.46 para 2000). De forma similar, la zona de Tres Castillos mostró una fuerte caída de un año para otro, pasando de 50 individuos en 1999 a 28 en 2000 aunque mantuvo el tamaño promedio de los grupos (Cuadro 2).

En términos generales el tamaño promedio de los grupos osciló entre los 3 a casi 6 individuos por grupo, la mayor parte estando entre los 3 y los 4 berrendos por grupo (Cuadro 2).

Cuadro 2. Comparación en el número de grupos, el total de individuos, el promedio de individuos por grupo y la proporción de crías por hembra por localidad entre los distintos años de monitoreo en el estado de Chihuahua. (Clave Loc = Clave de la localidad; N = individuos totales)

Localidad	Clave Loc.	Año	Grupos	N	Promedio por grupo	Crías : Hembra
El Sueco Norte	ESN-CH	1997	14	43	3.07 SD 2.23	0.00 : 1
El Sueco Norte	ESN-CH	2000	12	41	3.41 SD 4.36	0.04 : 1
El Sueco Sur	ESS-CH	1997	8	27	3.37 SD 3.25	0.00 : 1
El Sueco Sur	ESS-CH	2000	7	24	3.43 SD 1.99	0.67 : 1
Tres Castillos	TC-CH	1999	15	50	3.20 SD 3.84	0.04 : 1
Tres Castillos	TC-CH	2000	10	28	3.20 SD 3.28	0.06 : 1
T. Verdes Toses.	TVT-CH	2000	12	49	4.08 SD 3.34	0.19 : 1
El Coyamito	EC-CH	1997	8	45	5.63 SD 4.40	0.13 : 1
La Gregoria	LG-CH	1997	14	37	2.64 SD 1.50	0.04 : 1
Nuevo Casas Gdes.	NCG-CH	1997	6	24	4.00 SD 2.68	0.08 : 1
La Perla	LP-CH	1997	14	57	4.07 SD 2.84	0.82 : 1
La Perla	LP-CH	1998	13	34	2.61 SD 2.93	0.00 : 1
La Perla	LP-CH	2000	11	39	3.54 SD 2.46	0.17 : 1

Con base en los datos demográficos obtenidos durante los vuelos se graficó el cambio en los números poblacionales para cada localidad a través del tiempo (Figura 1). Se tomó la proporción de crías por hembra como una medida del éxito reproductivo en la población (Ginsberg y Milner-Gulland 1994), con lo que se determinó que la mayor parte de las localidades, según la escala establecida por Trueblood (1971), estuvieron en la clasificación de "muy pobre" salvo para el Sueco Sur que, tras un aumento en el número de crías de un año de monitoreo al siguiente, alcanzó una relación de 0.67:1 en el 2000, considerada como "aceptable". La Perla a su vez, durante el vuelo de 1997 mostró la proporción más alta con 0.82:1, alcanzando la categoría de "buena", pero se vio sujeta a una fuerte caída los siguientes años de monitoreo (Cuadro 2 y figura 8).

Como se muestra en la figura 8, el número de hembras se mantuvo en todas las localidades entre 15 y 25 salvo para el Sueco Sur en el 2000 y para Nuevo Casas Grandes, cuyos números fueron en general muy bajos. En el Sueco Sur resaltó la disminución en el número de hembras (22 en 1997 a 12 en 2000) con respecto al aumento en las crías (0 en 1997 a 8 en 2000).

El Sueco Norte mostró una fuerte diferencia en la composición de berrendos adultos pasando de una proporción casi de 1:1 de hembras y machos en 1997 (18 H y 16 M) a una proporción de 3:1 en el 2000 (28 H y 9 M).

Los números generales de La Perla tendieron a disminuir los dos últimos años de monitoreo salvo para las hembras, las cuales variaron de 22 en 1997, 23 en 1998 a 24 en 2000.

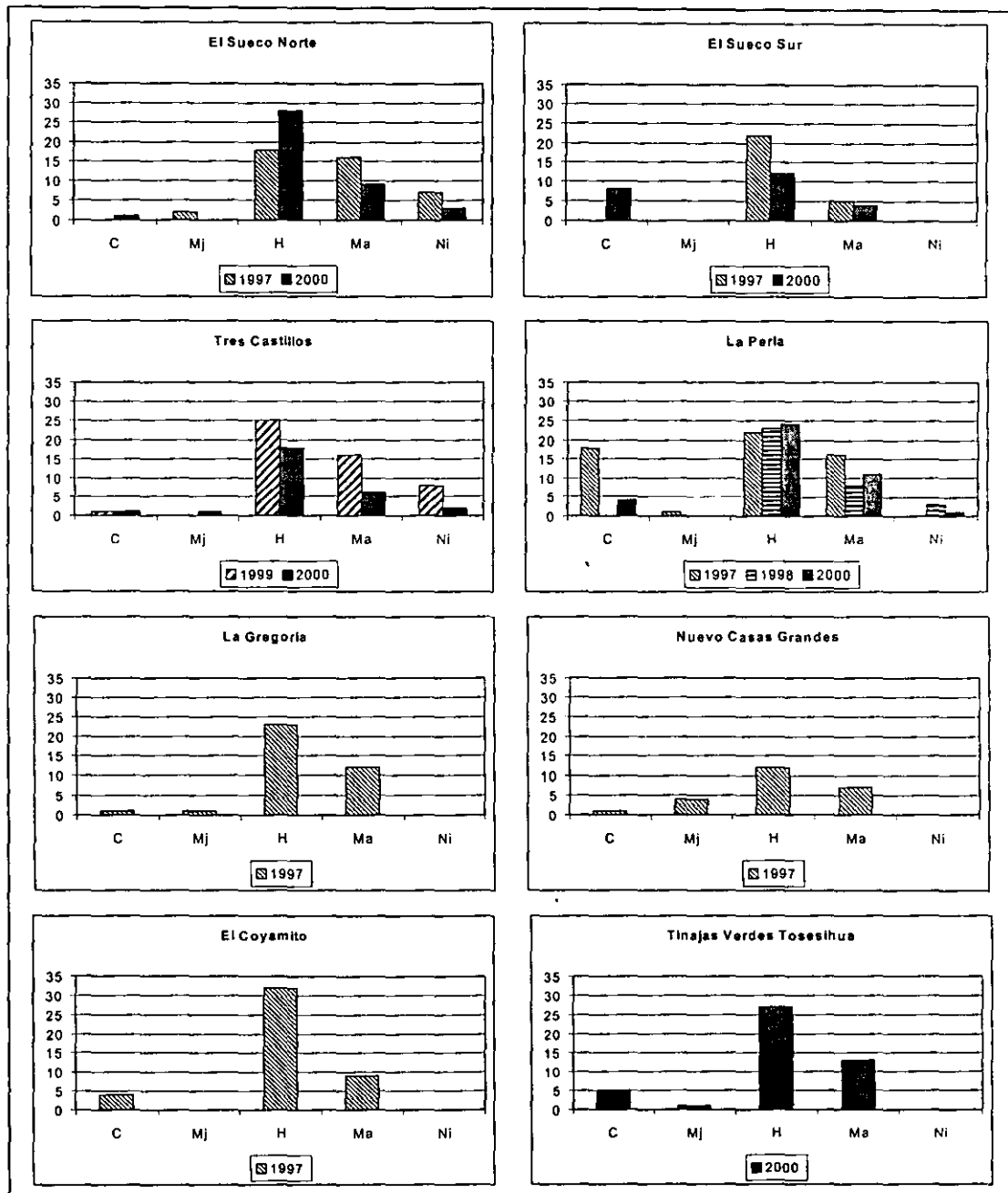


Figura 8. Comparación de los datos demográficos por localidad según los distintos años de monitoreo en el estado de Chihuahua. El eje horizontal muestra las clases de edades mientras el eje vertical el número de individuos. (C = Crías; Mj = Machos juveniles; H = Hembras adultas; Ma = Machos adultos; Ni = No identificados).

Al comparar los números totales de individuos y productividad de las hembras (en términos de las crías por hembra) por localidad que se colectaron durante los vuelos realizados entre 1997 y 2000 con los datos obtenidos por Treviño (1978), encontramos que ambos valores disminuyeron en los últimos treinta años (Cuadros 3 y 4).

Cuadro 3. Comparación entre los número totales de individuos reportadas por Treviño (1978) y los que se obtuvieron en este estudio para el estado de Chihuahua. (El Sueco (general) = Sueco Sur, Norte, El Coyamito y La Gregoria)

Area	Treviño (1978)	Ultimo censo en el área
El Sueco (general)	200	152
Tres Castillos	39	28
T. Verdes Toses.	87	49
Nuevo Casas Gdes.	33	24
La Perla	37	39

Cuadro 4. Comparación entre la proporción de crías por hembra reportada por Treviño (1978) y la que se obtuvo en este estudio para el estado de Chihuahua. (El Sueco (general) = Sueco Sur, Norte, El Coyamito y La Gregoria)

Area	Treviño (1978)	Ultimo censo en el área
El Sueco (general)	0.12 : 1	0.05 : 1
Tres Castillos	0.08 : 1	0.06 : 1
T. Verdes Toses.	0.33 : 1	0.19 : 1
Nuevo Casas Gdes.	0.09 : 1	0.08 : 1
La Perla	0.18 : 1	0.13 : 1

Sonora:

El área volada se localizó entre los 31.90 y los 31.00 grados de latitud Norte y los 113.70 y 112. 65 grados de longitud Oeste. La composición del uso de suelo del área estuvo dominada por el matorral desértico micrófilo (MDM) con 69.49% de la cobertura y la vegetación de suelo arenoso con 28.34% (Cuadro 5).

Cuadro 5. Porcentaje de cobertura de los distintos tipos de uso de suelo presentes en el área sobrevolada en Sonora durante 1997 y 1998.

Tipo de uso de suelo	Cobertura
Matorral desértico micrófilo (MDM)	69.49%
Vegetación de suelo arenoso (VSA)	28.34%
Matorral sarcocrasiucaule (MS)	1.64%
Manejo agrícola pecuario y forestal (plantaciones) (MAPF)	0.27%
Mezquital-huizachal (MH)	0.1%
Áreas sin vegetación aparente (ASVA)	0.07%
Vegetación halófila y gipsófila (VHG)	0.07%
Cuerpos de agua (CA)	0.01%

Las poblaciones de berrendo en el estado de Sonora se concentraron únicamente en el polígono delimitado por Puerto Peñasco, Sonoyta, El Desemboque y Heroica Caborca (Figura 9).

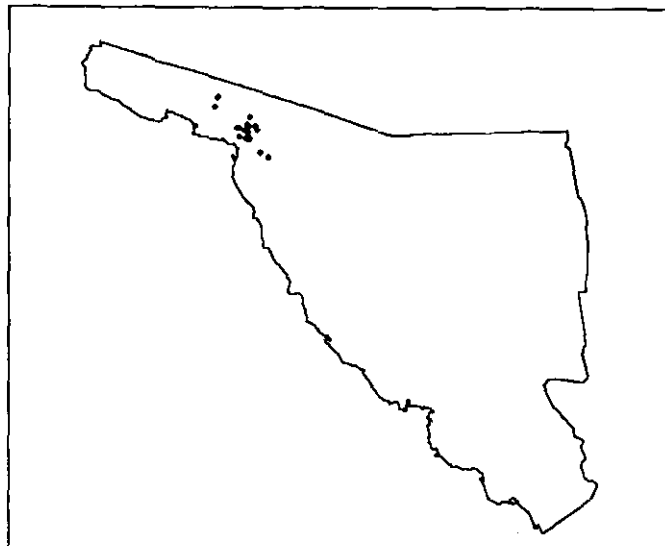


Figura 9. Grupos de berrendos muestreados durante los monitoreos de 1997 y 1998 en Sonora.

En el cuadro 6 se muestra la relación entre el número de grupos, el número total de individuos y el promedio del tamaño de los grupos. Estas poblaciones estuvieron sujetas a una fuerte disminución en el número de grupos y de individuos entre ambos años. Sin embargo, para ambos casos el tamaño promedio de los grupos se encontró por encima del tamaño reportado por el Departamento de Caza y Pesca de Arizona estimado en 3.8 (Phelps 1981a).

Cuadro 6. Número de grupos y número total de individuos observados por cada año de monitoreo en el estado de Sonora. No se incluyó la proporción de crías por hembra pues no se registraron crías en ambos años.

Localidad	Clave Loc.	Año	Grupos	N	Promedio por grupo
Sonora	SO	1997	18	88	4.89 SD 3.61
Sonora	SO	1998	7	38	5.43 SD 4.65

Durante ninguno de los dos años de monitoreo se registraron crías, lo cual resultó alarmante al considerar la fuerte disminución en los números totales de un año a otro (Figura 10). Aunque los números generales de hembras y machos disminuyeron fuertemente de un año a otro, la proporción de hembras:machos se

mantuvo alrededor de 2:1 (59 H por 29 M en 1997, 20 H por 9 M en 1998; figura 10).

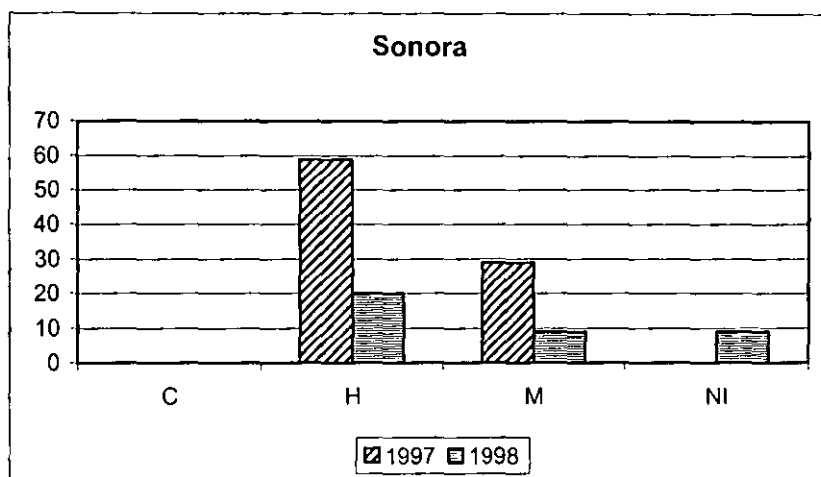


Figura 10. Estructura de edades para los dos años de monitoreos en el estado de Sonora. (C = Crias; H = Hembras adultas; M = Machos adultos; NI = No identificados).

Elaboración de una base de datos

La base de datos constó de cuatro tablas, dos por estado monitoreado (BC para Chihuahua y BS para Sonora), una sobre datos generales de los grupos observados, y otra con los datos demográficos. La base incluyó un total de 173 registros, de los cuales 144 correspondieron al estado de Chihuahua y 25 a Sonora.

Aplicación del algoritmo genético GARP para modelar la distribución de la especie

Se obtuvieron un total de 20 coberturas, 10 para BC y 10 para BS (Figuras 11 y 12). Las diez predicciones derivadas de los datos de los monitoreos en Chihuahua siguieron el mismo patrón de cobertura con variaciones en la superficie que abarcaron (Figura 11) al igual que las de Sonora (Figura 12).

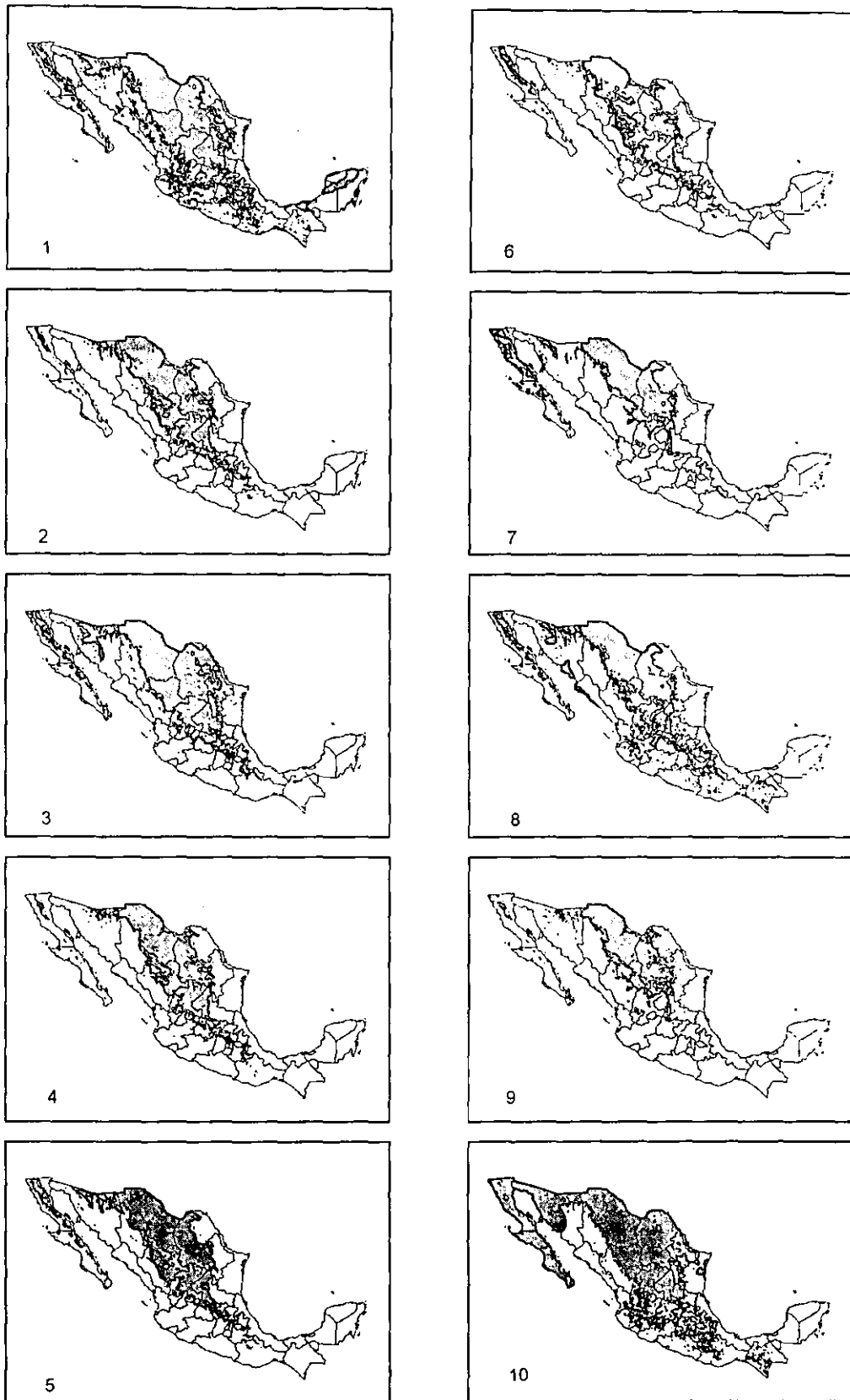


Figura 11. Mapas de las diez predicciones obtenidas con GARP a partir de los monitoreos en Chihuahua.

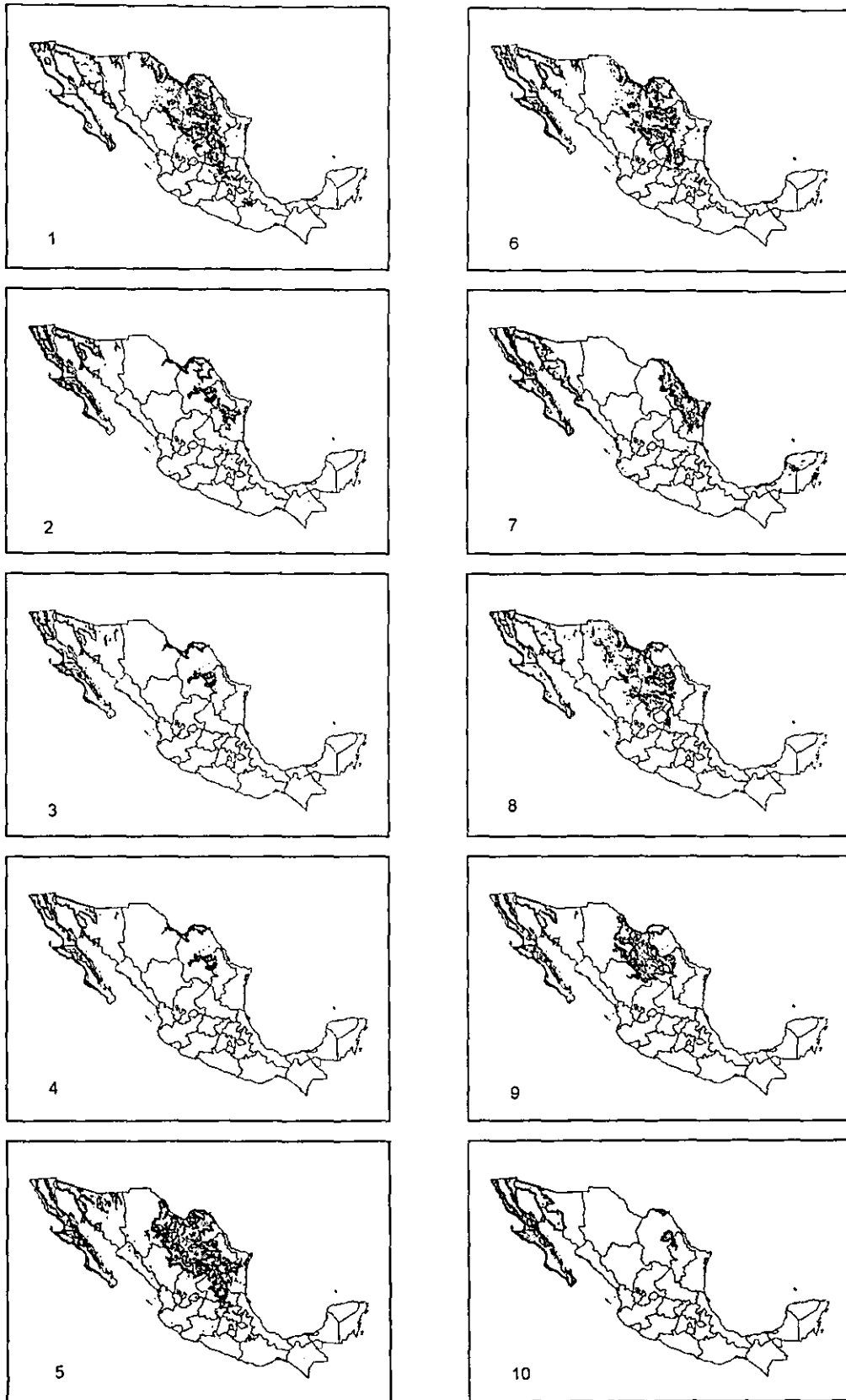


Figura 12. Mapas de las diez predicciones obtenidas con GARP a partir de los monitoreos en Sonora.

Análisis de los datos

Obtención de la cobertura de predicción definitiva:

Se sumaron las diez predicciones de ambos grupos monitoreados, BC y BS, obteniendo un tema para cada uno constituido por diez coberturas, la de mayor extensión correspondiente a todos los sitios en donde al menos una de las predicciones se encontró (0.1 de probabilidad) y la de menor cobertura para los sitios donde las diez coincidieron (1 de probabilidad; Figura 13). De esta forma se obtuvieron mapas con los rangos de probabilidad asociados a la presencia de los "berrendos chihuahuenses" (BC) y de los "berrendos sonorenses" (BS; figura 13).

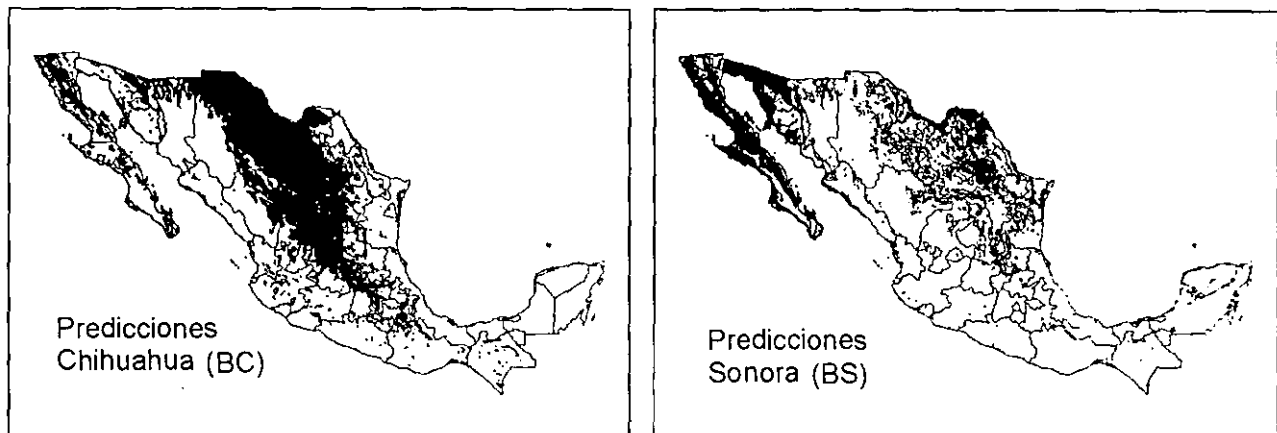


Figura 13. Resultado de las sumas hechas con las predicciones de BC (izquierda) y BS (derecha). El tono más claro correspondió a los sitios donde sólo hubo una de las predicciones, lo cual se interpreta como con un valor de 0.1 de probabilidad de encontrar a la especie, siguiendo un gradiente de tonos hasta el más oscuro que fue equivalente a los sitios en los cuales coincidieron las diez predicciones, con una probabilidad de 1.

En el cuadro 7 se muestra la relación entre los ejemplares de la especie presentes en el Museo Smithsoniano y los rangos de predicción de BC y BS. Los ejemplares provenientes de Chihuahua, de la subespecie *A. a. mexicana*, coincidieron en su mayoría con la probabilidad más alta asociada a BC. Dos ejemplares de esta subespecie fueron identificados como provenientes de Matamoros, Tamaulipas, cosa poco probable pues esta localidad aparece afuera del límite de la distribución histórica de la especie (Hall 1981). Los ejemplares provenientes de Baja California, todos identificados como *A. a. peninsularis*, se

encontraron asociados a los porcentajes más bajos de probabilidad de BC, mientras que el 50 % de estos coincidieron con el 1.0 de probabilidad de BS y el 37 % se encontraron en el intervalo de 0.4 de probabilidad. En lo que respecta a los berrendos sonorenses, los datos estuvieron mayormente asociados a BS, con 0.4 de probabilidad, que a BC, con únicamente 0.2 de probabilidad para los 5 ejemplares. Es importante señalar que, en términos generales, los datos de las localidades fueron sumamente imprecisos por lo que estos resultados están sujetos a un fuerte sesgo.

Cuadro 7. Número de datos de colecta del Museo Smithsonian que coincidieron con los intervalos de predicción de BC y BS. Hubo una estrecha relación entre BC y los datos de *A. a. mexicana*. Los datos de *A. a. sonoriensis*, aunque coincidieron tanto con BC como con BS, lo hicieron en intervalos de probabilidad baja. *A. a. peninsularis* por su parte estuvo más asociada a BS que a BC.

	<i>A. a. mexicana</i>		<i>A. a. peninsularis</i>		<i>A. a. sonoriensis</i>	
Probabilidad	BC	BS	BC	BS	BC	BS
0	3	0	0	0	0	0
0.1	0	0	27	2	5	0
0.2	0	0	2	0	0	0
0.3	0	0	0	0	0	0
0.4	0	0	0	11	0	5
0.5	0	0	0	0	0	0
0.6	0	0	0	0	0	0
0.7	0	0	0	0	0	0
0.8	0	0	0	2	0	0
0.9	0	0	0	0	0	0
1.0	12	0	0	15	0	0

Con la misma finalidad, se compararon las sumas tanto de BC como de BS con la distribución histórica de la especie en México descrita por Hall (1981; Figura 14). Los valores máximos de la suma de Chihuahua (BC) y Sonora (BS) siguieron un patrón similar al de ésta, aunque la cobertura total de BS fue menor a la de BC.

Como se nota en la figura 14, ambos grupos de predicciones (BC y BS) siguieron una distribución marcadamente neártica, delimitada en ambos casos por el área interna de la Sierra Madre en los estados interiores de la República y abarcando la totalidad de la Península de Baja California, de la misma forma como Hall (1981) describió la distribución histórica de la especie (Figura 14).

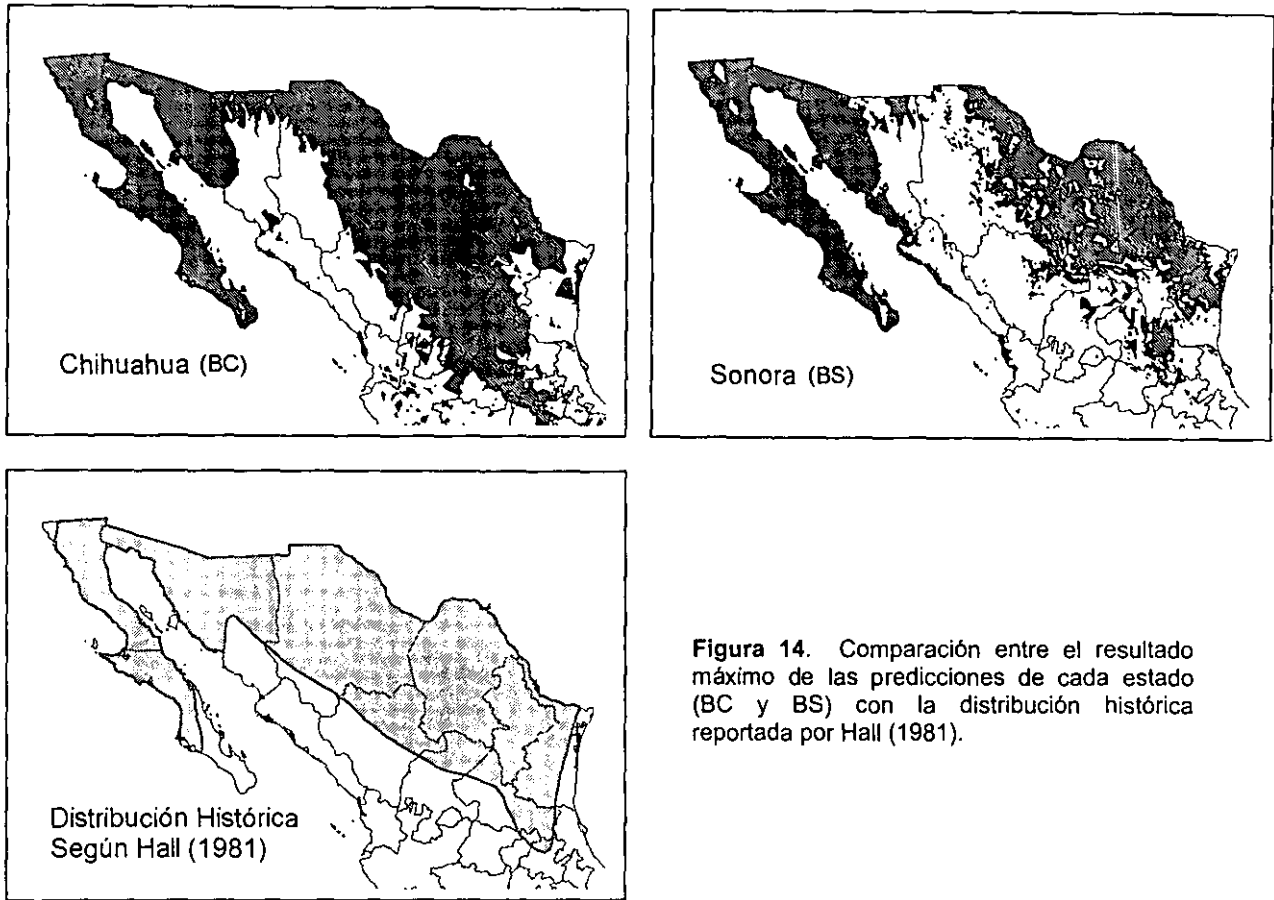


Figura 14. Comparación entre el resultado máximo de las predicciones de cada estado (BC y BS) con la distribución histórica reportada por Hall (1981).

Para definir la “predicción definitiva” se superpusieron los puntos de monitoreo a los distintos valores del cálculo. Para ambos casos éstos fueron abarcados por la cobertura menor, es decir por los sitios en donde sólo las diez predicciones coincidieron (100% de coincidencia; Figura 15).

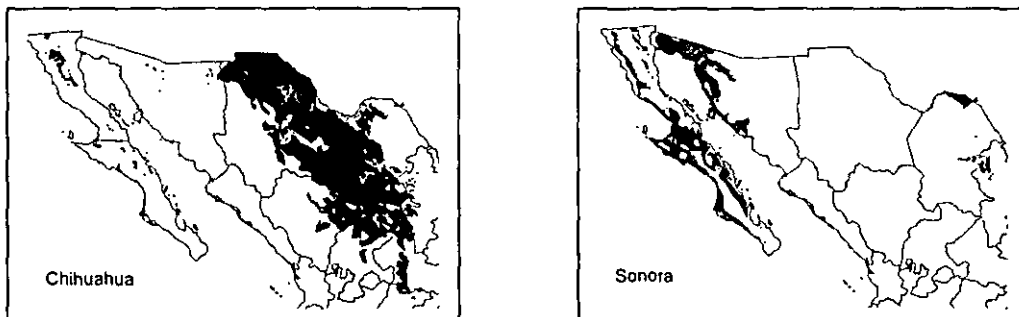


Figura 15. Coincidencia de los puntos de monitoreo con las coberturas de 100 % de coincidencia para los dos grupos de predicciones, esto es de 1 de probabilidad de encontrar a la especie.

El tipo de uso de suelo dominante para la predicción definitiva para BC fue el matorral desértico micrófilo (MDM) seguido por el matorral rosetófilo (MR), el pastizal natural (PN) y el manejo agrícola pecuario y forestal (MAPF). Para BS la predicción definitiva estuvo compuesta principalmente por el matorral sarcocrasiucaule, el matorral desértico micrófilo (MDM), la vegetación de suelos arenosos (VSA) y la vegetación halófila y gipsófila (VHG; figura 16).

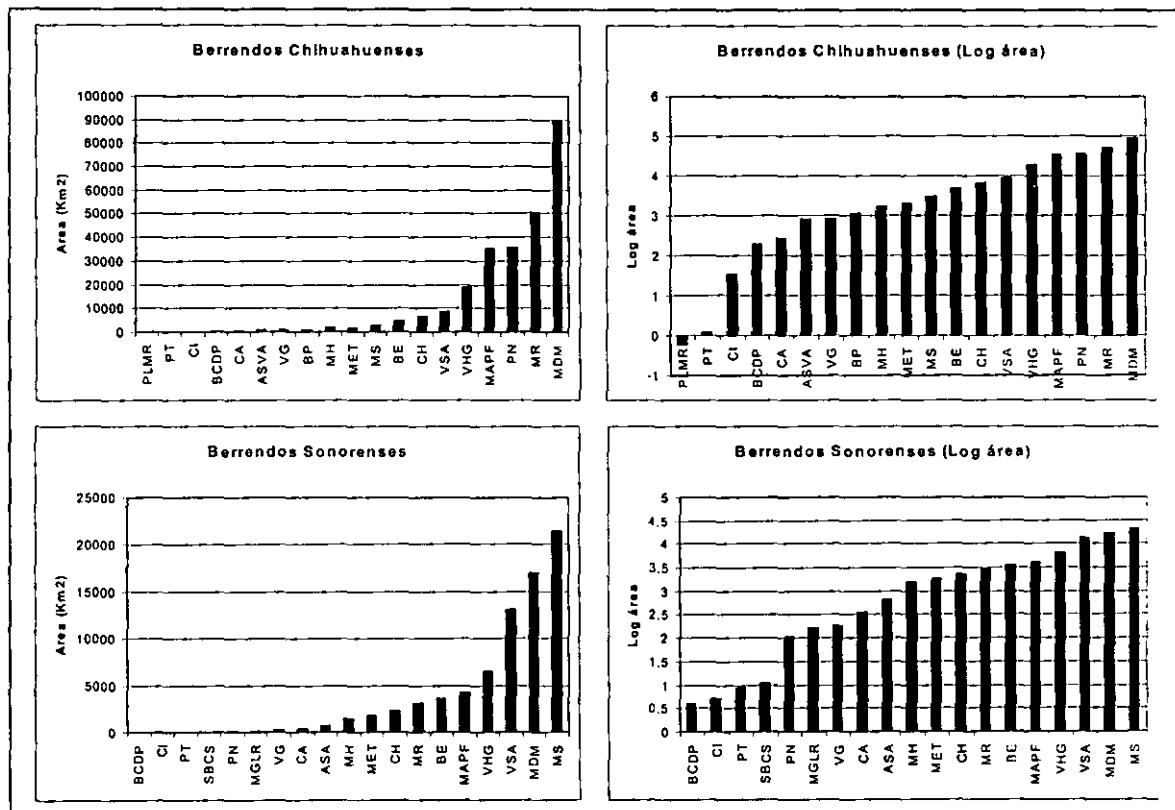


Figura 16. Cobertura de los tipos de uso de suelo presentes en las predicciones definitivas. Estos resultados muestran la composición vegetal del nicho fundamental (Hutchinson 1957) para BC y BS modelado a partir del algoritmo genético GARP (Stokwell y Noble 1991). (ASVA = Areas sin vegetación aparente; BCDP = Bosque de coníferas distintas a *Pinus*; BE = Bosque de encino; BC = Bosque de pino; CI = Ciudades importantes; CA = Cuerpos de agua; CH = Chaparral; MAPF = Manejo agrícola, pecuario y forestal (plantaciones); MDM = Matorral desértico micrófilo; MET = Matorral espinoso tamaulipeco, submontano y subtropical; MGLR = Manglar; MR = Matorral rosetófilo; MS = Matorral sarcocrasiucaule; MH = Mezquital-huizachal; PLMR = Palmar; PN = Pastizal natural; PT = Popal y tular; SBCS = Selva baja caducifolia y subcaducifolia; VG = Vegetación de galería; VSA = Vegetación de suelos arenosos; VHG = Vegetación halófila y gipsófila).

Como se muestra en la figura 17, la predicción definitiva de BC se encontró principalmente entre los 1200 y los 1800 msnm, mientras que para BS estuvo entre los 200 y los 600 msnm.

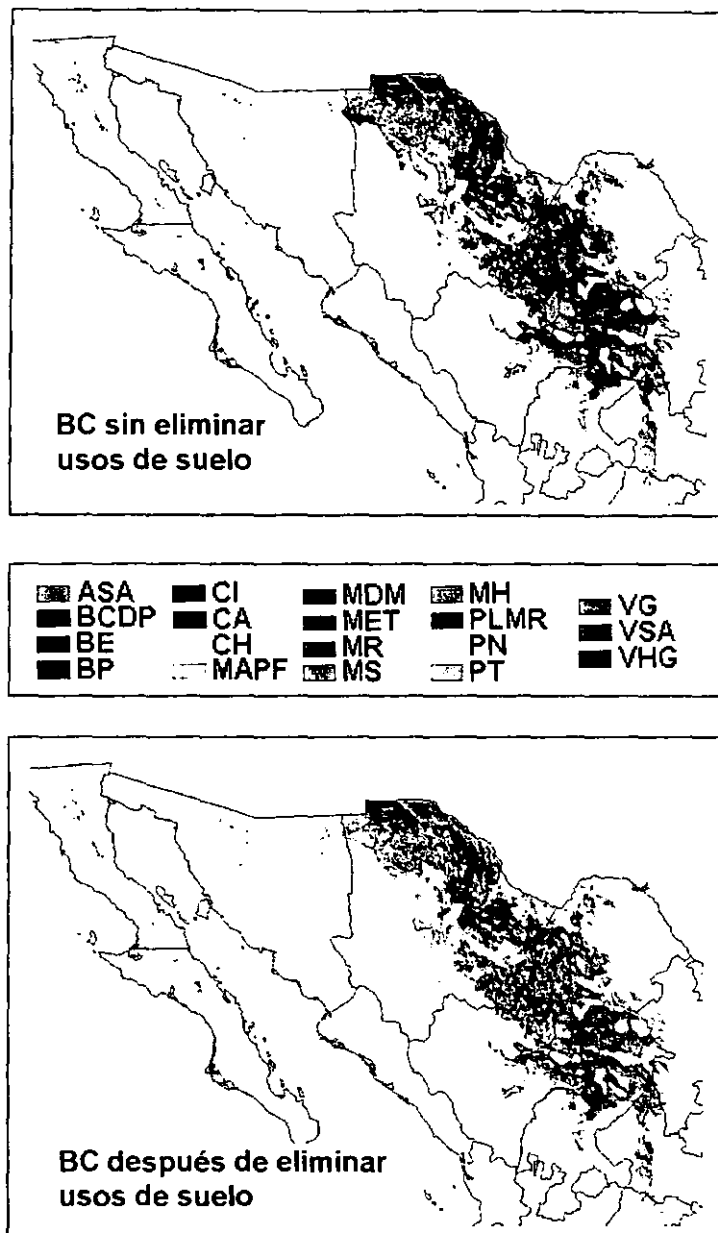


Figura 19. Comparación entre la predicción final y la depuración de la misma para BC.

(ASVA = Areas sin vegetación aparente; BCDP = Bosque de coníferas distintas a *Pinus*; BE = Bosque de encino; BC = Bosque de pino; CI = Ciudades importantes; CA = Cuerpos de agua; CH = Chaparral; MAPF = Manejo agrícola, pecuario y forestal (plantaciones); MDM = Matorral desértico micrófilo; MET = Matorral espinoso tamaulipeco, submontano y subtropical; MR = Matorral rosetófilo; MS = Matorral sarcocrasicaule; MH = Mezquital-huizachal; PLMR = Palmar; PN = Pastizal natural; PT = Popal y tular; VG = Vegetación de galería; VSA = Vegetación de suelos arenosos; VHG = Vegetación halófila y gipsófila).

La depuración de la "predicción definitiva" dio como resultado una disminución de 10.68 % en el área total y de 13.75 % en el perímetro general tras la eliminación de 10 tipos de uso de suelo (Figura 20, cuadro 8).

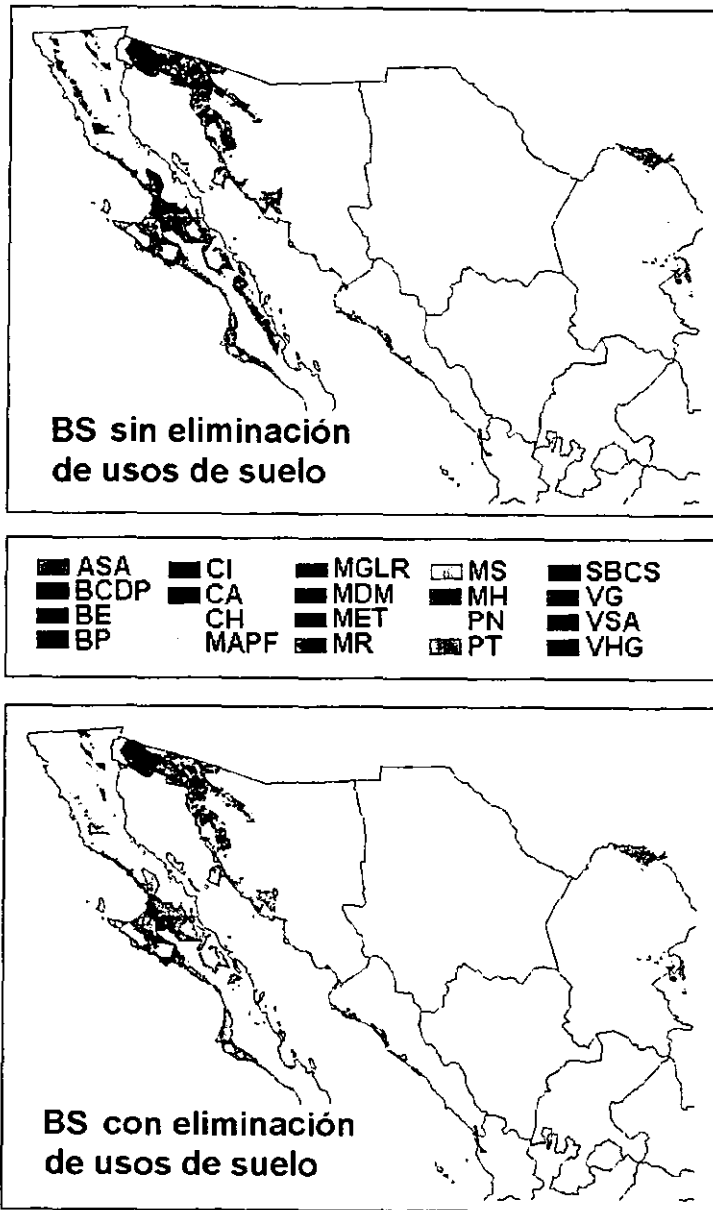


Figura 20. Comparación entre la predicción final y la depuración de la misma para BS. (ASVA = Areas sin vegetación aparente; BCDP = Bosque de coníferas distintas a *Pinus*; BE = Bosque de encino; BC = Bosque de pino; CI = Ciudades importantes; CA = Cuerpos de agua; CH = Chaparral; MAPF = Manejo agrícola, pecuario y forestal (plantaciones); MGLR = Manglar; MDM = Matorral desértico micrófilo; MET = Matorral espinoso tamaulipeco, submontano y subtropical; MR = Matorral rosetófilo; MS = Matorral sarcocrasicaule; MH = Mezquital-huizachal; PN = Pastizal natural; PT = Popal y tular; SBCS = Selva baja caducifolia y subcaducifolia; VG = Vegetación de galería; VSA = Vegetación de suelos arenosos; VHG = Vegetación halófila y gipsófila).

Para obtener la “predicción de uso general” de BC se eliminaron los intervalos de altitud mayores a 1800 msnm (sin incluir este) puesto que estaban asociados a serranías o cerros que, debido a que la pendiente superaba el 20%, no podían ser considerados como sitios utilizados por la especie. Manualmente

fueron igualmente eliminados aquellos cerros que, aun estando incluidos entre los 1400 msnm y los 1800 msnm, la pendiente superaba la medida máxima para los berrendos. El tema resultante tuvo una cobertura 16.82 % menor a la de la "predicción definitiva" y de 11.51 % con respecto a la cobertura depurada de este último (Figura 21).

Después de la eliminación de las pendientes mayores a 10 % para obtener la "predicción de uso permanente" de BC así como de conservar únicamente los usos de suelo que coincidieron con los puntos de monitoreo (manejo agrícola pecuario y forestal (MAPF), matorral desértico micrófilo (MDM), pastizal natural (PN) y vegetación halófila y gipsófila (VHG)) se consiguió un tema cuya cobertura disminuyó el área en 38.63 % con respecto a la "predicción definitiva", de 34.71 % con respecto a la "predicción definitiva depurada" y de 26.22 % con respecto a la "predicción de uso general" (Figura 21, cuadro 8 y 9).

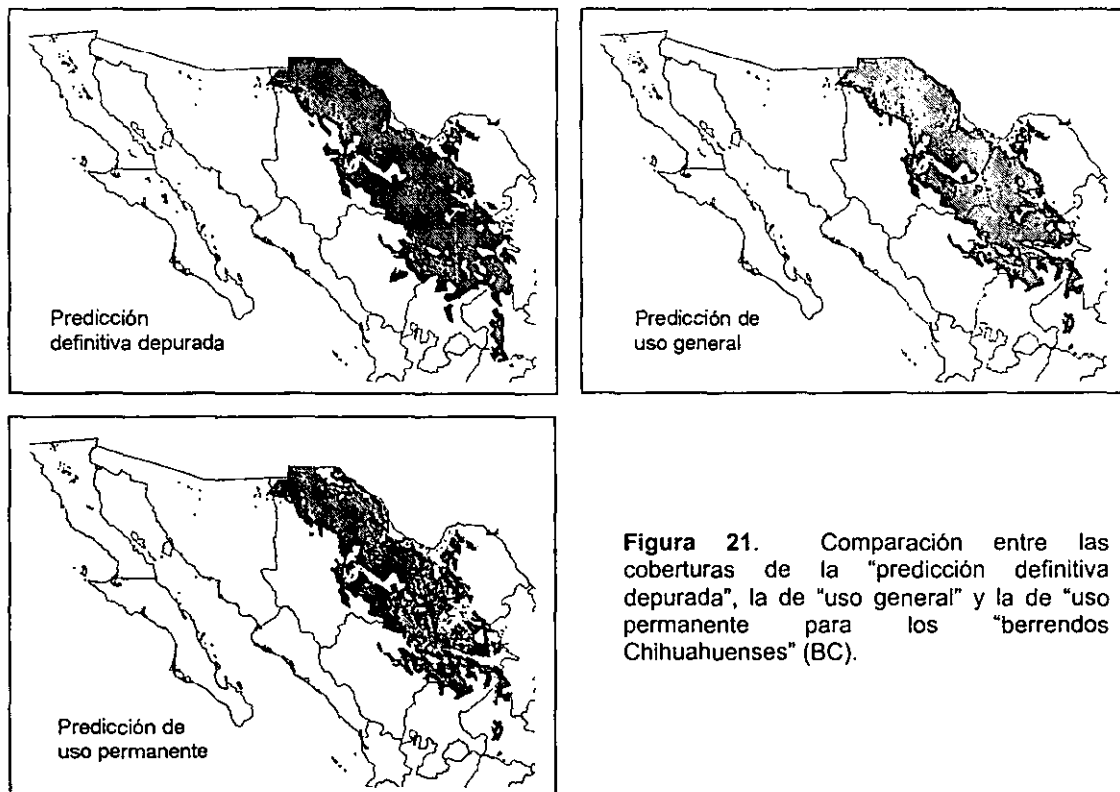


Figura 21. Comparación entre las coberturas de la "predicción definitiva depurada", la de "uso general" y la de "uso permanente para los "berrendos Chihuahuenses" (BC).

Cuadro 8. Areas cubiertas por las cuatro predicciones derivadas del análisis para BC.

TEMA	AREA	PERÍMETRO
Predicción definitiva para BC	260,571.3 Km ²	272,047.77 Km
Predicción definitiva depurada para BC	244,917.8 Km ²	251,260.06 Km
Predicción de uso general para BC	216,730.3 Km ²	223,374.06 Km
Predicción de uso general para BC	159,905.2 Km ²	169,411.09 Km

Cuadro 9. Porcentaje de la disminución en el área entre las distintas predicciones de BC. (P. fin. = Predicción final; P. fin. dep. = Predicción final depurada; P. uso gen. = Predicción de uso general; P. uso perm. = Predicción de uso permanente)

PREDICCIÓN	% de P. fin.	% de P. fin. dep.	% de P. uso gen.
P. fin. dep.	6.00 %		
P. uso Gen.	16.82 %	11.51 %	
P. uso Perm.	38.63 %	34.71 %	26.22 %

La eliminación de las pendientes mayores a 20 % para obtener la "predicción de uso general" para los "berrendos Sonorenses" (BS) dio como resultado una cobertura 1.59 % menor en área que la "predicción final depurada" para el mismo tipo de berrendos y 12.01 % con respecto a la "predicción final" (Figura 22, cuadros 10 y 11).

Tras la eliminación de las pendientes mayores a 10 % y de todos los usos de suelo salvo la vegetación de suelos arenosos (VSA), el matorral desértico micrófilo (MDM) y la vegetación halófila y gipsófila (VHG), la "predicción de uso permanente" para BS mostró una importante disminución en el área con respecto a las predicciones previas para este tipo de berrendos. Redujo el área en 51.90 % con respecto a la "predicción final", el 46.15 % para la "predicción final depurada" y el 45.34 % de la "predicción de uso general" para BS (Figura 22, cuadros 10 y 11).

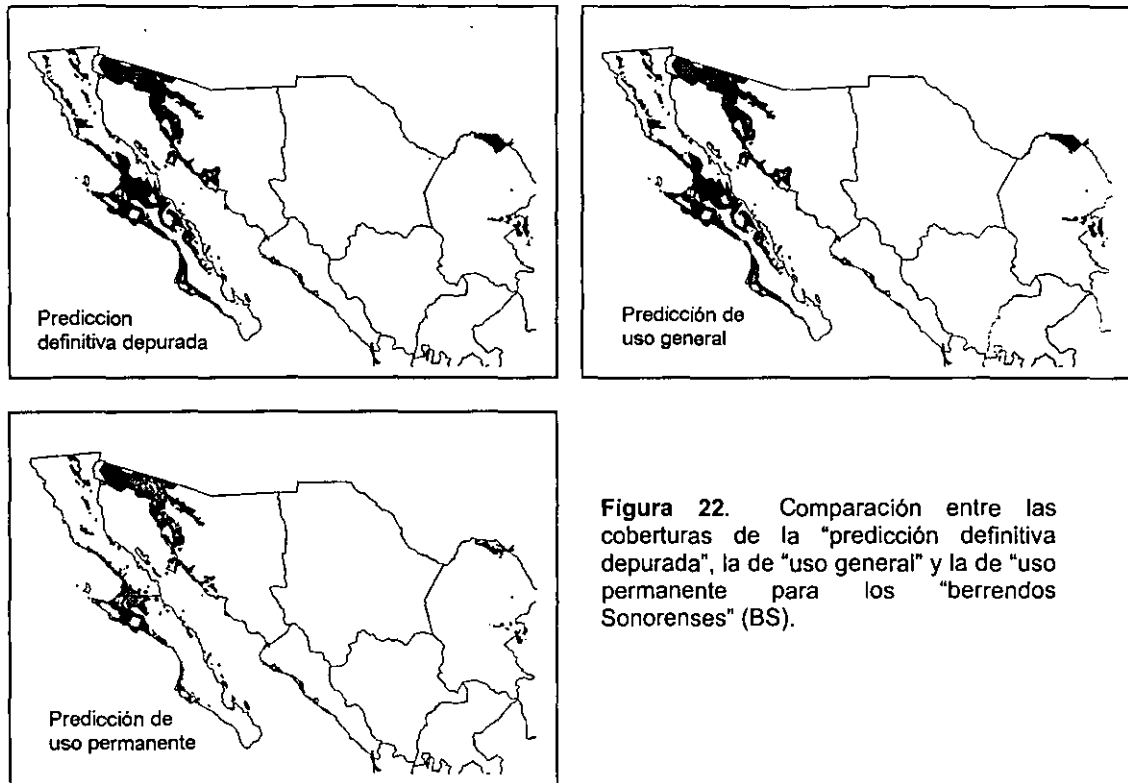


Figura 22. Comparación entre las coberturas de la "predicción definitiva depurada", la de "uso general" y la de "uso permanente" para los "berrendos Sonorenses" (BS).

Cuadro 10. Areas cubiertas por las cuatro predicciones derivadas del análisis para BS.

TEMA	AREA	PERÍMETRO
Predicción definitiva para BS	76,263.2 Km ²	67,335.92 Km
Predicción definitiva depurada para BS	68,117.5 Km ²	58,079.00 Km
Predicción de uso general para BS	67,101.4 Km ²	56,753.45 Km
Predicción de uso general para BS	36,679.0 Km ²	24,913.28 Km

Cuadro 11. Porcentaje de la disminución en el área entre las distintas predicciones de BS. (P. fin. = Predicción final; P. fin. dep. = Predicción final depurada; P. uso gen. = Predicción de uso general; P. uso perm. = Predicción de uso permanente)

PREDICCIÓN	% de P. fin.	% de P. fin. dep.	% de P. uso gen.
P. Fin. Dep.	10.68 %		
P. uso Gen.	12.01 %	1.59 %	
P. uso Perm.	51.90 %	46.15 %	45.34 %

Análisis del estado de fragmentación y conectividad en la

"predicción de uso general":

Para determinar el estado de fragmentación en las "predicciones de uso general" se sobrepusieron a las mismas los principales ríos así como las autopistas ya que forman parte de las principales barreras para la especie, indistintamente si son de pastizal o de desierto (Yoakum 1980, Arizona Game and Fish Department 1981, Authenrieth 1983, Ockenfelds *et al.* 1994, Lee *et al.* 1998, figura 23).



Figura 23. Principales autopistas y ríos sobrepuestos a la "predicción de uso general" para BC (izquierda) y BS (derecha) para determinar la fragmentación de éstas. Las líneas punteadas corresponden a las autopistas y las líneas continuas son los ríos.

Los ríos que coincidieron con la "predicción de uso general" para BC fueron el río Conchos, el río Nazas, el río Grande, el río Salado y el Santa María en el extremo sur. En cuanto a las autopistas, la predicción coincidió con la 2, 40, 45, 49, 54 y 57.

Para BS, la "predicción de uso general" coincidió con el río Grande y el río Sonora y con las autopistas 1, 2, 15 y 57.

De la división por ríos y autopistas de la "predicción de uso general" y de la eliminación de los polígonos resultantes menores a 22 Km², rango hogareño mínimo para la especie (Ockenfelds *et al.* 1994), se obtuvo la "predicción de conectividad" para BC con 70 polígonos que cubrieron un área total de 215,356 Km², esto es 1,374.3 Km² menos que el área de la "predicción de uso general"

(Figura 24). La "predicción de conectividad" de BS estuvo constituida por 78 polígonos que sumaron 66,475.9 Km², una diferencia de 641.6 Km² con respecto a la "predicción de uso general" de BS (Figura 24).

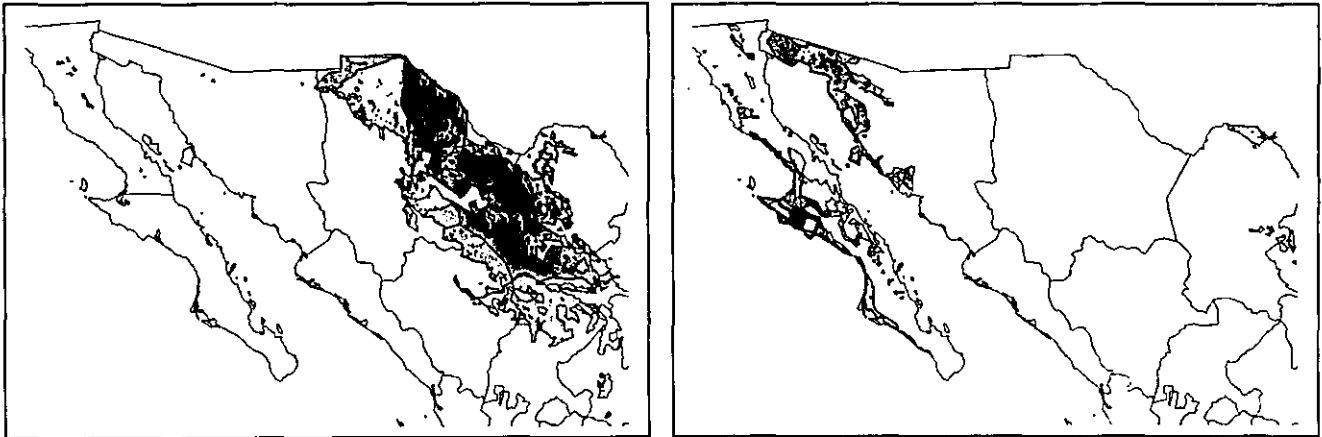


Figura 24. Polígonos de las "predicciones de conectividad" para BC (izquierda) y BS (derecha) obtenidos a partir de la sobreposición de las autopistas y los ríos a la "predicción de uso" general de cada una.

Como siguiente paso para la depuración de la "predicción de conectividad" se sobrepuso la misma con la "predicción de uso permanente" con la finalidad de eliminar aquellos polígonos que no tuvieran el hábitat de permanencia y, por consiguiente, no pudieran sostener poblaciones de berrendo así como aquellos en los cuales la presencia de los usos de suelo de permanencia fuera muy reducida (< 5 Km²; Figura 19). Para BC se eliminaron 5 polígonos mientras que para BS se eliminaron 32. Esto se debió a la fuerte fragmentación en el extremo oeste de Baja California Norte y al sureste de Baja California Sur (Figura 25).

Como resultado final, la "predicción final" abarcó un área total para BC de 215,112.00 Km² con 65 polígonos aislados entre sí, ya sea por las autopistas, los ríos o por estar distanciadas entre sí por barreras geográficas o por tipos de vegetación no utilizados por la especie. Esta tuvo por lo tanto 244 Km² menos que la "predicción de conectividad". La "predicción final" de BS tuvo un área total de 61,144.9 Km², 5,331 Km² menos que la "predicción de conectividad", en 46 polígonos (Figura 26).

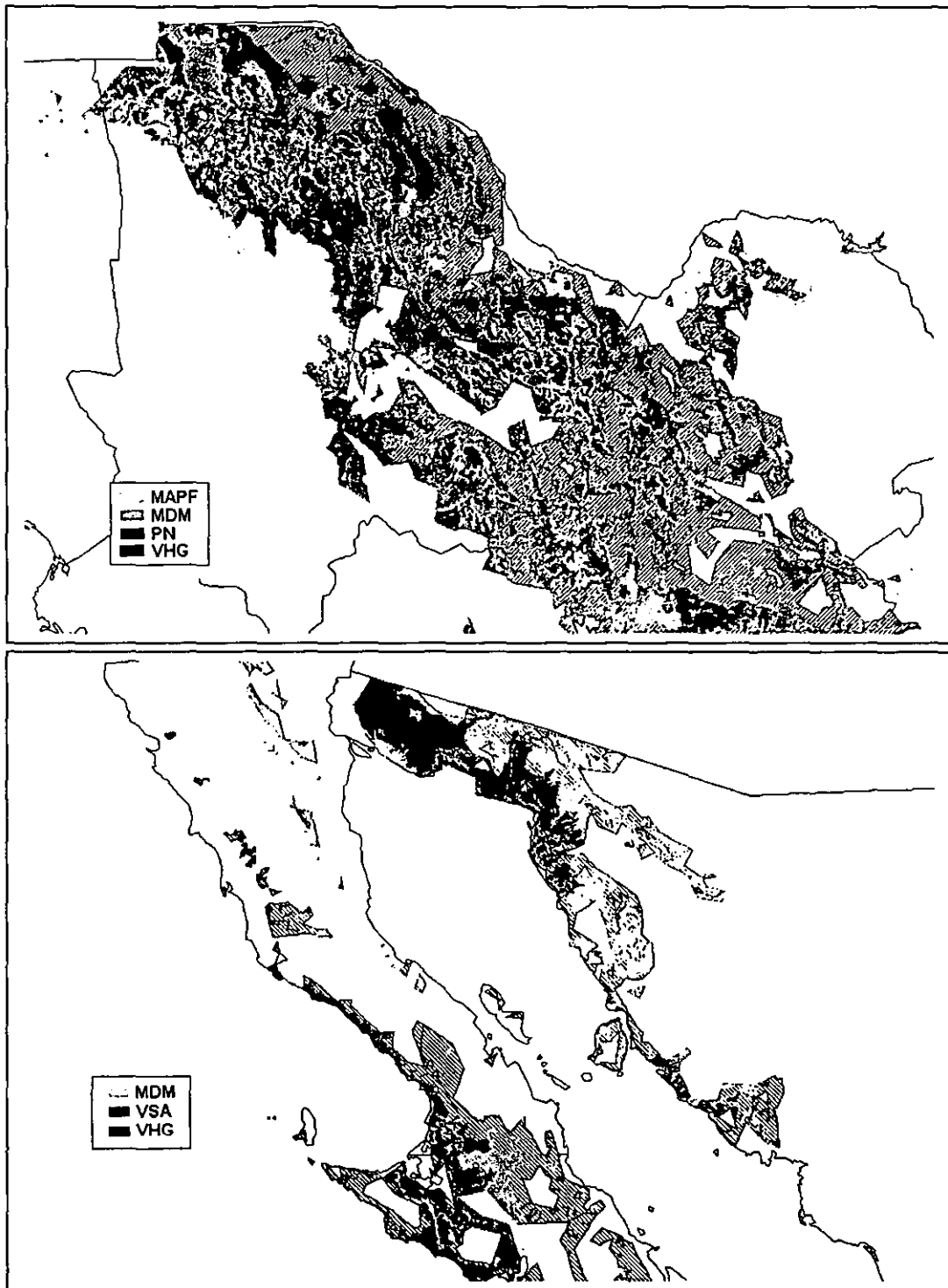


Figura 25. Detalle de la sobreposición de la "predicción de uso permanente" sobre la "predicción de conectividad" para BC (arriba) y BS (abajo). Los polígonos llenos con líneas diagonales corresponden a la "predicción de conectividad". (MAPF = Manejo agrícola pecuario y forestal (plantaciones); MDM = Matorral desértico micrófilo; PN = Pastizal natural; VSA = Vegetación de suelos arenosos; VHG = Vegetación halófila y gipsófila)

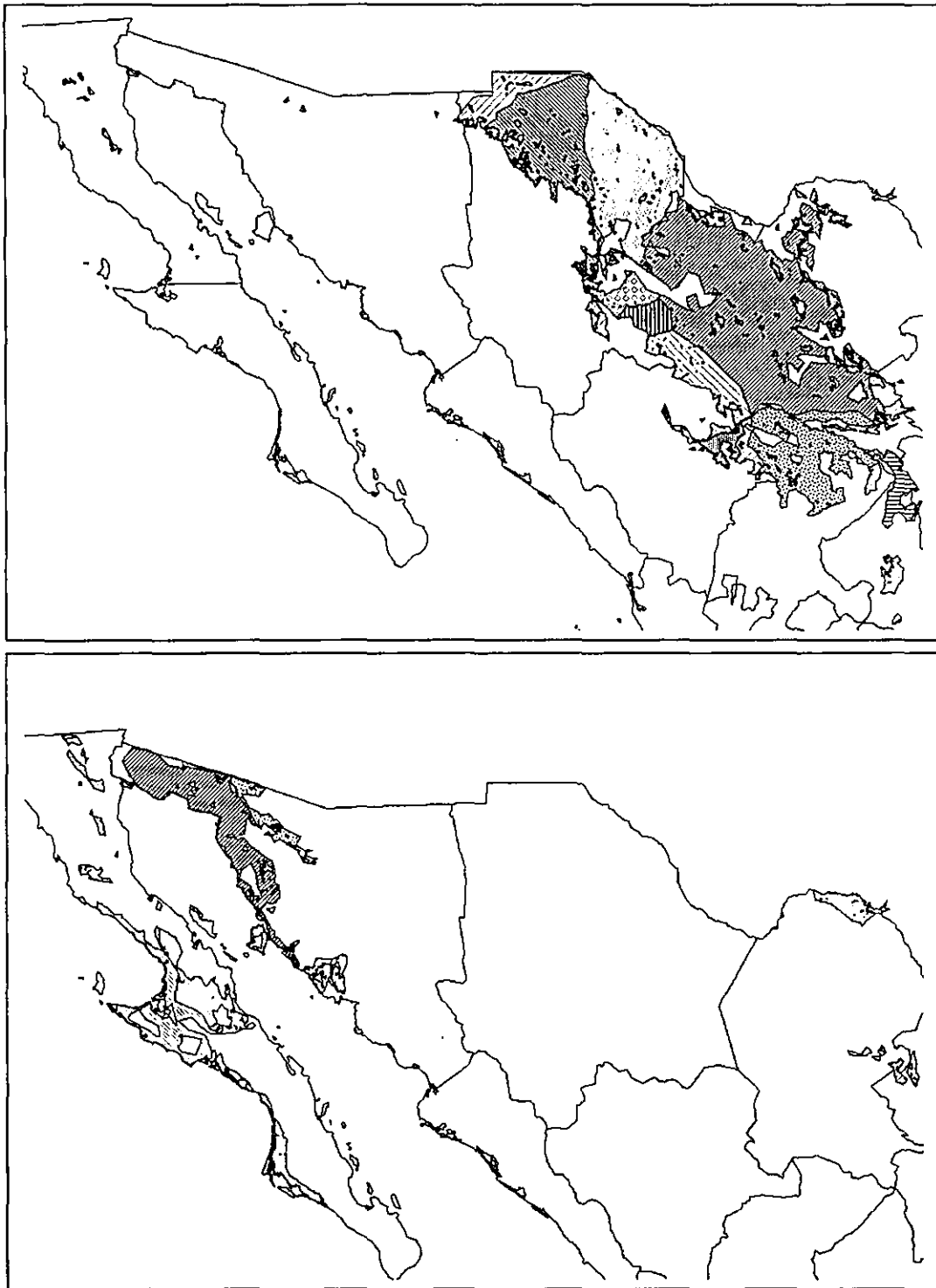


Figura 26. Polígonos de la "predicción final" para BC (arriba) y BS (abajo) resultado de la fragmentación por autopistas y ríos. Los patrones de relleno permiten diferenciarlos entre sí.

Al sobreponer la "predicción de uso permanente" con la "predicción final" de BC se mantuvieron 158,050.1 Km² de hábitat de permanencia (hábitat utilizado por

largos periodos de tiempo por los "berrendos Chihuahuenses") lo que representó una disminución de 1,855.1 Km² con respecto a la primera. Esta estuvo dominada por el matorral desértico micrófilo (MDM) seguido por el pastizal natural (PN; cuadro 12).

Cuadro 12. Area cubierta por los distintos usos de suelo adecuados para la permanencia de los "berrendos Chihuahuenses" (BC) en la "predicción final".

Tipo de uso de suelo	Area	Porcentaje del total
Matorral desértico micrófilo (MDM)	84,115.4 Km ²	53.22 %
Pastizal natural (PN)	28,270.9 Km ²	17.89 %
Manejo agrícola pecuario y forestal (MAPF)	26,943.1 Km ²	17.05 %
Vegetación halófila y gipsófila (VHG)	18,720.7 Km ²	11.84 %

La "predicción final" para BS abarcó 36,431.8 Km² de la vegetación de uso de permanencia, una disminución de 247.2 Km² con respecto a la "predicción de permanencia" (Cuadro 13).

Cuadro 13. Area cubierta por los distintos usos de suelo adecuados para la permanencia de los "berrendos Sonorenses" (BS) en la "predicción final".

Tipo de uso de suelo	Area	Porcentaje del total
Matorral desértico micrófilo (MDM)	16,712.7 Km ²	45.87 %
Vegetación de suelo arenoso (VSA)	13,185.8 Km ²	36.19 %
Vegetación halófila y gipsófila (VHG)	6,533.3 Km ²	17.93 %

Los 5 polígonos mayores de la "predicción final" de BC, que abarcaron un área mayor a los 10,000 Km², constituyeron el 83.88 % de la cobertura total de esta predicción (Cuadro 14; figura 27). Estos ocuparon los estados de Chihuahua con el 54.58 % de la suma de los 5 polígonos, Coahuila, con 32.44 %, Durango, con el 8.63 % y Zacatecas con 4.34 %.

Cuadro 14. Intervalos de tamaño del área de los polígonos que constituyeron la "predicción final" de BC.

	< 100 km ²	> 100 < 1,000 km ²	> 1,000 < 10,000 km ²	> 10,000 km ²
Núm. Polígonos	34	19	7	5
Area	1,647.9 Km ²	6,090.6 Km ²	26,939.6 Km ²	180,433.9 Km ²
Porcentaje del área total	0.77 %	2.83 %	12.52 %	83.88 %

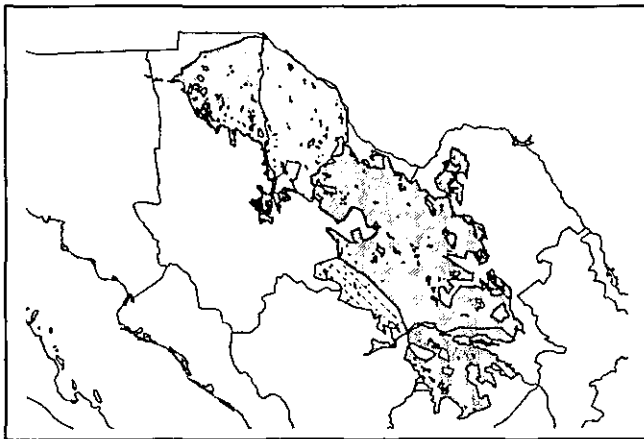


Figura 27. Cobertura de los cinco polígonos de mayor tamaño resultado de la fragmentación de la "predicción final" de BC.

La "predicción final" de BS tuvo 2 polígonos mayores a 10,000 Km², los cuales representaron el 53.94 % del área cubierta por esta predicción, y 6 polígonos entre los 1,000 y los 10,000 Km², que constituyeron el 33.25 % del área total. Entre los 8 polígonos abarcaron el 87.19 % del área total. Los estado que ocuparon fueron Sonora, con 52.94 % de la suma de los 8 polígonos, Baja California Sur, con 27.35 %, Baja California Norte, con 14.31 % y Coahuila con 5.46 % (Cuadro 15, figura 28).

Cuadro 15. Intervalos de tamaño del área de los polígonos que constituyeron la "predicción final" de BS.

	< 100 km ²	> 100 < 1,000 km ²	> 1,000 < 10,000 km ²	> 10,000 km ²
Núm. Polígonos	22	16	6	2
Area	995.3 Km ²	6,839.0 Km ²	20,332.0 Km ²	32,978.6 Km ²
Porcentaje del área total	1.63 %	11.18 %	33.25 %	53.94 %

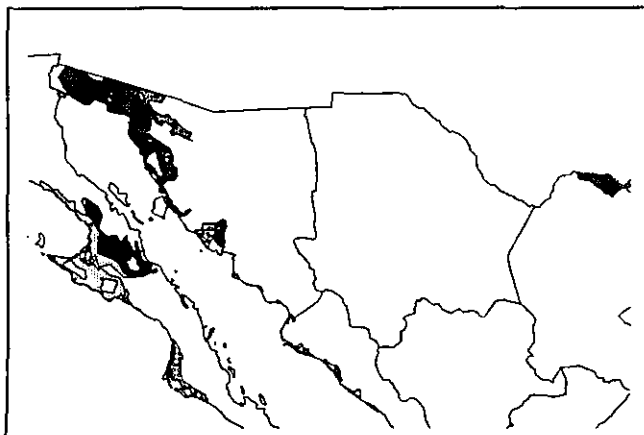


Figura 28. Cobertura de los ocho polígonos de mayor tamaño resultado de la fragmentación de la "predicción final" de BS.

La "predicción final" de BC abarcó los estados de Chihuahua, Coahuila, Durango, Zacatecas, San Luis Potosí, Nuevo León, Baja California Norte y Sonora (Cuadro 16). Los estados de Nuevo León, Baja California Norte y Sonora representaron cada uno menos del 1 % del total de la cobertura de esa predicción.

Cuadro 16. Area y perímetro cubiertos por la "predicción final" de BC por estado.

ESTADO	AREA	% DEL TOTAL	PERIMETRO	% DEL TOTAL
Chihuahua	116,330.4 Km ²	54.09 %	12,143.12 Km	43.39 %
Coahuila	62,734.5 Km ²	29.17 %	8,778.52 Km	31.36 %
Durango	21,090.1 Km ²	9.80 %	3,763.35 Km	13.45 %
Zacatecas	8,824.1 Km ²	4.10 %	1,167.18 Km	4.17 %
San Luis Potosi	4,621.0 Km ²	2.15 %	940.16 Km	3.36 %
Nuevo León	746.3 Km ²	0.35 %	421.67 Km	1.51 %
Baja California Norte	493.6 Km ²	0.23 %	543.06 Km	1.94 %
Sonora	226.5 Km ²	0.11 %	232.05 Km	0.83 %

Para BS, la "predicción final" ocupó los estados de Sonora, Baja California Sur y Norte, Coahuila y Nuevo León. Los estados con mayor cobertura fueron Sonora, Baja California Sur y Baja California Norte (Cuadro 17).

Cuadro 17. Area y perímetro cubiertos por la "predicción final" de BS por estado.

ESTADO	AREA	% DEL TOTAL	PERIMETRO	% DEL TOTAL
Sonora	28,938.7 Km ²	47.63 %	5,247.88 Km	43.16 %
Baja California Sur	15,893.5 Km ²	26.16 %	3,113.26 Km	25.61 %
Baja California Norte	10,489.3 Km ²	17.26 %	2,388.72 Km	19.65 %
Coahuila	3,648.9 Km ²	6.01 %	809.17 Km	6.66 %
Nuevo León	1,005.8 Km ²	1.65 %	288.33 Km	2.37 %
Islas del Golfo de Cal.	776.7 Km ²	1.28 %	311.19 Km	2.56 %

Como se muestra en la figura 29, Chihuahua y Coahuila abarcaron los mayores polígonos, por lo que la continuidad del hábitat en estos estados fue mucho mayor al resto. Igualmente, es importante señalar que estos dos estados compartieron el mayor polígono que se determinó en el análisis, que corresponde al que se encuentra en el extremos sureste de Chihuahua y el que cubre la mayor parte de Coahuila. La figura 23 muestra la cobertura incipiente y fragmentada de hábitat para los "berrendos Chihuahuenses" de Nuevo León, Baja California Sur y Sonora.

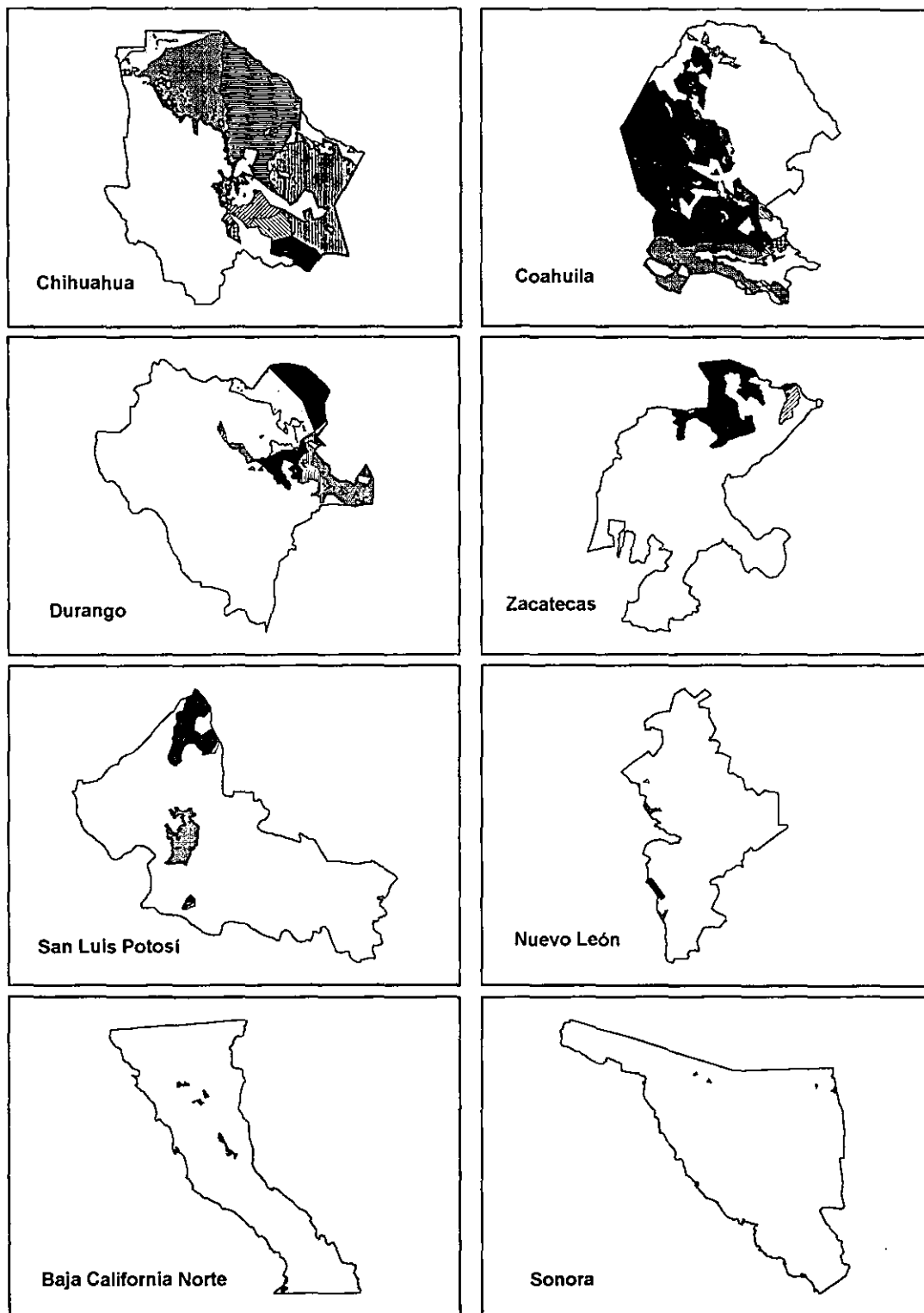


Figura 29. Cobertura de los polígonos que constituyeron la "predicción final" de BC por estado.

En lo que se refiere a la "predicción final" para BS el estado de Sonora mostró la mayor continuidad de hábitat al tener el polígono más extenso. A este le siguió Baja California Sur en donde la zona de la Reserva de la Biosfera el Vizcaíno predominó sobre el resto del territorio. Coahuila y Nuevo León mostraron una gran fragmentación del hábitat con polígonos pequeños a comparación de los tres estados del Noroeste del país (Figura 30).

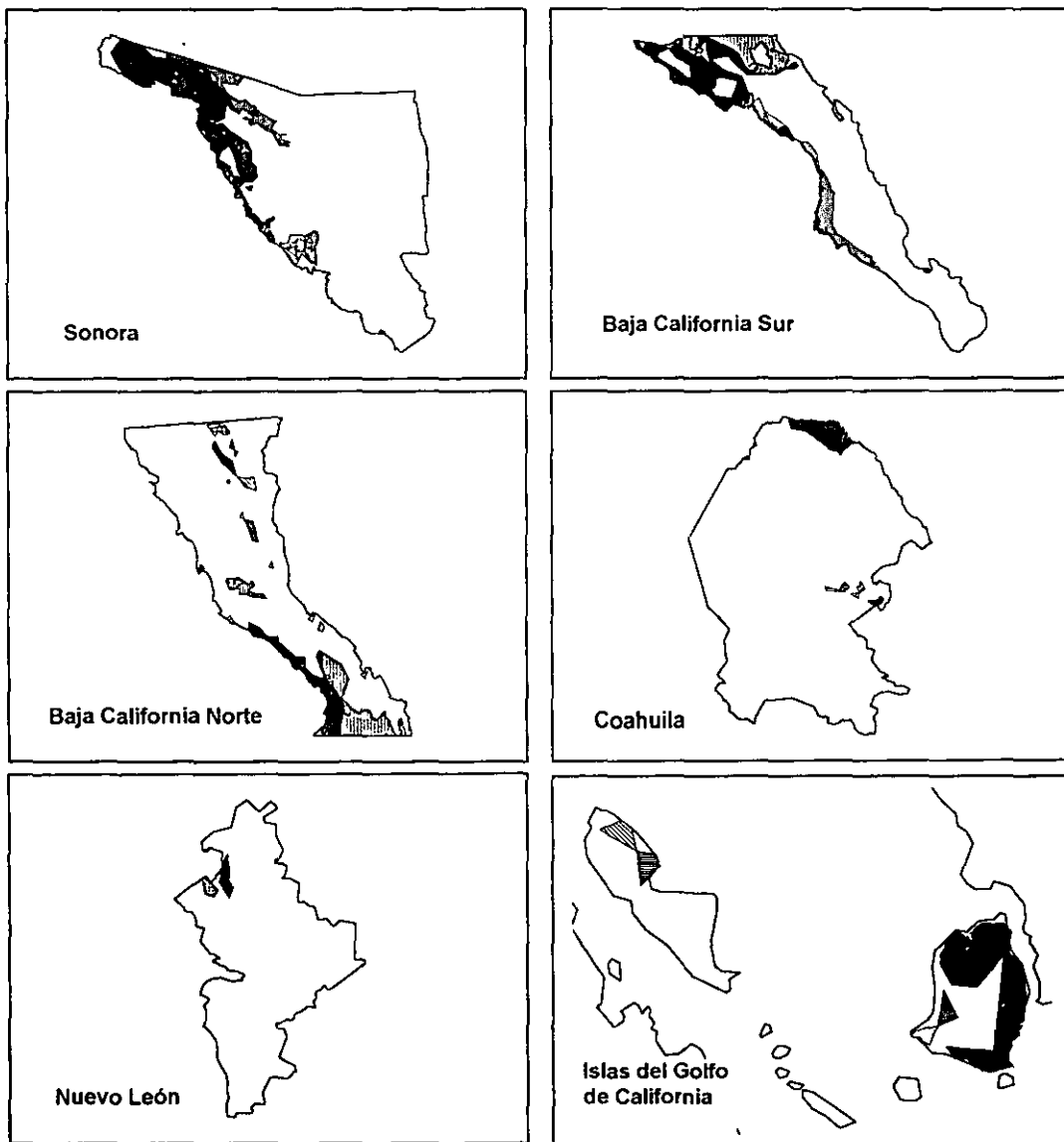


Figura 30. Cobertura de los polígonos que constituyeron la "predicción final" de BS por estado.

A continuación se muestra la coincidencia entre los polígonos que se encontraron en el Desierto del Vizcaíno, en Baja California Sur, y la distribución reportada para el berrendo peninsular (*A. a. peninsularis*; Cancino *et al.* 1994) en esta reserva de la biosfera (Figura 31).

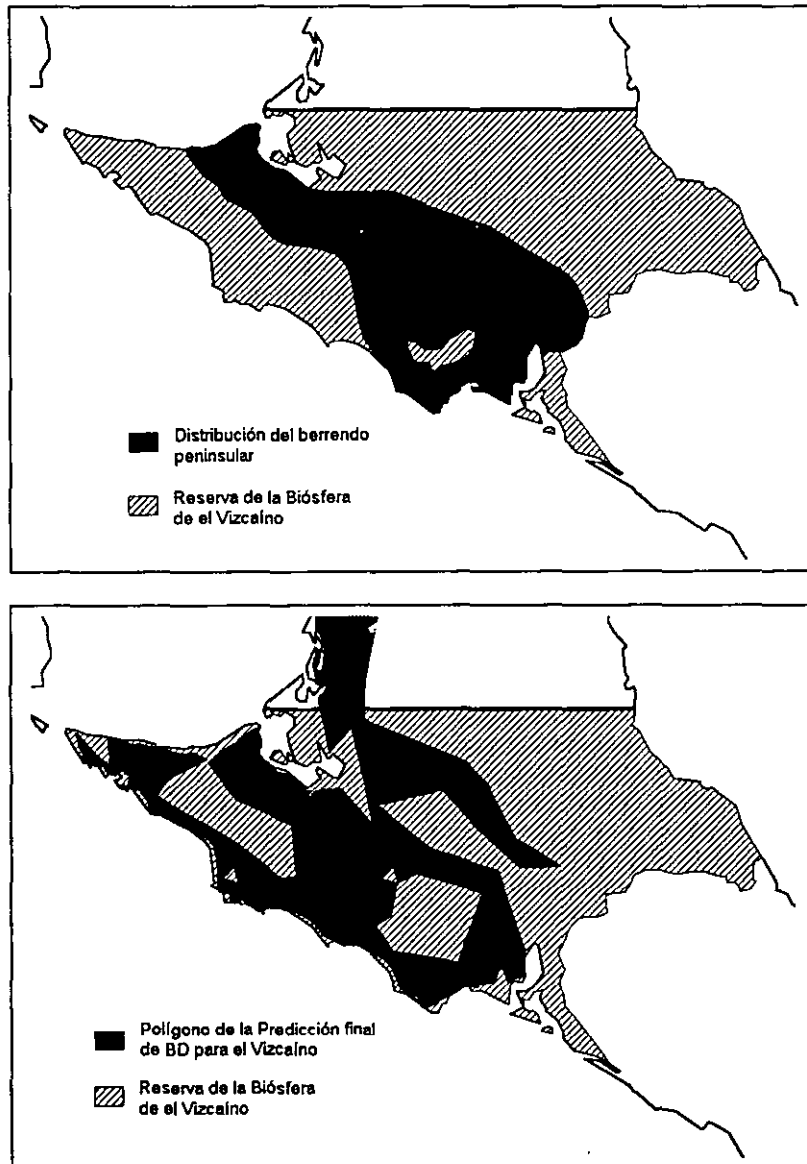


Figura 31. Comparación entre la distribución reportada para el berrendo peninsular (Cancino *et al.* 1994) y el polígono de la predicción final de BS que coincidió con ésta.

Como se muestra en la figura 32, el "clip" entre las predicciones finales de BC y BS dio como resultado un sobrelapamiento nulo entre éstas.

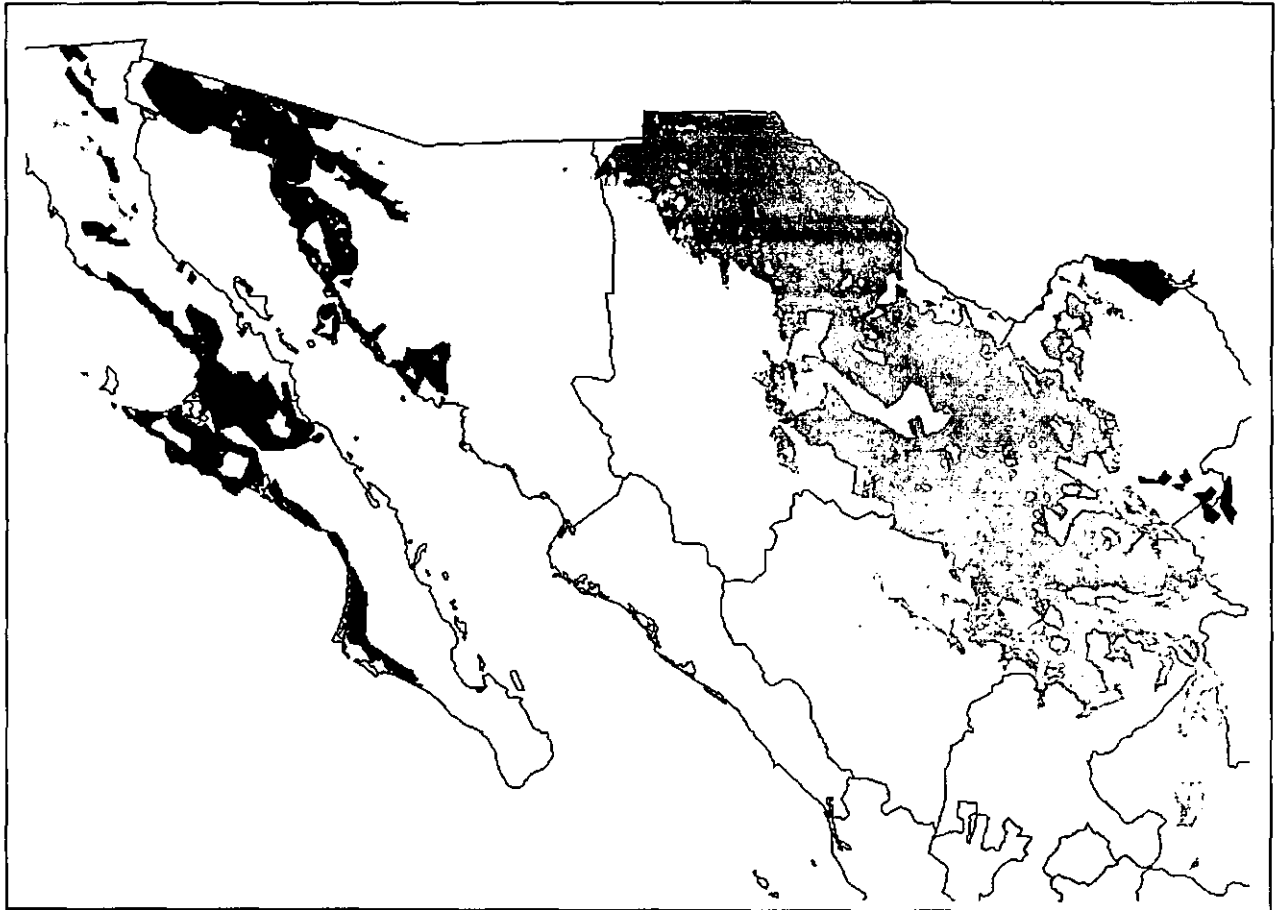


Figura 32. Comparación de la distribución de las "predicciones finales" para BC y BS. La cobertura en gris claro corresponde a BC mientras que la que se encuentra en negro es la de BS.

La figura 33 muestra los polígonos en los cuales se encontraron las tres poblaciones principales de Chihuahua. Como se destaca en esta, los tres grupos estuvieron aislados entre sí, aunque los tres ocuparon los polígonos más grandes que se obtuvieron en la predicción final de BC.

La figura 34 a su vez muestra la situación de los berrendos de sonora. De la misma forma que los de Chihuahua, estos ocuparon el polígono más grande que se obtuvo en la predicción final de BC.

DISCUSIÓN

Situación de las áreas monitoreadas y de la demografía de las poblaciones que en ellas se encontraron

Al comparar la composición vegetal de las áreas monitoreadas en la actualidad (Ver resultados cuadro 1) con la descripción de las mismas hecha por Treviño (1978), todas dominadas hace treinta años por pastizal natural, resaltó el efecto de la desertificación a la que se ha visto sujeto este tipo de vegetación característico del Desierto Chihuahuense, siendo gradualmente reemplazado por matorral xerófilo (Barbour y Christensen 1993, Flores y Gerez 1994).

A esto hay que sumarle que se han extinguido desde hace treinta años a la fecha cuatro grupos de poblaciones identificadas por Treviño (1978) como Villa Ahumada, Moctezuma, Julimes y Benavides, las cuales albergaban en 1978 un total de 108 berrendos (Ver introducción figura 2).

De las poblaciones persistentes hasta el año 2000, el tamaño promedio de grupo fue similar al reportado por Byers (1997), entre 4 y 5 individuos por grupo, considerado como adecuado. Sin embargo, al comparar los datos de crías por hembra con el reporte de Treviño (1978), los cuales todos estuvieron en la categoría de "muy pobre" según la escala de Trueblood (1971), se llegó a la conclusión que la fecundidad de las hembras en el estado de Chihuahua tendió a disminuir en los últimos treinta años.

Esto podría estar respondiendo al efecto de la desertificación en las áreas ocupadas por la especie (Barbour y Christensen 1993, Flores y Gerez 1994), reduciendo la cobertura de pastizal y aumentando la de matorral xerófilo. Se ha comprobado que la sobrevivencia de las crías se ve afectada en función del aumento de la cobertura arbustiva espaciada y la disminución en cobertura herbácea, generalmente más densa (Canon y Bryant 1997).

Los números totales de berrendos por área también se redujeron salvo para la Perla que mantuvo el mismo número en 1978 y en el 2000. Esta zona parece estar sujeta a fuertes variaciones en sus números poblacionales puesto que en

1997 se contaron un total de 57 individuos con una relación de crías por hembra sumamente alta, para posteriormente recuperar los mismos valores que tuvo en 1977 y 1978 (Treviño 1978).

Esta situación puede haber estado relacionada igualmente con la desertificación (Barbour y Christensen 1993, Flores y Gerez 1994), aún cuando el tipo de hábitat predominante en las áreas sobrevoladas en Chihuahua se encontró dentro de los parámetros de uso de hábitat de la especie, compuesto principalmente por matorral desértico micrófilo (MDM) y por pastizal natural (PN) (Yoakum 1980, Autenrieth 1983, Ockenfels *et al.* 1996, Lee *et al.* 1998). Las limitaciones en el movimiento por efecto de los cercos, muy densos y extendidos en el estado, podrían haber limitado de forma importante la sobrevivencia de la especie (Oakley 1973, Yoakum 1980, Howard *et al.* 1983, Ockenfels *et al.* 1994, Ticer *et al.* 1998).

En lo que corresponde a los datos del estado de Sonora no se obtuvieron estudios demográficos previos, por lo que no fue posible hacer comparaciones en este tema. Sin embargo, fue notoria la disminución en el rango de la especie habiéndose extinguido los grupos de lo que Phelps (1981a) denominó "población aislada" (Ver introducción figura 3).

Con respecto al tipo de vegetación que constituía el hábitat del berrendo sonorense hace treinta años reportada por Carr (1981), no parece haber cambiado de forma notoria pues sigue dominada por el matorral desértico micrófilo (MDM) y por la vegetación de suelos arenosos (VSA). Esta falta de variación podría deberse a las condiciones ya de por sí extremas de este hábitat, considerado como "el desierto más caluroso y seco de Norte América" (Carr 1981).

Es por esto que las razones que han orillado a las poblaciones de Sonora a la situación demográfica actual, muy precaria con una fertilidad de las hembras de 0 y con una disminución de un año a otro de 88 a 38 individuos, pueden deberse a una fuerte presión por cacería furtiva y a años más fuertes de sequía (INEGI 2000), por lo que la mortalidad pudo haber aumentado significativamente (Howard *et al.* 1983). Es importante señalar que según datos de INEGI (2000) hubo un fuerte descenso en la precipitación pluvial en el estado de Sonora de 1995 a 1998,

lo cual apoya la tesis de que la sequía en este estado podría haber aumentado la mortalidad y la dispersión de los grupos y reducido la fecundidad de las hembras hasta sus valores nulos.

Aún cuando en ambos estados las poblaciones se hayan reducido de forma importante con respecto a los estimados de hace treinta años (Treviño 1978, Phelps 1981a), siguen sosteniendo poblaciones viables (Ginsberg y Milner-Gulland 1994) que, en caso de ser monitoreadas y atendidas adecuadamente, pueden mantenerse y aumentar (Ockenfels *et al.* 1994). Además, es importante señalar que los datos crudos de los monitoreos aéreos representan alrededor del 70 % de la población real (Pojar y Guenzel 1999). A esto hay que sumarle la dificultad para monitorear poblaciones de berrendo sonoreense ya que no suelen en ningún momento del año agregarse en hatos grandes (Phelps 1981b) lo que hace más difícil la ubicación y por consiguiente el registro de los grupos (Allen y Samuelson 1982).

Con base en esto, se concluyó que los puntos de muestreo representaron el uso real del hábitat para las dos subespecies por lo que fueron considerados como confiables para realizar las predicciones a partir de los mismos.

Uso de hábitat para los "berrendos Chihuahuenses"

y los "berrendos Sonorenses"

Aunque la suma de las diez predicciones de BC y las de BS siguieron patrones similares, al obtener el consenso en la predicción definitiva para cada uno, el solapamiento entre éstas representó únicamente el 0.003 % del área que abarcó la predicción definitiva de BC, y el 0.01 % de la de BS.

Puesto que el GARP modela a partir de parámetros que definen el nicho de las poblaciones que le sirven de base (Peterson *et al.* 1999), los resultados de este análisis dan la pauta para proponer que el uso y los requerimientos del hábitat para las dos formas de la especie son distintos a la escala a la cual se realizó el análisis y considerando factores tales como la altitud, la precipitación pluvial, la cobertura vegetal, el tipo de uso de suelo y la topografía.

Estudios genéticos de ADN mitocondrial han demostrado que la clasificación de subespecies para el berrendo no muestra la relación filogenética entre los distintos grupos (Amor 2000). Dichos estudios demuestran que el aislamiento entre las poblaciones se dio hace poco tiempo (Amor 2000) por lo que podemos interpretar que las diferencias que hemos encontrado en el uso de hábitat entre los "berrendos Sonorenses" y los "berrendos Chihuahuenses" pueden deberse a una respuesta a las condiciones ambientales (Schmidt-Nielsen 1964). En este sentido, se han reportado casos de poblaciones aisladas de ungulados de la misma especie que, al ser mezcladas, la descendencia no tuvo éxito (Greig 1979, Templeton 1997). Esto se debió a lo que se ha denominado depresión exogámica ("outbreeding depression"), que se traduce en que las poblaciones de una misma especie que se han visto aisladas y sujetas a condiciones ambientales distintas, responden a estas para mantener su adecuación, por lo que, al ser reintroducidas con miras a aumentar la variabilidad genética de una de estas, no responden al medio de la misma forma, ya sea por desfases en las épocas reproductivas entre una y otra, o por diferencias en pautas conductuales como patrones migratorios determinados por factores como el clima o la disponibilidad de recursos (Templeton 1997). Hasta la fecha no se han documentado translocaciones de berrendos de Sonora a áreas que coincidan con el hábitat de los berrendos chihuahuenses ni *vice versa*, por lo que no podemos asegurar que las diferencias encontradas en la disponibilidad de hábitat potencial para ambas en este trabajo puedan ser consideradas como factores determinantes para diferenciarlas en unidades separadas.

Por otro lado, la distribución del berrendo peninsular (*A. a. peninsularis*; Cancino *et al.* 1994), limitada al Desierto del Vizcaíno en Baja California Sur, coincidió con el polígono de la predicción final para BS que ocupó dicha reserva de la biósfera. Cabe señalar que esta subespecie también usa áreas desérticas dominadas por el matorral desértico micrófilo (MDM), la vegetación de suelos arenosos (VSA) y la vegetación halófila y gipsófila (VHG; González-Romero y Lafón-Terrazas 1993). Por consiguiente, se podría concluir que la disponibilidad

de hábitat potencial para el berrendo peninsular es muy similar a la del "berrendo Sonorense" (BS).

El hábitat para los "berrendos Chihuahuenses" (BC) disponible actualmente en México puede ser tipificado entonces como:

- **Vegetación:** Compuesta en escala de mayor a menor cobertura por Matorral desértico micrófilo, matorral rosetófilo, pastizal natural, zonas de manejo agrícola pecuario y forestal y vegetación halófila y gipsófila.
- **Altitud:** Entre los 600 y los 1800 msnm.
- **Fragmentación:** 5 polígonos mayores a 10,000 Km², 7 entre 1,000 y 10,000 Km², 19 entre 100 y 1,000 Km² y 34 menores a 100Km².
- **Estados:** Chihuahua, Coahuila, Durango, Zacatecas, San Luis Potosí y, en mucha menor proporción, Nuevo León, Baja California Norte y Sonora.

Así como el hábitat disponible para los "berrendos Sonorenses" (BS) como:

- **Vegetación:** Compuesta en escala de mayor a menor cobertura por matorral sarcocrasiucaule, matorral desértico micrófilo, vegetación de suelos arenosos, vegetación halófila y gipsófila y manejo agrícola pecuario y forestal.
- **Altitud:** De los 0 a los 600 msnm.
- **Fragmentación:** 2 polígonos mayores a 10.000 Km², 6 entre 1,000 y 10,000 Km², 16 entre 100 y 1,000 Km² y 22 menores a 100 Km².
- **Estados:** Sonora, Baja California Sur y Norte y, en menor proporción, Coahuila y Nuevo León.

Extensión del hábitat disponible para el berrendo en México

Los resultados de este estudio muestran que el hábitat disponible para el berrendo en México no se limita a las áreas que ocupa. Esto se puede explicar debido a que las especies no ocupan la totalidad del nicho fundamental (Peterson *et al.* 1999), lo cual fue interpretado por Hutchinson (1957) como una respuesta a la competencia interspecifica. Sin embargo, otros factores pueden influir en el hecho de que las especies, aún teniendo disponibilidad de hábitat adecuado para sostener poblaciones viables, no ocupen estos parches. La cacería furtiva ha sido un factor determinante para que las poblaciones de Chihuahua y principalmente las de Sonora se vean afectadas (González-Romero y Lafón-Terrazas 1993). Por

desgracia, esta no puede ser documentada, por lo que resulta muy difícil evaluar el efecto real en las poblaciones.

Por otro lado, el aumento en el fraccionamiento de las zonas rurales por cercos ha generado que grupos que inicialmente pertenecían a la misma población se vean aislados aumentando drásticamente los efectos deletéreos de la endogamia (O'Gara 1998).

Además, las coberturas de uso de suelo proporcionadas por CONABIO agrupan a los pastizales en un solo conjunto, por lo que no es posible identificar variaciones en la diversidad vegetal de los mismos. Se ha comprobado que dicha diversidad determina la presencia de la especie por lo que, a mayor número y abundancia de especies vegetales, principalmente de herbáceas, la probabilidad de ocupación por berrendos es mayor (Cooperrider *et al.* 1986, Ockenfels *et al.* 1994, Ockenfels *et al.* 1996, Lee *et al.* 1998).

De esta manera, se puede explicar la extensión de hábitat disponible para la especie que, según nuestros resultados, supera la extensión de las áreas donde ésta se encuentra actualmente. Por consiguiente, aunque lejos de ocupar la superficie que tenía históricamente (Hall 1981) los datos de este estudio permiten vislumbrar posibilidades más reales de recuperación de la especie así como enfocar los esfuerzos a las áreas que realmente lo ameriten.

En lo que se refiere a la fragmentación del hábitat, las poblaciones monitoreadas en el estado de Chihuahua se han dividido en tres grupos los cuales se encuentran aislados entre sí. Sin embargo, están distribuidos en los tres polígonos de mayor tamaño que se obtuvieron en la predicción final de BC. Resulta difícil pretender restablecer la conectividad entre estos tres grupos (Nuevo Casas Grandes, el grupo central y la Perla, ver figura 33 en resultados) ya que los de Nuevo Casas Grandes y La Perla se encuentran a alrededor de 200 Km del grupo central. En este sentido, las probabilidades de recuperación de la población de La Perla pueden ser altas pues sus números poblacionales aparentemente se han mantenido en los últimos treinta años a pesar de la fuerte presión por la construcción de torres eléctrica en la zona y el fuerte furtivismo (Valdés com. pers.). Es posible hacer un programa de manejo de forma local con los

propietarios para que levanten los cercos y así aumente la movilidad de los mismos a lo largo del polígono de mayor tamaño de la predicción. Aunado a esto, es de suma importancia que se realicen campañas de educación ambiental para evitar que los lugareños capturen a las crías para tenerlas como mascotas.

La población de Nuevo Casas Grandes se encuentra en una situación más alarmante, pues sus números poblacionales han disminuido en los últimos treinta años, cuando eran de por sí bajos y la productividad de las hembras es también muy limitada. En caso de que aplicar una estrategia similar a la de la Perla no resuelva el problema, posiblemente resulte más viable capturar esta población e integrarla ya sea a la de la Perla o a la población central.

El grupo central es, sin duda, el que se encuentra en la mejor situación. En esta zona la densidad de los cercos es sumamente alta además que la forma como están estructurados logra aislar a los berrendos en pequeños grupos, como se vio durante las prospecciones previas a los vuelos. Para éste resulta fundamental hacer una campaña de levantamiento de cercos para asegurar el intercambio genético a todo lo largo del polígono en el que se encuentran, el cual es el segundo de mayor tamaño en la predicción final para BC. Esto podría ser suficiente para mantener esta población y estimular su crecimiento.

La población de Sonora también ocupa el polígono de mayor tamaño de la predicción final para BS, sin embargo, su situación resulta sumamente alarmante puesto que los censos reflejaron una drástica disminución en los números poblacionales de un año a otro, potenciado por el hecho de que la productividad de las hembras en ambos fue de 0. Es importante señalar que esta población se encuentra aislada de las de Arizona por la Autopista Federal 2, por lo que no se puede establecer intercambio genético entre éstas. Sin embargo, sería muy valioso complementar los datos de estos monitoreos con los que han realizado en los últimos cuatro años el Centro Ecológico de Sonora, que incluyen la población presente en el Pinacate, para tener una idea más precisa de la situación demográfica del berrendo en el estado de Sonora.

Los estados con mayor continuidad de hábitat para los "berrendos Chihuahuenses" (BC) son claramente Chihuahua y Coahuila pues poseen los

polígonos de mayor extensión de la predicción final para BC. Tanto Durango como Zacatecas, aunque con una extensión de hábitat adecuado para BC mucho menor a los dos anteriores, tienen polígonos cuya área puede albergar poblaciones importantes de la especie. San Luis Potosí, a partir de los datos de este estudio, podría servir como criadero extensivo pues contiene dos polígonos de tamaño medio, uno de los cuales lo comparte con Coahuila. Finalmente, Nuevo León, Baja California Norte y Sonora contienen polígonos por demás pequeños y sumamente fragmentados por lo que no parece posible que tengan la posibilidad de albergar poblaciones de buen tamaño.

Para los "berrendos Sonorenses" (BS) la situación es más crítica pues se encuentran muy limitados de hábitat con respecto a BC. Los estados con capacidad para albergar poblaciones grandes son Sonora, Baja California Sur y Baja California Norte. Coahuila podría funcionar como área de crianza extensiva para proyectos de repoblación. Sin embargo, tanto Nuevo León como las Islas del Golfo tienen poca extensión de hábitat como para soportar poblaciones importantes de la especie, por lo que pueden ser utilizadas únicamente como criaderos intensivos. Cabe señalar que, a mediados de los años setenta, se intentó introducir un hato de berrendos a la Isla Tiburón. Desgraciadamente, según comentarios de los propietarios de la Isla, la Comunidad Seri, la presión por furtivismo fue muy alta por lo que para el mismo año habían desaparecido todos los berrendos.

El GARP como herramienta para determinar la disponibilidad de hábitat para especies en peligro de extinción

Estudios anteriores con especies de mamíferos mayores han permitido determinar la extensión potencial del hábitat disponible para las mismas a nivel regional (Mladenoff *et al.* 1995, Smith *et al.* 1998), aunque la escasa bibliografía al respecto resalta el hecho de que estos modelos no son todavía ampliamente utilizados con fines aplicados.

La capacidad predictiva que ha demostrado el algoritmo genético GARP (Peterson y Cohoon 1999, Peterson *et al.* 1999), lo convierte en una herramienta

por demás atractiva para fines aplicados en conservación y manejo. Sin embargo y de forma generalizada, en su mayoría los trabajos realizados anteriormente con esta herramienta han basado sus predicciones en datos obtenidos a partir de colecciones (Peterson *et al.* 1999, Joseph y Stockwell 2000, Sánchez-Cordero y Martínez-Mayer 2000). Otros métodos predictivos, como la regresión logística (LR), los análisis discriminarios (DA) y la redes neuronales artificiales (ANN) han sido aplicados con base en datos de muestreos que, en muchas ocasiones, fueron realizados por los mismos autores (Mladenoff *et al.* 1995, Smith *et al.* 1998, Carroll *et al.* 1999, Manel *et al.* 1999, Cowley *et al.* 2000) evitando tener que adjudicar a los ejemplares de las colecciones ubicaciones puntuales poco precisas. De la misma manera, para evaluar la cantidad de variables necesarias para tener un éxito predictivo adecuado mediante el uso de GARP, Peterson y Cohoon (1999) utilizaron datos obtenidos a partir de muestreos de tres especies de aves realizados por el US Fish and Wildlife Service durante varios años a lo largo del periodo de apareamiento de las mismas. El éxito predictivo obtenido en estos trabajos han demostrado que es posible tener resultados precisos y significativos a partir de datos de monitoreos. Sin embargo, la gran ventaja que suponen los ejemplares de las colecciones es el hecho de que abarcan una escala temporal mucho más amplia, por lo general, que los monitoreos faunísticos.

Los resultados de este trabajo a través del uso del algoritmo genético GARP contribuirán establecer estrategias de manejo más precisas para el berrendo en nuestro país, además de darnos una visión más clara y esperanzadora para la conservación de la especie. Queda claro que el área de distribución de ésta se ha reducido de forma alarmante en los últimos años, sin embargo, la disponibilidad de hábitat potencial no se ha visto afectada en la misma proporción. Aunque no se puede recuperar el rango histórico de distribución, se pueden enfocar esfuerzos a conservar el hábitat que queda y a asegurar que sea ocupado por la especie.

CONCLUSIÓN

- Las poblaciones de berrendo en México han disminuido de manera importante sus números en los últimos treinta años como respuesta a la fuerte desertificación en sus áreas de distribución, a la posible pérdida de diversidad vegetal en los tipos vegetales más apropiados para la especie, así como por el aislamiento provocado por el ser humano y que se traduce en la construcción de autopistas, ciudades y en la división por medio de cercos de los predios y ranchos ganaderos. Como respuesta al aislamiento al que se han visto las poblaciones de berrendo sujetas en nuestro país, la características del hábitat que utilizan son distintas en Sonora y en Chihuahua, por lo que la disponibilidad de hábitat potencial para los berrendos sonorenses es distinta a la de los berrendos chihuahuenses. Sin embargo, los berrendos peninsulares comparten características de hábitat muy similares a las de los berrendos de Sonora.
- El hábitat potencial para el berrendo no se limita a las zonas en las cuales se tienen registradas poblaciones. Este está constituido por una extensión de alrededor de 280,000 Km² en la República Mexicana. Este rango es menor al histórico por lo que es claro que ha habido una pérdida importante de los ecosistemas que sostenían al berrendo en nuestro país. La disponibilidad de hábitat se limita principalmente a los estados de Chihuahua, Coahuila, Sonora, Baja California Norte y Sur y, en menor medida y más fragmentada, a San Luis Potosí, Durango, Zacatecas y Nuevo León.
- El "genetic algorithm for rule-set prediction" (GARP) ha demostrado ser una herramienta sumamente útil para obtener información sobre la distribución de especies en peligro de extinción y la extensión real de hábitat para éstas. Esto permite reducir la incertidumbre para plantear estrategias de manejo como la evaluación de hábitats adecuados para dichas especies para su reintroducción, o conocer la extensión y conectividad de zonas ocupadas por éstas. Estas herramientas deben ser utilizadas con fines

aplicados para la toma de decisiones en términos de manejo y conservación de fauna silvestre.



ESTA TESIS NO SALE
DE LA BIBLIOTECA

BIBLIOGRAFÍA

- Adamus, P. R. 1995. Validating a habitat evaluation method for predicting avian richness. *Wildlife Society Bulletin* 23:743-749.
- Allen, S. H. y J. M. Samuelson. 1982. Precision and bias of a summer aerial transect census of pronghorn antelope. *Proceedings Pronghorn Antelope Workshop*. 10: 50-57.
- Amor, D. 2000. Filogenia y estructura genética del berrendo (*Antilocapra americana*) e implicaciones para su conservación. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, UNAM. 95 pp.
- Austin, M. P. y J. A. Meyers. 1996. Current approaches to modeling the environmental niche of eucalyptus: implications for management of forest biodiversity. *Forest Ecology and Management*. 85: 95-106.
- Autenrieth, R. 1983. Guidelines for the management of pronghorn antelope. Reprinted by the Texas Parks and Wildlife Department. Austin, Texas. 51 pp.
- Barbour, M.G. y N.L. Chistensen. 1993. *Vegetation in Flora of North America north of Mexico*. Vol.1. Oxford University Press, New York.
- Barret, M. W. 1984. Movements, habitat use, and predation on pronghorn fawns in Alberta. *Journal of Wildlife Management*. 48(2): 542-550.
- Bojórquez-Tapia, L. A., P. Balvanera y A. D. Cuarón. 1994. Environmental auditing. Biological inventories and computer data bases: Their role in environmental assessments. *Environmental Management*. 18(5): 775-785.
- Brown, J. H. 1995. *Macroecology*. The University of Chicago Press. USA. 269 pp.
- Byers, J. A. 1997. *American Pronghorn. Social Adaptations and the Ghosts of Predators Past*. The University of Chicago Press. Chicago. 300 pp.
- Callicot, J. B. 1997. Conservation values and ethics. En *Principles of Conservation Biology*. 2nd Ed. (G. K. Meffe y C. R. Carroll, eds.). USA. 29-55 pp.
- Cancino, J., P. Miller, J. Bernal Stopen y J. Lewis (eds.). 1995. *Population and habitat viability assessment for the peninsular pronghorn (Antilocapra*

- americana peninsularis). IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group: Apple Valley, Minnesota. 113 pp.
- Cancino, J., R. Rodríguez-Estrella y B. Sanabria. 1994. Census of the peninsular pronghorn. *Proceedings Pronghorn Antelope Workshop*. 16: 168-175.
- Canon, S. K. y F. C. Bryant. 1997. Bed-site characteristics of pronghorn fawns. *Journal of Wildlife Management*. 61(4): 1134-1141.
- Carr, J. N. 1981. Habitat of the Sonoran pronghorn. En *The Sonoran Pronghorn. Special Report Number 10*. Arizona Game and Fish Department. 11-19 pp.
- Carroll, C., W. J. Zielinski y R. F. Noss. 1999. Using presence-absence data to build and test spatial habitat models for the fisher in the Klamath Region, U.S.A. *Conservation Biology*. 13(6): 1344-1359.
- Ceballos, G. y D. Navarro. 1995. Diversity and conservation of Mexican mammals. En *Latin American Mammals. History, Biodiversity, and Conservation*. (M. A. Mares y D. J. Schmidly, eds.) USA. 167-197 pp.
- Clark, J. S., E. Macklin y L. Wood. 1998. Stages and spatial scale of recruitment limitation in Southern Appalachian forests. *Ecology*. 79: 195-217.
- Cooperrider, A. Y., R. J. Boyd y H. R. Stuart. 1986. *Inventory and Monitoring of Wildlife Habitat*. U. S. Department of Interior. Bureau of Land Management Service Center. Denver, Colorado. 858 pp.
- Cowley, M. J. R., R. J. Wilson, J. L. León-Cortés, D. Gutiérrez, C. R. Bulman y C. D. Thomas. 2000. Habitat-based statistical models for predicting the spatial distribution of butterflies and day-flying moths in a fragmented landscape. *Journal of Applied Ecology*. 37: 60-72.
- Cumming, G. S. 2000. Using between-model comparisons to fine-tune linear models of species ranges. *Journal of Biogeography*. 27: 441-455.
- Dalrymple, B. W. 1994. Look for isolated places with light hunting pressure and modest herds. *Annual Petersen's Hunting*. 32-37.
- Diario Oficial de la Federación. 1994. Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-1994. Lunes 16 de mayo. 1-60.

- Duncan, R. P., T. M. Blackburn y C. J. Veltman. 1999. Determinants of geographical range sizes: a test using introduced New Zealand birds. *Journal of Animal Ecology*. 68(5): 963-975.
- ESRI (Environmental Systems Research Institute.). 1999a. ArcView GIS, Ver. 3.2. ESRI Inc. California, USA.
- ESRI (Environmental Systems Research Institute.). 1999a. Spatial Analyst, Ver. 2.0. ESRI Inc. California, USA.
- Fa, J. E., J. Juste, J. Pérez del Val y J. Castroviejo. 1995. Impact of market hunting on mammal species in Equatorial Guinea. *Conservation Biology*. 9(5): 1107-1115.
- Flores, O. y P. Gerez. 1994. Pastizal-Zacatonal. En *Biodiversidad y Conservación en México: Vertebrados, vegetación y uso de suelo*. (CONABIO y UNAM, ed.). 71-15 pp.
- Forman, R. T. T. y M. Godron. 1986. *Landscape Ecology*. John Wiley and Sons, New York.
- Frick, C. 1937. Horned ruminants of North America. *Bulletin of the American Museum of Natural History*. 69: 1-669.
- Ginsberg, J. R. y E. J. Milner-Gulland. 1994. Sex-biased harvesting and population dynamics in ungulates: implications for conservation and sustainable use. *Conservation Biology*. 8(1): 157-166.
- Gioia, P. y J. P. Pigott. 2000. Biodiversity assessment: a case study in predicting richness from the potential distribution of plant species in the forests of south-western Australia. *Journal of Biogeography*. 27(5): 1065-1078.
- González-Romero, A. y A. Lafón Terrazas. 1993. Distribución y estado actual del berrendo (*Antilocapra americana*) en México. En *Avances en el estudio de los mamíferos de México*. (R. A. Medellín y G. Ceballos, eds). Asociación Mexicana de Mastozoología, A. C. México. 464 pp.
- Gough, M. C. y S. P. Rushton. 2000. The application of GIS-modelling to mustelid landscape ecology. *Mammal Revue*. 30(3-4): 197-216.
- Greig, G. C. 1979. Principles of genetic conservation in relation to wildlife management in Southern Africa. *S. Af. Tidskr. Naturnav*. 9: 57-78.

- Guisan, A. y N. E. Zimmermann. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*. 135: 147-186.
- Hall, J. G. 1981. *The Mammals of North America*. John Wiley and Sons, New York.
- Hansen, C. G. 1990. Habitat evaluation. En *The Desert Bighorn Sheep. Its Life History, Ecology, and Management*. (G. Monson y L. Sumner, eds.) The University of Arizona Press, Arizona. 320-335 pp.
- Holland, J.H. (1975) "Adaptation in natural and artificial systems", Ann Arbor, MI: The University of Michigan Press.
- Howard, V. W., J. L. Holechek y R. D. Pieper. 1983. Roswell pronghorn study. Final report to the Bureau of Land Management. New Mexico Department of Game and Fish. 113 pp.
- Hutchinson, G. E. 1957. Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology*. 22: 415-427.
- INE. 2000. Proyecto para la conservación, manejo y aprovechamiento sustentable del Berrendo (*Antilocapra americana*) en México. Dirección General de Vida Silvestre. México. 103 pp.
- INEGI. 2000. *Estadísticas del Medio Ambiente. México, 1999*. Tomo I. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. México. 540 pp.
- Janis, C. 1982. Evolution of horns in ungulates: Ecology and paleoecology. *Biol. Rev.* 57: 261-318.
- Johnson, B. K., F. G. Lindzey y R. J. Guenzel. 1991. Use of aerial line transect surveys to estimate pronghorn populations in Wyoming. *Wildlife Society Bulletin* 19: 315-321.
- Joseph, L. y D. Stockwell. 2000. Temperature-based models of the migration of Swainson's Flycatcher (*Miyarchus swainsoni*) across South America: A new use for museum specimens of migratory birds. *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia*. 150: 293-300.
- Kitchen, D. W. 1974. Social behavior and ecology of the pronghorn. *Wildlife Monographs*. 38: 1-96.

-
- Knick, S. T. and D. L. Dyer. 1997. Distribution of black-tailed jackrabbit habitat determined by GIS in southwestern Idaho. *Journal of Wildlife Management* 61:75-85.
- Kurtén, B. y E. Anderson. 1980. *Pleistocene mammals of North America*. Columbia University Press. N.Y.
- Lawlor, T. E. 1996. Species numbers, distributions, and compositions of insular faunas of mammals. En *Contributions in Mammalogy: A Memorial Volume Honoring Dr. J. Knox Jones, Jr.* Museum of Texas Tech University. 285-295 pp.
- Lee, R. M., J. D. Yoakum, B. W. O'Gara, T. M. Pojar y R. A. Ockenfels, eds. 1998. *Pronghorn Management Guides*. 18th Pronghorn Antelope Workshop, Prescott, AZ. 110 pp.
- Lek, S. M. Delacoste, P. Baran, I. Dimopoulos, J. Lauga y S. Aulanier. 1996. Application of neural networks to modelling nonlinear relationships in ecology. *Ecological Modelling*. 90: 39-52.
- Leopold, A. S. 1959. *Wildlife of Mexico*. The University of California Press. Berkeley. 568 pp.
- Lewis, D., G. B. Kaweche y A. Mwenya. 1990. Wildlife conservation outside protected areas - Lessons from an experiment in Zambia. *Conservation Biology*. 4(2): 171-180.
- Li, W., Z. Wang, Z. Ma y H. Tang. 1997. A regression model for the spatial distribution of red-crown crane in Yancheng Biosphere Reserve, China. *Ecological Modelling*. 103: 115-121.
- MacArthur, R. H. 1972. Coexistence of species. En *Challenging Biological Problems*. (J. Behnke, ed.) Oxford University Press. N. Y. 253-259 pp.
- Manel, S., J. M. Dias, S. T. Buckton y S. J. Ormerod. 1999. Alternative methods for predicting species distribution: an illustration with Himalayan river birds. *Journal of Applied Ecology*. 36: 734-747.
- Meffe, G. K. y C. R. Carroll, 1997a. What is conservation biology? En *Principles of Conservation Biology*. 2nd Ed. (G. K. Meffe y C. R. Carroll, eds.). USA. 3-27 pp.

- Meffe, G. K. y C. R. Carroll, 1997b. The species in conservation. En *Principles of Conservation Biology*. 2nd Ed. (G. K. Meffe y C. R. Carroll, eds.). USA. 57-86 pp.
- Mittermeier, R. A. y C. Goettsch Mittermeier. 1998. *Megadiversidad*. Cemex. México. 501 pp.
- Mladenoff, D. J., T. A. Sickley, R. G. Haight y A. P. Wydeven. 1995. A regional landscape analysis and prediction of favorable gray wolf habitat un the northern Great Lakes region. *Conservation Biology*. 9(2): 279-294.
- Myers, N. 1990. Mass extinctions: What can the past tell us about the present and the future? *Global and Planetary Change*. 82: 175-185.
- Navarro-Sigüenza, A. G. 1998. Distribución geográfica y ecología de la avifauna del estado de Guerrero, México. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias. UNAM. México. 182 pp.
- Nelson, E. W. 1925. Status of the pronghorned antelope, 1922-1924. U. S. Department. Agriculture Bulletin, 1346: 1-66.
- Nix, H. A. 1986. A biogeographic analysis of Australian elapid snakes. En *Atlas of Australian Elapid Snakes*. (Bureau Flora Fauna, ed.) Bureau Flora Fauna, Canberra. 4-15 pp.
- Noss, R. F. 1983. A regional landscape approach to maintain diversity. *BioScience*. 33: 700-706.
- O'Gara, B. W. 1978. *Antilocapra americana*. *Mammalian Species*. (90): 1-7.
- O'Gara, B. W. 1999. Evidence of inbreeding effects on an isolated pronghorn population. *Proceedings Pronghorn Antelope Workshop*. 18: 91-93.
- Oakley, C. 1973. The effects of livestock fencing on antelope. *Wyoming Wildlife*. 37(12): 26-29.
- Ockenfels, R. A., A. Alexander, C. L. D. Ticer y W. K. Carrel. 1994. Home ranges, movement patterns, and habitat selection of pronghorn in Central Arizona. Arizona Game and Fish Department. Technical Report # 13. pp 80.
- Ockenfels, R. A., C. L. Ticer, A. Alexander y J. A. Wennerlund. 1996. A landscape-level pronghorn habitat evaluation model for Arizona. Arizona Game and Fish Department. Technical Report # 19. 1-51 pp.

- Ord, G. 1815. North American zoology. En *Guthrie's Geography*. 2nd ed. Vol. 2. Johnson and Warner. Philadelphia. 292-308 pp.
- Orians, G. H. 1997. Global biodiversity I: Patterns and processes. En *Principles of Conservation Biology*. 2nd Ed. (G. K. Meffe y C. R. Carroll, eds.). USA. 87-121 pp.
- Osborn, P. E. y B. J. Tigar. 1992. Interpreting bird atlas data using logistic models: an example from Lesotho, Southern Africa. *Journal of Applied Ecology*. 29. 55-62.
- Pallares, E. 1999. El retorno del berrendo: Rescate de una especie en peligro de extinción. *National Geographic*. 4(3): *Conservación en América Latina*.
- Peterson, A. T. y K. P. Cohoon. 1999. Sensitivity of distributional prediction algorithms to geographic data completeness. *Ecological Modelling*. 117: 159-164.
- Peterson, A. T., J. Soberón y V. Sánchez-Cordero. 1999. Conservatism of ecological niches in evolutionary time. *Science*. 285: 1265-1267.
- Peterson, A. T., V. Sánchez-Cordero, J. Soberón y A. G. Navarro-Sigüenza. 2001. Effects of global climate change on geographic distributions of Mexican Cracidae (aves). En prensa.
- Phelps, J. S. 1981a. Present distribution of the Sonoran pronghorn. En *The Sonoran Pronghorn. Special Report Number 10*. Arizona Game and Fish Department. 28-33 pp.
- Phelps, J. S. 1981b. Biological observations in the Sonoran pronghorn. En *The Sonoran Pronghorn. Special Report Number 10*. Arizona Game and Fish Department. 28-33 pp.
- Pojar, T. M. y R. J. Guenzel. 1999. Comparison of fixed-wing line transect and helicopter quadrat pronghorns surveys. *Proceedings Pronghorn Antelope Workshop*. 18: 64-68.
- Pulliam, H. R. 1988. Sources, sinks and population regulation. *American Naturalist*. 132: 652-661.
- Pulliam, H. R. 2000. On the relationship between niche and distribution. *Ecology Letters*. 3: 349-361.

- Pulliam, H. R. y J. B. Dunning. 1997. Demographic processes: population dynamics on heterogeneous landscapes. En *Principles of Conservation Biology*. 2nd Ed. (G. K. Meffe y C. R. Carroll, eds.). USA. 203-232 pp.
- Raven, P. O. y E. O. Wilson. 1997. A 50-year plan for biodiversity surveys. En *Principles of Conservation Biology*. 2nd Ed. (G. K. Meffe y C. R. Carroll, eds.). USA. 92-93 pp.
- Sánchez-Cordero, V. y E. Martínez-Meyer. 2000. Museum specimen data predict crop damage by tropical rodents. *PNAS*. 97(13): 7074-7077.
- Schmidt-Nielsen, K. 1964. *Desert Animals*. Oxford University Press. New York. 211 pp.
- Smith, J. L. D., S. C. Ahearn y C. McDougal. 1998. Landscape analysis of tiger distribution and habitat quality in Nepal. *Conservation Biology*. 12(6): 1338-1346.
- Soulé, M. E. 1991. Conservation tactics for a constant crisis. *Science*. 253: 744-750.
- Stockwell, D. R. B. y I. R. Noble. 1991. Induction of sets of rules from animal distribution data: A robust and informative method of data analysis. *Mathematics and Computers in Simulation*. 32: 249-254.
- Stockwell, D. R. B. 1999. Genetic Algorithms II. En *Machine Learning Methods for Ecological Applications*. (A. H. Fielding, ed.). Kluwer Academic Publishers. Massachusetts. 124-144 pp.
- Stuart, A. J. 1990. Mammalian extinctions in late Pleistocene of Northern Eurasia and North America. *Biol. Rev.* 66: 453-562.
- Templeton, A. R. 1997. Coadaptation, local adaptation and outbreeding depression. En *Principles of Conservation Biology*. 2nd Ed. (G. K. Meffe y C. R. Carroll, eds.). USA. 174-175 pp.
- Ticer, D. L., S. R. Boe, R. A. Ockenfels y J. C. deVos, JR. 1999. Factors affecting home ranges and movements of pronghorn on a shortgrass prairie of Northern Arizona. *Proceedings Pronghorn Antelope Workshop*. 18: 84-90.
- Treviño, J. C. 1978. Number and distribution of pronghorn-antelope in Chihuahua. Master of Science in Wildlife Science. New Mexico State University.

- Trueblood, R. W. 1971. Statewide wildlife and inventory. Pittman-Robertson jpb Program Report. W-130-R-2. Montana Fish and Game Department. Helena. 26 pp.
- Webb, S. D. 1977. A history of savanna vertebrates in the new world. Part I. North America. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 8: 355-380.
- White, R. W. 1957. An evaluation of white-tailed deer (*Odocoileus virginianus couesi*) habitats and foods in southern Arizona. M. S. thesis, University of Arizona, Tucson. 60 pp.
- Wilkie, D. S., J. G. Sidle y G. C. Boundzanga. 1992. Mechanized logging, market hunting, and a bank loan in Congo. *Conservation Biology*. 6(4): 570-580.
- Wilkie, D. S., J. G. Sidle y G. C. Boundzanga. 1992. Mechanized logging, market hunting, and a bank loan in Congo. *Conservation Biology*. 6(4): 570-580.
- Williams, G. C. 1992. *Natural selection: Domains, levels, and challenges*. Oxford University Press. N.Y.
- Wilson, E. O. 1989. Threats to biodiversity. *Scientific American*. 261:108-117.
- Yoakum, J. 1979. Managing rangelands for pronghorns. *Rangelands*. 1: 146-148.
- Yoakum, J. 1980. Habitat management guides for the American pronghorn antelope. U. S. Department of the Interior. Bureau of land Management. Technical Note. 77 pp.