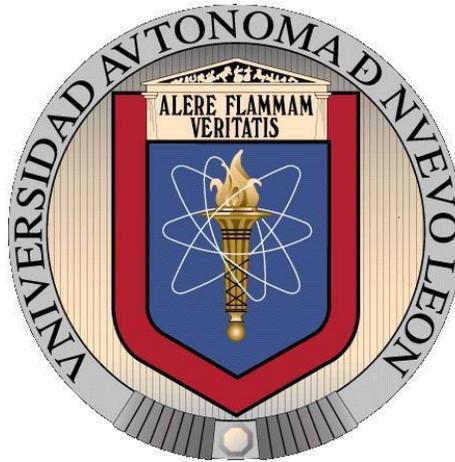


UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES
SUBDIRECCIÓN DE POSGRADO



Evaluación poblacional y del hábitat de un grupo de borregos cimarrones (*Ovis canadensis mexicana* Merriam, 1901), translocado en la Sierra Maderas del Carmen, Coahuila, México.

TESIS

Como requisito parcial para obtener el grado de:

MAESTRÍA EN CIENCIAS FORESTALES

Presenta:

ING. RAMIRO VELÁZQUEZ RINCÓN

Linares, Nuevo León, México

Enero de 2012

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES
SUBDIRECCIÓN DE POSGRADO

Evaluación poblacional y del hábitat de un grupo de borregos cimarrones (*Ovis canadensis mexicana* Merriam, 1901), translocado en la Sierra Maderas del Carmen, Coahuila, México.

TESIS

Como requisito parcial para obtener el grado de:

MAESTRÍA EN CIENCIAS FORESTALES

Presenta:

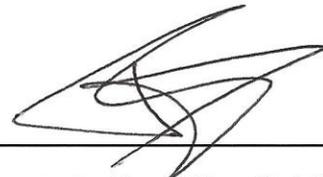
ING. RAMIRO VELÁZQUEZ RINCÓN

COMITÉ DE TESIS



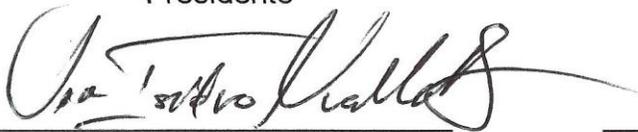
Dr. César Cantú Ayala

Presidente



Dr. Fernando González Saldívar

Secretario



Dr. José Uvalle Saucedá

Vocal

Dr. Alejandro Espinosa Treviño

Asesor Externo

AGRADECIMIENTOS

Manifiesto mi agradecimiento a todas las personas e instituciones que participaron de alguna manera en la realización de este trabajo;

A CEMEX S.A de C.V., que me facilitó medios para la realización de esta investigación, tanto financieros como logísticos en la Sierra Maderas del Carmen, Coahuila, así como por el apoyo para la realización de la estancia académica en la Universidad de Texas en Austin. En particular al Dr. Alejandro Espinosa Treviño, quien con gran confianza me invitó a desarrollar este trabajo y me brindó herramientas para lograrlo. A Dan Roe por impulsar el desarrollo de actividades académicas. Al Dr. Jonás Delgadillo Villalobos y al M.C. Hugo Sotelo Gallardo quienes además de ser mis maestros en manejo de vida silvestre, me ayudaron con el trabajo de campo y escritorio, me recibieron en sus familias y sus palabras han sido de gran utilidad en momentos decisivos. A Bonnie y Billy Pat McKinney por el apoyo durante el trabajo de campo. Al Ing. Armando Galindo por las facilidades logísticas y su hospitalidad. A la M.C. Emma Gómez por las sugerencias y la ayuda en los transectos de vegetación. De la misma manera, gracias a Gilberto Martínez, Don Chuy y el resto del equipo de trabajo en el rancho Pilares. El gran espectáculo de ver borregos cimarrones libres en el Noroeste de Coahuila ha sido posible gracias al trabajo arduo de todo este equipo por más de diez años en el Proyecto El Carmen, es un honor para mí mostrar parte de esa labor.

Al Dr. César Cantú Ayala, cuya disposición y orientación al dirigir el trabajo han sido una motivación para mejorar tanto el documento como en lo personal. Al Dr. Alejandro Espinosa Treviño y al Dr. Jonás Delgadillo Villalobos quienes ayudaron a construir las ideas. Al Dr. Fernando González Saldívar por las observaciones al escrito y la información facilitada para complementar el trabajo. Al Dr. José Uvalle Saucedo por las sugerencias y la disposición. Gracias por involucrarse tan activamente en el tema.

Al Dr. Eduardo Estrada Castellón por su ayuda con la identificación de las plantas. Al Dr. Mario García Aranda por las primeras instrucciones para la manipulación del software MaxEnt.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT), por el financiamiento para mis estudios de maestría.

A todos los profesores de la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma de Nuevo León de quienes aprendí mucho.

Al Ph. D. Sahotra Sarkar y al B.S. Blake Sissel de la sección de Biología Integrativa de la Universidad de Texas en Austin, TX, quienes compartieron conmigo su experiencia en el campo de la modelación de especies y hábitats, y en cuyo laboratorio se corrieron los modelos presentados en el último objetivo del presente trabajo.

A mis amigos y compañeros de la Facultad de Ciencias Forestales, quienes han hecho de ésta una gran experiencia de continuo aprendizaje, no sólo en el campo académico.

A todos, reitero mi agradecimiento y respeto.

CONTENIDO

ÍNDICE DE FIGURAS	7
RESUMEN	9
ABSTRACT	10
1. INTRODUCCIÓN.....	11
2. ANTECEDENTES.....	12
2.1. Clasificación Taxonómica.....	12
2.2. Descripción	13
2.3. Distribución	15
2.4. Área de actividad y preferencia de hábitat	16
3. HIPÓTESIS.....	18
4. OBJETIVOS.....	18
4.1. General	18
4.2. Específicos.....	18
5. MATERIALES Y MÉTODOS.....	19
5.1. Área de estudio	19
5.1.1. Localización	19

5.1.2.	Fisiografía	20
5.1.3.	Ambiente geológico	21
5.1.4.	Suelos.....	22
5.1.5.	Clima	23
5.1.6.	Hidrología	25
5.1.7.	Comunidades vegetales	26
5.2.	Desarrollo Metodológico.....	32
5.2.1.	Monitoreo.....	32
5.2.2.	Área de Actividad.....	34
5.2.3.	Caracterización de la vegetación.....	40
5.2.4.	Modelación de hábitat potencial en MaxEnt	45
6.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	51
6.1.	Situación demográfica.....	51
6.2.	Área de Actividad	54
6.3.	Modelo de distribución de hábitat potencial	58
7.	CONCLUSIONES	69
8.	LITERATURA CITADA	71
9.	ANEXO	76

ÍNDICE DE FIGURAS

	Página
<i>Figura 1.</i> Ejemplar de borrego cimarrón en la zona de Vista hermosa, ladera Oeste de la Sierra Maderas del Carmen	13
<i>Figura 2.</i> Distribución histórica del borrego cimarrón en Norte América	15
<i>Figura 3.</i> Ubicación de la Sierra Maderas del Carmen, Coahuila, México.....	19
<i>Figura 4.</i> Vista panorámica de la Sierra Maderas del Carmen	21
<i>Figura 5.</i> Terreno utilizado por el borrego cimarrón en la sierra Maderas del Carmen.	27
<i>Figura 6.</i> Localización de animales mediante radio-telemetría (Monitoreo).	32
<i>Figura 7.</i> Colocación de radio-collar transmisor para monitoreo.	33
<i>Figura 8.</i> Establecimiento de transectos para caracterización de la vegetación.	41
<i>Figura 9.</i> Depredación de hembra de borrego cimarrón por puma	51
<i>Figura 10.</i> Un grupo mixto de borregos cimarrones se alimenta en la zona de El Cedro, ladera Oeste de la Sierra Maderas del Carmen.	53
<i>Figura 11.</i> Áreas ocupadas por la población total de borrego cimarrón durante la primavera 2010.	56
<i>Figura 12.</i> Áreas ocupadas por la población total de borrego cimarron durante el verano 2010.....	56

<i>Figura 13.</i> Áreas ocupadas por la población total de borrego cimarrón durante el otoño 2010.	57
<i>Figura 14.</i> Áreas ocupadas por la población total de borrego cimarrón durante el invierno 2010-2011	57
<i>Figura 15.</i> Modelo 1 - Distribución del hábitat potencial para <i>Ovis canadensis mexicana</i>	59
<i>Figura 16.</i> Prueba de Jackknife - Contribución de las variables al entrenamiento del modelo 1.	61
<i>Figura 17.</i> Prueba de Jackknife - Contribución de las variables a la prueba del modelo 1.	62
<i>Figura 18.</i> Prueba de Jackknife - Contribución de las variables al área bajo la curva del modelo 1.	63
<i>Figura 19.</i> Modelo 2 - Distribución del hábitat potencial para las subespecies de borrego cimarrón de desierto.	64
<i>Figura 20.</i> Prueba de Jackknife - Contribución de las variables al entrenamiento del modelo 2.	66
<i>Figura 21.</i> Prueba de Jackknife - Contribución de las variables a la prueba del modelo 2.	67
<i>Figura 22.</i> Prueba de Jackknife - Contribución de las variables al área bajo la curva del modelo 2.	68

RESUMEN

La finalidad del presente estudio fue determinar la situación demográfica, el área de actividad estacional y el hábitat potencial de una población translocada de borrego cimarrón (*Ovis canadensis mexicana* Merriam, 1901), en la Sierra Maderas del Carmen, ubicada al Noroeste del estado de Coahuila, durante las cuatro estaciones del año, desde la primavera 2010 hasta el invierno 2010-2011. El estudio se sustenta en el monitoreo de 20 individuos (19 hembras liberadas en noviembre de 2009 y un macho liberado en 2004) dotados con radio-collares de telemetría. Se realizó la observación directa de grupos, anotando coordenadas, número de individuos, sexo y etapa de vida. Los grupos se clasificaron en cuatro categorías; Mixto, hembras con crías, hembras y machos. Los decesos y sus causas fueron registrados. Con las coordenadas de avistamiento y el mapa topográfico digital se integró un Sistema de Información Geográfica en el software ArcView 3.2 y se utilizó la extensión “Animal Movement” del mismo, que se basa en el método adaptativo de Kernel para conocer el área de actividad estacional de la población. Se desarrollaron además dos modelos de distribución del hábitat a través del software MaxEnt, a partir de los registros de localización, utilizando 19 variables ambientales y 4 topográficas. Al final del invierno se contaron 9 hembras vivas, dos no ubicadas y ocho registros de mortalidad. De las siete crías nacidas en 2010, se observaron dos al final del muestreo. Se consideró un total de 167 avistamientos de grupos durante las cuatro estaciones, donde los más frecuentes fueron de hembras (55 registros) y los menos observados (29 registros) fueron los de machos. Se determinó el área de actividad en tres probabilidades de encuentro (10%, 50% y 95%) para cada estación. A probabilidades de 95%, y 10% el área de actividad mayor fue ocupada en verano y la menor durante el invierno. A probabilidad de 50% la mayor superficie se ocupó en la primavera. Los Modelos de distribución de hábitat mostraron a la Sierra Maderas del Carmen con una alta probabilidad de condiciones adecuadas para la especie.

Palabras clave: borrego cimarrón, población translocada, área de actividad, hábitat potencial.

ABSTRACT

With the objectives of determining the seasonal home ranges, demographic status and the potential habitat of a translocated desert bighorn sheep (*Ovis canadensis mexicana* Merriam, 1901) population in Sierra Maderas del Carmen, located in the northwest portion of Coahuila State, México, from spring 2010 to winter 2010- 2011, a study is being conducted using telemetry monitoring of 20 radio-collared bighorn sheep (19 ewes and 1 ram released in 2009 and 2004, respectively). We are also visually monitoring other individuals without radio collars released during the same periods. Through direct observation of groups, we recorded coordinates, number of animals, sex, life stages (lamb, young, adult), as well as vegetation, slope and aspect. Groups were classified in; Mixed, ewes with lambs, ewes and rams. Deaths and possible causes were noted. With coordinates of sightings and digital vegetation maps and topographic coverage a geographic information system was integrated in the software ArcView 3.2 where the "Animal Movement" extension based on adaptive Kernel method was used to determine seasonal home ranges. In addition, two habitat distribution models were developed in the MaxEnt software, using the location records, with 19 environmental layers and 4 topographic layers as background covariates. Of the 20 radio-collared bighorn sheep, we recorded eight ewe mortalities and two lost signals. During spring 2010, seven lambs were counted and only two of them were observed on winter 2010-2011. 167 group sightings in four seasons were taken. Ewes groups were the most frequent (55 records) and the less observed were the rams groups (29 records). Home range was determined with three probabilities of encounter (10%, 50% and 95%) in every season. In probabilities of 95% and 10% the biggest homerange was occupied in summer y the smallest was used in winter. In a probability of 50% the biggest homerange was used in spring. Habitat distribution models showed that Sierra Maderas del Carmen has good conditions for bighorn sheep.

Key words: bighorn sheep, translocated population, homerange, potential habitat.

1. INTRODUCCIÓN

Históricamente, diversas especies de animales silvestres han sido capturadas y llevadas de un lugar a otro, proceso que es conocido de manera general como translocación. Las causas de tales acciones han sido muy variadas y controversiales. En la actualidad, la mayoría de las translocaciones se realizan principalmente por motivos de conservación (Nielsen *et al.*, 1988).

Así, en el año 2000, a través de los esfuerzos conjuntos de la empresa CEMEX y Agrupación Sierra Madre A.C. se inició un programa para restaurar las poblaciones de borrego cimarrón (*Ovis canadensis mexicana* Merriam, 1901) en la Sierra Maderas del Carmen que cuenta con hábitat potencial (Espinosa *et al.*, 2007) y es considerada como sitio prioritario para el trasplante de la especie (Espinosa *et al.*, 2009). Para lo cual se construyó el criadero “Pilares” de 5,000 ha en el hábitat natural. En los meses de julio y noviembre de 2004, treinta y seis individuos de la subespecie *O. c. mexicana* (19 machos, 16 hembras adultas y 1 cría) fueron capturados en el Estado de Sonora y liberados al medio silvestre en Maderas del Carmen. En el año 2005 se registró el primer nacimiento de una cría de borrego cimarrón en vida libre (McKinney & Delgadillo, 2005). En noviembre de 2009 se complementó la población de la Sierra Maderas del Carmen, con una liberación de 30 ejemplares (10 machos y 20 hembras) procedentes del criadero Pilares, a 19 de las hembras se les colocó radio-collar para su seguimiento. Estos organismos, así como aquellos sobrevivientes y con collar funcional de la primera liberación en el año 2004 (un macho), son el objeto de estudio.

La finalidad del presente fue determinar la situación demográfica, el área de actividad estacional y el hábitat potencial de la población translocada en la Sierra Maderas del Carmen, Coahuila.

2. ANTECEDENTES

2.1. *Clasificación Taxonómica*

El borrego cimarrón es un artiodáctilo que fue descrito primero por Shaw (1804) y designado como *Ovis canadensis*. Pertenece a la Familia Bovidae, la cual comprende 45 géneros y 124 especies (Lee, 1989). Cowan (1940) en Monson y Sumner (1980), reconoce siete subespecies con base en las características morfológicas, aunque más recientemente se inició una controversia respecto a la situación taxonómica de las subespecies (Boyce, *et al.* 1997 en SEMARNAP, 2000). Los organismos bajo estudio en el presente trabajo pertenecen a la subespecie *O. c. mexicana*.

Reino:	<i>Animalia</i>
Subreino:	<i>Metazoa</i>
Phylum:	<i>Chordata</i>
Subphylum:	<i>Vertebrata</i>
Clase:	<i>Mammalia</i>
Orden:	<i>Artiodactyla</i>
Suborden:	<i>Ruminantia</i>
Familia:	<i>Bovidae</i>
Subfamilia:	<i>Ovinae</i>
Género:	<i>Ovis</i>
Especie:	<i>Canadensis</i>
Subespecie:	<i>Mexicana</i>

2.2. Descripción

Los machos adultos pesan entre 70 y 91 kg, miden de 76 a 100 cm de altura hasta los hombros y 150 cm de longitud, en tanto que la hembra es más ligera y pequeña, pesando en promedio 50 kg (Smith y Krausman, 1988 en SEMARNAP, 2000).



Figura 1. Ejemplar de borrego cimarrón en la zona de Vista hermosa, ladera Oeste de la Sierra Maderas del Carmen

Las hembras jóvenes son relativamente delgadas hasta la edad de dos años. Después del primer parto que generalmente ocurre a la edad de 3 años, adquieren una mayor masa corporal, aunque este incremento no es significativo. Las hembras presentan cuello más delgado que los machos. Las hembras en buena condición son animales bien proporcionados con la cabeza erguida y la grupa redondeada. Los

machos en buena condición tienen una apariencia pesada que disminuye con la edad (Hansen, 1980 en Monson y Sumner, 1980).

Los corderos tienen una apariencia compacta, con la cara y el cuello cortos y con patas largas. A la edad de tres meses ya tienen la apariencia de un adulto de tamaño pequeño (Hansen, 1980 en Monson y Sumner, 1980).

Su rasgo más notable lo constituyen sus cuernos, recurvados, largos y masivos que en el macho pueden representar hasta el 10% del peso del animal, más pequeños y cortos en la hembra (SEMARNAP, 2000). El peso promedio de un cráneo seco es de aproximadamente 1.4 kg y el de los cuernos secos es de 4.5 kg, por lo que un cráneo con los cuernos puede alcanzar hasta 6 kg cuando ya está seco (Hansen, 1980 en Monson y Sumner, 1980).

Hay una considerable variación en el color del pelaje, el cual cambia de oscuro en el verano y otoño a un color más claro en la primavera, justo antes de que éste se caiga y se mude. Los animales jóvenes tienden a presentar una coloración más clara que aquellos en mejores condiciones o más viejos. Las hembras generalmente presentan colores más claros que los machos. La variación en colores es significativa de acuerdo al área geográfica y aún dentro de las áreas (Hansen, 1980 en Monson y Sumner, 1980).

El color es generalmente café oscuro con tonalidades rojizas o grises en la parte superior, aún más oscuro en el cuello, las rodillas y la cola. El hocico es más claro en

comparación con el resto de la cara. Posee una mancha clara en la parte posterior alrededor de la cola (Merriam, 1901 en Clark, 1970) y en la parte interna de las piernas. Las hembras no presentan variación tan marcada en su coloración general como en el caso de los machos (Hansen, 1980 en Monson y Sumner, 1980).

2.3. Distribución

Respecto de los borregos silvestres, México representa el límite sur de la distribución en el continente Americano (Shackleton, *et al.*, 1997). Históricamente, el borrego cimarrón ocupaba una superficie amplia del Noroeste de México y Oeste de E.E.U.U., asociándose a zonas áridas y montañosas como se muestra en la Figura 1 (SEMARNAP, 2000). En el País se distribuía en gran parte del Norte, en los estados de Baja California, Baja California Sur, Sonora, Chihuahua, Coahuila y Nuevo León (Espinosa *et al.*, 2006).

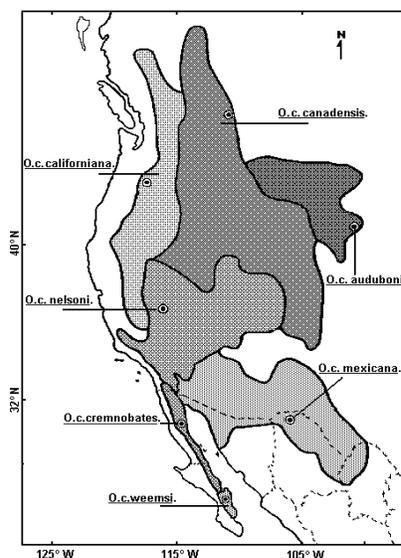


Figura 2. Distribución histórica del borrego cimarrón en Norte América (Monson y Sumner, 1980).

Cowan (1940), en Monson y Sumner (1980) reconoce siete subespecies, tres de las cuales ocurren en México: *O. c. mexicana* (Merriam, 1901) en Sonora; *O. c. cremnobates* (Elliot, 1903) en Baja California y *O. c. weemsi* (Goldman, 1937) en Baja California Sur (SEMARNAP, 2000 y Shackleton, *et al.*, 1997).

Actualmente existen en el país poblaciones viables de borrego cimarrón en los Estados de Baja California, Baja California Sur y Sonora, sin embargo, la especie ha sido aparentemente extirpada de Chihuahua, Coahuila y Nuevo León (Krausman *et al.*, 1999 en Espinosa *et al.*, 2006), debido a diversas causas como la cacería excesiva, probablemente al sobrepastoreo y la introducción de enfermedades por ganado doméstico, especialmente ovejas y cabras (Baker, 1956 en Espinosa *et al.*, 2006 y Shackleton, 1997). Para el norte de Coahuila donde se encuentra la Sierra Maderas del Carmen, los últimos registros datan de la década de los 40, sin embargo, a latitudes meridionales del mismo Estado se reporta la presencia de esta especie hasta la década de los 70 (Espinosa *et al.*, 2006). Debido a su situación actual, el borrego cimarrón está sujeto a Protección Especial según la NOM–059–SEMARNAT–2010.

2.4. Área de actividad y preferencia de hábitat

El borrego cimarrón es de hábitos diurnos y herbívoros, cuya dieta es variada y está condicionada a la abundancia del recurso y la facilidad para obtenerlo de acuerdo a las estaciones. Pasan la mayor parte de su vida en una misma zona, aunque siguen

rutas estacionales que normalmente ocurren en un rango altitudinal (SEMARNAP, 2000). Establece ámbitos hogareños amplios y muy dinámicos, los cuales están en función de la disponibilidad de agua y alimento (Geist, 1971), siendo de mayor superficie para los machos. (SEMARNAP, 2000).

Las preferencias de hábitat varían de acuerdo con la hora del día, estación y edad, los sitios clave más importantes son las áreas de forraje, de agua, apareamiento, crianza, cobertura y de escape (Wishart, 1978; May, 1979; Smith y Krausman, 1988 en SEMARNAP, 2000).

Para la Región del Desierto Chihuahuense dentro de la cual se enmarca el área de estudio, existen antecedentes sobre el estudio del uso del hábitat y movimientos estacionales de una población reintroducida de borrego cimarrón en el Área de Manejo de Vida Silvestre Elephant Mountain, al Oeste de Texas, E.E.U.U. (Locke *et al.*, 2005). Además del estudio de hábitat potencial en los rangos de distribución histórica para la especie en el estado de Coahuila realizado por Espinosa *et al.* (2006, 2007) y de los sitios prioritarios de restauración de la especie para el mismo Estado (Espinosa *et al.* (2009).

3. HIPÓTESIS

Las características y disponibilidad de hábitat en la Sierra Maderas del Carmen, así como la tasa reproductiva y de sobrevivencia de la población translocada de borregos cimarrones permiten su establecimiento y viabilidad a largo plazo.

4. OBJETIVOS

4.1. General

- Determinar rasgos demográficos básicos, así como el uso y preferencia del hábitat de una población de borregos cimarrones translocada en la Sierra Maderas del Carmen, Coahuila.

4.2. Específicos

- Conocer la situación demográfica del grupo translocado de borregos cimarrones
- Delimitar el área de actividad en las 4 estaciones del año
- Determinar la disponibilidad de hábitat para la especie en la Sierra Maderas del Carmen de acuerdo a los resultados del monitoreo

5. MATERIALES Y MÉTODOS

5.1. Área de estudio

5.1.1. Localización

El área de estudio se encuentra dentro de la Sierra Maderas del Carmen, que se ubica en el extremo noroeste del estado de Coahuila, entre las coordenadas 28°42'18.28" y 29°21'29.42" latitud N, y entre 102°22'04.58" y 102°55'04.03" de longitud O (Figura 2).

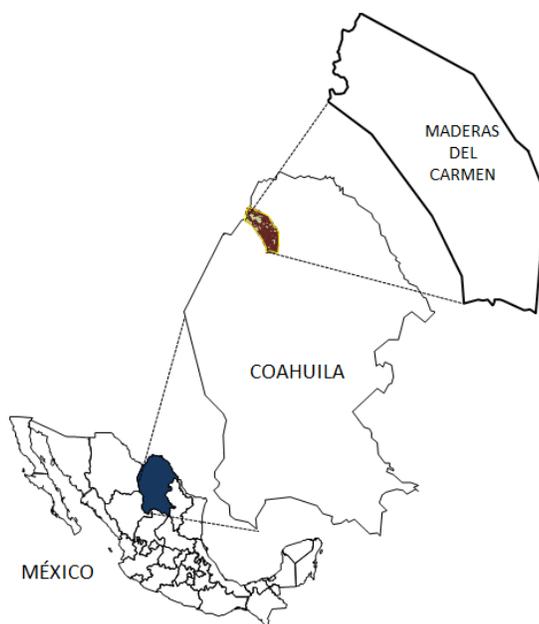


Figura 3. Ubicación de la Sierra Maderas del Carmen, Coahuila, México.

La parte norte y noroeste del área está limitada por el río Bravo, donde colinda con el Parque Nacional Big Bend, Texas, E.E.U.U.; al oeste y al sur por la carretera Melchor Múzquiz – Boquillas del Carmen y al este por el camino de terracería El Melón- La

Linda. Políticamente, forma parte de los municipios de Ocampo, Acuña y Múzquiz. La sierra de Maderas del Carmen, de origen ígneo, alcanza altitudes considerables, por encima de los 2700 m, con una longitud aproximada de 45 km, por 25 km de ancho promedio. Este sistema es considerado parte de la Sierra Madre Oriental, en su porción más noroeste. En las proximidades del área de estudio existen muy pocos centros de población humana, tal es el caso de Boquillas del Carmen, los ejidos Los Lirios y San Francisco y el rancho Santo Domingo. En la zona de influencia se encuentran las poblaciones de Norias de Boquillas, Jaboncillos, San Vicente, Melchor Múzquiz (ejido), Venustiano Carranza y José María Morelos. La Sierra fue decretada como Área Natural Protegida en el año de 1994.

5.1.2. Fisiografía

El área se encuentra ubicada dentro de la provincia de la Sierra Madre Oriental y forma parte de la subprovincia de las Sierras y Llanuras Coahuilenses. Ésta subprovincia abarca desde el río Bravo, entre la ciudad de Ojinaga, Chihuahua, y Ciudad Acuña, Coahuila y se extiende hacia el sureste hasta llegar a la ciudad de Monclova, Coah. La constituyen sierras de calizas, plegadas y orientadas de noroeste a sureste, en su mayoría escarpadas.

Sus ejes estructurales están bien definidos y se presentan (especialmente en el sur) anticlinales alargados con los lomos erosionados. La mayoría de las sierras se elevan a altitudes entre 1000 y 2000 m; sólo la sierra El Carmen tiene cumbres

superiores a 2000 m. El norte de la subprovincia muestra una serie de fallas normales, orientadas en conformidad con las estructuras (NNW-SSE). Hay cierto número de afloramientos de rocas ígneas en las proximidades del río Bravo y en la sierra El Carmen. Entre estas sierras se extienden amplias bajadas, lomeríos y llanuras de materiales aluviales (SEMARNAP, 1997).



Figura 4. Vista panorámica de la Sierra Maderas del Carmen

5.1.3. Ambiente geológico

En este distrito las formaciones rocosas que se encuentran son básicamente sedimentarias mesozoicas y pertenecen a los periodos Cretácico Superior e Inferior, en la parte basal al noroeste del Área de Protección se encuentran rocas metamórficas paleozoicas. La secuencia sedimentaria se encuentra intrusionada por rocas ígneas graníticas y en la parte alta de la secuencia existe un sill riolítico. En el

oeste se limita por una gran falla conocida como falla de La Noria (Consejo de Recursos Minerales, 1993 en SEMARNAP, 1997).

5.1.4. Suelos

En las partes altas de las sierras dominan los litosoles de color pardo y textura media, asociados a otros suelos más profundos y oscuros que sobreyacen a materiales calcáreos, llamados rendzinas. También se encuentran litosoles asociados a regosoles calcáricos, los cuales son suelos claros de textura media, limitados por un estrato rocoso. Aunque en menor proporción, se encuentran además los xerosoles cálcicos y castañozems.

Para las sierras complejas con lomeríos, los cuales abarcan las porciones de bajadas y pie de monte, se presentan principalmente xerosoles háplicos y cálcicos de color pardo claro, textura media y generalmente profundos; planosoles mólicos, y feozems háplicos, suelos oscuros de textura media limitados por una fase lítica. Sin embargo, también se encuentran los regosoles calcáricos asociados con regosoles eútricos, suelos con un horizonte A ócrico superficial de textura media, generalmente asociados con litosoles de textura media (con fase lítica), xerosoles háplicos y castañozems, en menor proporción.

Por último, en los valles que limitan a estas zonas de piedemonte con los planos o llanos desérticos, se presentan xerosoles háplicos y cálcicos, asociados con

regosoles calcáricos, los cuales con frecuencia presentan una capa de grava en la superficie; también se presentan los castañozems cálcicos, rendzinas, vertisoles crómicos y litosoles (Consejo de Recursos Minerales, 1993 en SEMARNAP, 1997).

5.1.5. Clima

De acuerdo a la clasificación climática de Köppen modificada por García (1978), se consideran básicamente tres tipos climáticos, los cuales están determinados de acuerdo a un gradiente altitudinal.

Tipo muy seco, subtipo muy seco semicálido con escasas lluvias todo el año. Este comprende las áreas más bajas y tendidas de las sierras, en terrenos generalmente más bajos a los 1000 m, con suelos típicos de zonas áridas. Estos climas se encuentran relacionados con una mayor influencia marítima, preferentemente en los planos de bajadas con exposiciones orientadas al este.

Las temperaturas se caracterizan por tener una fuerte variación de hasta 14°C entre las registradas en los meses más cálidos y el mes más frío; siendo sus temperaturas medias de 20°C a 22°C, con una frecuencia de heladas de 0 a 20 días al año. Las escasas precipitaciones pluviales que se promedian anualmente son de 100 a 200 mm para las partes más bajas, localizadas al oeste de la sierra El Carmen y de 200 a 300 mm para las localizadas al este de la misma.

Tipo seco, subtipo seco semicálido. Este tipo se localiza en las partes de las bajadas de las sierras, entre altitudes de 1000 a mayores de 1400 m y se encuentran en la zona de influencia del subtipo seco templado, con precipitaciones similares al seco semicálido, pero con temperaturas un poco más bajas.

La temperatura media anual es del orden de 18°C a 20°C para el subtipo semicálido, con la pequeña variante de la influencia del seco templado, con temperaturas medias de 17°C a 18°C. La frecuencia de heladas promedio anual para esta franja es de 20 a 40 días. La distribución de las lluvias durante el año es predominantemente en el verano, durante el mes de agosto y septiembre. La precipitación promedio se encuentra dividida entre 300 a 400 mm para las porciones de pie de monte al oeste de la sierra El Carmen y de 400 a 500 mm para las localizadas al este de la misma y dentro de las porciones de las bajadas con altitudes mayores a 1400 msnm.

Tipo semiseco, subtipo semiseco templado. Finalmente, este clima influye fundamentalmente en las partes altas de laderas y cumbres de las sierras; a veces como transición hacia climas templados más húmedos, pero en general como los climas de sierras menos secos, los cuales se localizan a altitudes mayores a los 2000 m. Por otro lado, confluye con el subtipo templado semifrío a altitudes mayores a los 2500 m. Las temperaturas medias registradas para éstos van desde los 12°C a los 16°C; teniendo una frecuencia de heladas promedio de 40 a 60 días al año. La precipitación media anual es de 500 a 600 mm, siguiendo con el patrón de distribución de lluvias, se restringe todavía hacia el verano, existe una importante

cantidad de lluvia invernal. La frecuencia de granizadas para estas porciones es de 1 a 2 días al año.

La inexistencia de estaciones climatológicas dentro del Área de Protección, reduce las posibilidades de obtener información detallada. La información corresponde a estaciones localizadas fuera del área de influencia, como San Miguel de las Piedras, en el municipio de Ocampo, y estaciones meteorológicas en el Parque Nacional Big Bend, Texas, al norte del Río Bravo (SEMARNAP, 1997).

5.1.6. Hidrología

El área se encuentra dentro de la región hidrológica número 24 (RH24 “Bravo-Conchos”, que abarca una extensa zona del estado de Coahuila. Incluye las siguientes cuencas y subcuencas:

Cuenca “Río Bravo-Ojinaga, subcuencas intermedias “Río Bravo-Arroyo de las Vacas” y “Río Bravo-Arroyo Álamos”, las cuales derivan sus escurrimientos al norte y este del Área de Protección, respectivamente, ambos hacia el río Bravo. Como límites de esta cuenca se tienen a las sierras Maderas del Carmen y La Encantada. Cuenca “Río Bravo-Presa La Amistad”, subcuenca intermedia para el Área de Protección “Río Bravo-Arroyo Palomos”, drenando sus escurrimientos hacia el noreste hasta el río Bravo, teniendo como límites la porción este de la sierra Maderas del Carmen y las Serranías del Burro. Cuenca “Presas Falcón-Río Salado”, subcuenca

intermedia para el Área de Protección “Río Álamos”, del cual el principal escurrimiento es hacia el sureste por los arroyos La Babia y Álamos, teniendo como límites la sierra Santa Rosa, para luego pasar a formar parte del río Sabinas hasta la presa V. Carranza (Don Martín), y finalmente como río Salado hasta la presa Falcón, en el río Bravo. De acuerdo con la información anterior, la red hidrológica superficial del Área de Protección se encuentra formada por un gran número de pequeños arroyos intermitentes, sólo algunos en las partes más altas mantienen agua durante todo el año; los escurrimientos promedio, debido a la escasa precipitación, son en general para las tres cuencas anteriormente citadas, de 10 a 20 mm al año.

5.1.7. Comunidades vegetales

Las comunidades vegetales presentes son matorral desértico chihuahuense (micrófilo, rosetófilo, halófilo y gypsófilo), matorral submontano, zacatal y bosque de montaña (pino, encino y oyamel) que se presentan de acuerdo al gradiente altitudinal (SEMARNAP, 1997 y Rendowzki).

Matorral desértico Chihuahuense

Matorral micrófilo. Se compone principalmente de plantas pequeñas perennes y anuales se encuentran distribuidas en este polimórfico tipo de vegetación. La especie más característica es la gobernadora (*Larrea tridentata*). Las especies más comúnmente asociadas con gobernadora son *Flourensia cernua*, *Acacia vernicosa*,

Fouquieria splendens, *Prosopis velutina*. En adición a éstas, se mencionan las siguientes especies en orden de importancia: *Condalia lycioides*, *Koeberlinia spinosa*, *Condalia greggii*, *Parthenium incanum*, *Lycium berlandieri*, *Celtis pallida*, *Condalia spathulata*, *Opuntia imbricata*, *Opuntia leptocaulis*, *Opuntia spp*, *Yucca australis*, *Yucca torreyi*, *Acacia constricta*, *Rhus microphylla*, *Citharexylum brachyanthum*, *Microrhamnus ericoides*, *Sericodes greggii*, *Hilaria mutica*. El hábitat típico donde se desarrolla está compuesto por llanuras, bajadas o abanicos aluviales con pendiente ligera. El suelo es usualmente poco profundo, aunque también puede ser relativamente profundo y presentar una capa de rocas.



Figura 5. Terreno utilizado por el borrego cimarrón en la sierra Maderas del Carmen.

Matorral rosetófilo. Está constituido principalmente por plantas suculentas. Los lomeríos pedregosos del norte de Coahuila presentan una flora particularmente rica en este tipo de plantas, incluyendo *Euphorbia antisiphilitica*, *Jatropha dioica*, *Agave*

lechuguilla, *Hechtia sp*, *Opuntia spp* y varios tipos de *Echinocactus*, *Echinocereus*, *Mamillaria*, entre otras.

Matorrales halófilo y gypsófilo. Donde el suelo es un poco más profundo y el drenaje es apropiado, la vegetación se caracteriza por la abundancia de *Flourensia*, la cual puede sustituir a *Larrea*, además de *Prosopis sp*, *Koeberlinia sp*, *Condalia spathulata* y *Parthenium*. En las partes donde se acumula un poco más de suelo, en forma de bolsadas, y se retiene más humedad, se desarrolla una cubierta más densa de arbustos, entre los cuales *Acacia vernicosa*, *Rhus microphylla* y *Yucca australis* son muy importantes, estas partes están usualmente cubiertas por una capa de *Scleropogon brevifolius* o *Hilaria mutica*, estos manchones, independientemente de que presenten o no la cubierta de zacate, se conocen generalmente como mogotes. Algunos de los bolsones presentan grandes arenales, donde éstos se han estabilizado, mantienen una cubierta dispersa de *Prosopis*, *Yucca elata*, *Ephedra torreyana*, *Atriplex canescens*, *Gutierrezia sp* y *Heliotropium greggi*. (SEMARNAP, 1997).

Matorral submontano

Se presenta en la base de las sierras que limitan al este con el matorral tamaulipeco, es una zona no bien definida y mas bien de transición con grandes arbustos y árboles pequeños que se presentan en la topografía irregular de la región y bordeando pequeños lomeríos. Aunque es más característico del estado de Nuevo León, se presenta en algunas partes del sureste de Coahuila y al norte de Múzquiz,

en la base de la sierra El Carmen. Este matorral se caracteriza por una mayor densidad de arbustos espinosos y especies arbóreas conforme aumenta la altitud y la presencia de especies sufrutescentes y la estivación de especies herbáceas durante sequías severas.

Algunas de las especies más características son: *Quercus fusiformis*, *Q. invaginata*, *Q. sinuata*, *Q. mohriana*, *Diospyros texana*, *Bumelia lanuginosa*, *Sophora secundiflora*, *Bauhinia lunaroides*, *Rhus virens*, *Vauquelinia corymbosa* y *Leucaena glauca*. Las asociaciones más comunes de estas especies son con: *Colubrina macrocarpa*, *C. greggii*, *Rhus trilobata*, *Eysenhardtia texana*, *Ptelea trifoliata* y *Amyris madrensis* y en las bajadas, a lo largo de corrientes de agua, *Juglans rupestris*, *Celtis reticulata*, *Acacia farnesiana* y *Ungnadia speciosa*. Algunas veces, en las mesetas, se llega a presentar *Quercus muhlenbergii* y *Ulmus multinervosa*. En algunos cañones abiertos, en el flanco este de la sierra El Carmen, se presentan bosques abiertos de *Brahea bella* asociada con este tipo de vegetación (SEMARNAP, 1997).

Zacatal

La vegetación de zacatal requiere de áreas planas con suelos relativamente profundos y es poco frecuente en Coahuila. Las especies que pueden estar presentes son; *Bouteloua gracilis*, *B. curtipendula*, *Botriochloa saccharoides*, *Lycurus phleoides*, *Stipa eminens*, *Aristida divaricata*, *Buchloe dactyloides* y *Muhlenbergia Monticola*, que se encuentran comúnmente asociadas a las familias Compositae,

Asclepiadaceae y Scrophulariaceae. Y en las prominencias rocosas se pueden ver junto con *Quercus*, *Juniperus*, *Dasyllirion*, *Nolina* y *Yucca*.

Bosque de montaña

En el área de estudio pueden encontrarse comunidades vegetales de Bosque de encino, pino y oyamel, así como asociaciones entre éstos.

Bosque de Encino. Este tipo de vegetación puede substituir al zacatal o extenderse a mayores altitudes, entre el zacatal bien desarrollado y el bosque de pinos o bien, alternar entre ellos. La ladera oeste de la sierra El Carmen está dominada por diferentes especies de encinos como: *Quercus intricata*, *Q. invaginata*, *Q. pringlei*, *Q. laceyi* y *Q. hypoxantha*. A estas especies están comúnmente asociadas: *Garrya ovata*, *Rhus virens*, *Cercocarpus mojadensis*, *Microrhamnus ericoides*, *Berberis trifoliolata*, *Cowania plicata*, *Arctostaphylos pungens*, *Ceanothus greggii*, *Amelanchier denticulata*, *Arbutus xalapensis*, *Fraxinus greggii*, *Ceanothus lanuginosus*, *Rhus trilobata*, *R. microphylla*, *Nolina erumpens*, *Dasyllirion sp.* y *Yucca carnerosana*.

Bosque de Pino. Se desarrolla por encima del matorral submontano, en la pendiente Este de la sierra El Carmen. La principal característica de este tipo de vegetación son bosquetes abiertos de árboles bajos con copas redondeadas, ramas nudosas y troncos menores a 30 cm de diámetro; generalmente asociados a densos pastizales amacollados y una o más especies de agaves. La composición florística también varía ligeramente. Las principales especies arbóreas son: *Quercus gravesii*, *Q.*

hypoleuroides, *Q. laceyi*, *Q. arizonica*, *Q. sinuata*, *Q. mohriana*, *Juniperus flaccida*, *J. pachyphloea*, *Pinus cembroides*, *Arbutus xalapensis* y *Fraxinus cuspidata*. Comúnmente asociadas a estas especies se encuentran: *Salvia regla*, *Garrya ovata*, *Rhus trilobata*, *Vitis arizonica*, *Ptelea trifoliata*, *Bumelia lanuginosa* y *Cercocarpus brevifolius*. La presencia de vegetación en arroyos en esta zona contempla a *Cercis reniformis*, *Smilax bonanox*, *Rhus virens* y *Ungnadia speciosa*.

Bosque de oyamel. Este tipo de vegetación se presenta por encima del bosque de montaña y el matorral submontano, a mayores altitudes, en macizos montañosos mayores. Su principal característica es la dominancia de *Pinus arizonica* y sus especies asociadas, espacios cerrados, troncos altos y rectos, dosel cerrado y un pobre desarrollo de arbustos y zacates, excepto en los claros. En los estratos inferiores se desarrollan especies estrictamente tolerantes a la sombra. En los rodales, donde se desarrolla mejor este tipo de bosque, tales como las partes altas de la sierra El Carmen, se contemplan las siguientes especies: *Pinus arizonica*, *Pseudotsuga taxifolia*, *Cupressus arizonica*, *Quercus gravesii*, *Q. hypoleuroides*, *Q. muhlenbergii*, *Populus tremuloides*, *Acer brachypterum*. Los principales arbustos son: *Lonicera pilosa*, *Ceanothus coeruleus*, *Stypa tenuissima*, *Piptochaetium fumbriatum*.

5.2. Desarrollo Metodológico

5.2.1. Monitoreo

Se realizó el monitoreo de la población translocada mediante radio-telemetría con un radio receptor TR-4 y antena direccional RA – 14 (Telonics, Mesa, Arizona – USA). La radio-telemetría para manejo de vida silvestre puede ser definida como la técnica de rastreo a distancia o seguimiento de uno varios organismos y se basa en la transmisión de ondas electromagnéticas de un transmisor colocado en un animal mediante un collar (Figura 7), anillo, etc. a un radio receptor. Es también conocida como “radio-tracking” o simplemente “tagging” o “tracking”.



Figura 6. Localización de animales mediante radio-telemetría (Monitoreo).

La aplicación adecuada de ésta técnica permite adquirir datos detallados en muchos aspectos de biología de vida silvestre, incluyendo el uso de hábitat, tamaño del área de actividad, mortalidad y sobrevivencia, así como rutas de migración estacional. Tomando en cuenta que muchas especies animales son discretas y difíciles de observar, la radio telemetría provee una valiosa herramienta para aprender más acerca de sus respectivas historias de vida, por lo que ésta técnica ha sido una de las más comunes en el campo de la investigación sobre fauna silvestre (White y Garrot, 1990) y la más común para estudios con mamíferos grandes como cérvidos y carnívoros.



Figura 7. Colocación de radio-collar transmisor para monitoreo.

Un total de 20 individuos con radio-collar (19 hembras y un macho) fueron monitoreados de manera estacional en cuatro periodos, correspondientes a primavera, verano y otoño 2010, así como invierno 2010-2011 para lo cual se

realizaron 12 visitas al área de estudio, sumando seis semanas de muestreo para cada período.

El seguimiento fue diario durante un total de 196 días efectivos de muestreo, localizando a los animales y registrando las coordenadas de avistamiento por cada grupo e individuo.

En cada grupo observado se determinó el número de individuos, así como el sexo y la etapa de vida (cría, juvenil o adulto), la hora de avistamiento, actividad de cada individuo, vegetación dominante en la zona, pendiente del terreno, exposición y elevación. Los grupos observados se clasificaron en cuatro categorías de acuerdo a la proporción de hembras y machos adultos y de crías; Mixto, hembras con crías, hembras o hembras solas y de machos o machos solos. El tamaño de los grupos se definió como la media del número de individuos en cada tipo de grupo observado y para cada estación. Se registraron también los decesos de crías y adultos, determinando las causas y tomando registro fotográfico.

5.2.2. Área de Actividad

Para la determinación del área de actividad se utilizó el método adaptativo de Kernel (Worton, 1989) a través de la extensión “Animal Movement 2.0” (Hooge and Eichenlaub, 2000) para el software ArcView 3.2, donde las coordenadas de avistamiento para cada estación se utilizaron como una capa vector.

La distribución de la utilización (UD), se refiere a la representación de la posición de un animal en el plano. Este concepto es de gran importancia en los estudios del área de actividad. Métodos paramétricos y no paramétricos han sido utilizados para estimar este parámetro. El área de actividad de un animal se describe en términos de un modelo probabilístico. Valores de $\alpha=.5$ y $\alpha=.95$ son comúnmente utilizados, aunque se considera que hay mayores ventajas al utilizar un valor de $\alpha=.5$.

Los primeros métodos utilizados para estimar la Distribución de la Utilización, asumían modelos bivariados simples. Aunque también se ha usado una mezcla de distribuciones bivariadas que permiten la posibilidad de multimodalidad (Rennolls, 1983 en Worton, 1989).

Cuando un simple modelo paramétrico es inapropiado o difícil de especificar, es necesaria la aplicación de una estimación no paramétrica. Existen varios métodos no paramétricos, como el de la media armónica (Dixon y Chapman, 1980), que describe la intensidad de uso del área de actividad en un punto x , utilizando sumatoria de las diferencias entre la observación 1 y la siguiente, dividida entre el número de observaciones. Éste método no produce una densidad de probabilidad y tiene una limitada interpretación probabilística. Entre otros métodos pueden mencionarse los histogramas bivariados (Anderson, 1982), que son muy subjetivos al tener que especificar el origen, el tamaño de la celda y la orientación de los ejes. El método de transformación de Fourier (Tarter y Kronmal, 1970), que estima la densidad por una serie de relaciones trigonométricas (senos y cosenos) de diferentes frecuencias, con la desventaja de que los estimados de densidad pueden tomar valores negativos y la

estimación puede ser realizada solo en una región finita específica del plano. A diferencia de éstos, los métodos de Kernel están libres de tales problemas, proveen aproximaciones alternas y son conceptualmente más fáciles de comprender y explicar (Worton, 1989).

Los métodos de Kernel liberan a la Distribución de la utilización de suposiciones paramétricas, lo que los hace más eficientes que un histograma. Son ampliamente utilizados en la estimación de la densidad de probabilidad única y multivariada (Worton, 1989).

El método de Kernel

El método Kernel se basa en el supuesto de que los animales no utilizan un área determinada con la misma intensidad. En este método se convierten las coordenadas de ubicación de los animales generadas durante el monitoreo en polígonos concéntricos con diferentes probabilidades e intensidades de uso (Vokoun, 2003). El área dentro del polígono más céntrico es la de mayor actividad. La distancia entre el centro de actividad y los puntos de radio-localización del individuo se conoce como el radio de actividad (Worton, 1989 y Boitani *et al.*, 2007).

Suponiendo que $X_1 = (X_1^{(1)}, X_1^{(2)})$; $X_2 = (X_2^{(1)}, X_2^{(2)})$; ..., $X_n = (X_n^{(1)}, X_n^{(2)})$ es una muestra aleatoria de n puntos independientes de una desconocida distribución de utilización con función de distribución de probabilidad $f(x)$, a estimar, el estimador bivariado de kernel puede ser definido como:

$$f_h(x) = \frac{1}{nh^2} \sum_{i=1}^n K \left[\frac{x - X_i}{h} \right]$$

Donde el kernel K es una función unimodal simétrica de densidad de probabilidad bivariada y h es el parámetro de suavizado que puede ser modificado por el usuario (Silverman, 1986 en Worton, 1989).

El estimador kernel puede ser representado como sigue; Una función reducida de densidad de probabilidad llamada Kernel es ubicada sobre cada punto y el estimador se construye adicionando los n componentes. Así, donde hay una concentración de puntos el estimador kernel tiene una mayor densidad que donde hay pocos puntos. Debido a que cada kernel es una densidad, el estimado resultante es una verdadera función de densidad de probabilidad en si misma.

El parámetro de suavizado controla la cantidad de variación en cada componente del estimado. Así, si valor pequeño de h es utilizado, los detalles finos de los datos pueden ser observados, mientras que un valor mayor de h oscurece todos los rasgos, excepto los más prominentes. El tipo de estimadores mencionados son llamados estimadores fijos de kernel porque los parámetros de suavizado provienen de un valor fijo en el plano (Worton, 1989 y White *et al.*, 1990).

El método adaptativo de kernel

Este método varía el parámetro de suavizado o “smoothing”, por lo que las áreas con baja concentración de puntos, tienen valores más altos de h que las áreas con alta concentración de puntos y son por lo tanto más suavizadas. Es una mejora del método de kernel fijo, especialmente en las colas de la densidad. El estimador es como sigue:

$$f_h(x) = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{1}{h_i^2} K \left[\frac{x - X_i}{h_i} \right]$$

Donde los parámetros de suavizado h , están basados en un estimado de densidad piloto. Silverman (1986) en Worton, 1989 sugirió que los parámetros de suavizado pueden ser tomados como $h_i = h\lambda_i$, donde h es un parámetro global de suavizado y λ_i son los parámetros locales de suavizado dados por:

$$\lambda_i = \left\{ \frac{f(X_i)}{g} \right\}^{-\frac{1}{2}}, \text{ para } i = 1, \dots, n, \text{ donde: } \log g = \frac{1}{2} \sum_{i=1}^n \log f(X_i)$$

y $f(X_i) > 0$ es algún estimado piloto de $f(x)$ evaluada en el punto X_i . De esta manera, hay solo un parámetro de suavizado, como en el caso del método de kernel fijo (Worton, 1989). El criterio para elegir un buen valor de h es a menudo dado en términos de la medida global del error, nombrado la media del error cuadrado integrado (*MISE*), definido como: $MISE(h) = E \int (f_h - f)^2$. Donde: E denota la esperanza con respecto a las observaciones aleatorias. El mejor valor de h es tomado como el valor que minimiza la *MISE* (Worton, 1989).

La Extensión *Movimiento Animal (Animal Movement)*

La extensión *Movimiento Animal 2.0* es un software que utiliza la plataforma ArcView y que integra un conjunto de más de 30 funciones que ayudan al análisis de datos sobre movimientos espaciales de fauna. Funciona a través de un módulo especial, y utiliza como datos de entrada rasgos en formato de puntos con coordenadas geográficas. De manera general, calcula la distribución de la utilización del área de actividad de acuerdo al método adaptativo de kernel como una cubierta de celdas utilizando para esto, el cálculo de un parámetro de suavizado mediante validación cruzada de mínimos cuadrados o con un parámetro definido por el usuario (Hooge y Eichenlaub, 2000).

En la presente investigación, los datos de localizaciones de animales (coordenadas geográficas), son a menudo utilizados para describir las áreas de actividad también llamadas ámbitos hogareños por el término en inglés “Home ranges” ó distribuciones de utilización, donde el resultado son áreas delimitadas utilizadas por los animales para algún propósito definido (forrajeo o reproducción). Los límites están representados por isopletas que demarcan regiones en el espacio con diferentes probabilidades o tasas de uso por los individuos (Getz *et al.* 2007).

Se determinaron las superficies utilizadas a probabilidades de 95% conocida como área de actividad, de 50% llamada área núcleo y de 10% denominada centro de gravedad (Boitani *et al.*, 2000).

Una vez establecidas las áreas de actividad estacionales, el mapa de vegetación fue utilizado para determinar la preferencia de hábitat, definida por la proporción de avistamientos en cada tipo de vegetación.

5.2.3. Caracterización de la vegetación

Para la caracterización de la vegetación se realizó un pre-muestreo mediante 15 parcelas de 5x5 m cada una, distribuidas en tres transectos lineales con una separación de 25 m entre ellas. Las líneas con orientación Norte – Sur se establecieron al azar en áreas con actividad previa de borregos, de acuerdo a los registros de los biólogos que trabajan en el área. En cada parcela se registró el número de individuos por especie, así como la altura en m y el diámetro (mayor y menor) en m de la copa por individuo. Del procesamiento de los datos se obtuvo la cobertura de la copa en m². Con los datos obtenidos de cobertura total por parcela se determinó el número de parcelas para un tamaño de muestra representativo a un nivel de confianza del 95% con la fórmula:

$$N = \frac{C^2 * t^2}{a^2}$$

Donde:

N= Tamaño de muestra (Número de parcelas)

C= Coeficiente de variación (Desviación estándar/ Media * 100)

t = t de student (valor tabular)

a = error (%)



Figura 8. Establecimiento de transectos para caracterización de la vegetación.

Una vez obtenido el número de parcelas “tamaño de muestra”, se completó el muestreo de 35 parcelas. A partir de los datos obtenidos se obtuvieron los índices de diversidad, riqueza, abundancia, dominancia, frecuencia y valor de importancia de las especies vegetales.

Estimación del Índice de Valor de Importancia (IVI).

El índice de valor de importancia es un parámetro que proporciona un valor ecológico relativo de cada especie vegetal dentro de una comunidad, comúnmente con base en tres factores principales: dominancia en cuanto a cobertura, densidad y frecuencia. El índice se integra de la suma de los tres parámetros mencionados y es un mejor

indicador de éstos utilizados individualmente. Para obtener el IVI es necesario disponer de los datos de cobertura, densidad y frecuencia en valores relativos. La suma total de los valores relativos de cada parámetro debe ser igual o menor a 100. Por lo tanto, la suma total de los valores del Índice debe ser igual o menor a 300.

Con los datos obtenidos del muestreo se estiman la Abundancia (A), Dominancia (D) y Frecuencia (F), utilizando las siguientes fórmulas:

$$A = \frac{\text{No. de individuos de la especie } i}{\text{No. total de todas las especies}} * 100$$

La abundancia (A) hace referencia a la relación de la densidad de cada especie respecto de un total existente (Heiseke y Foroughbakhch, 1985).

$$D = \frac{\text{Área de copa de la especie } i}{\text{Área de copa total}} * 100$$

La dominancia (D) proporciona información acerca de la participación de cada especie en una comunidad (Heiseke y Foroughbakhch, 1985).

$$F = \frac{\text{No. de transectos con la especie } i}{\text{No. total de transectos muestreados}} * 100$$

La frecuencia (F) brinda una idea de la distribución de las especies y es fundamental para conocer la estructura de la comunidad.

Estimación de Índices de Diversidad de Especies.

La diversidad, en su definición, considera tanto al número de especies como también al número de individuos (abundancia) de cada especie existente en un determinado lugar. Los estudios florísticos utilizan a los índices de diversidad como una herramienta para comparar entre tipos de hábitat, de comunidades vegetales, etc. (Matteucci, 1982).

Para este estudio se utilizó el *Índice de Shannon - Wiener*, uno de los más frecuentes para determinar la diversidad de plantas de un determinado hábitat (Matteucci *et al.*, 1999). Para aplicar este índice, el muestreo debe ser aleatorio y todas las especies de una comunidad vegetal deben estar presentes en la muestra. El índice se estima mediante la fórmula:

$$(H') = - \sum_{i=1}^S P_i (\ln(P_i))$$

Donde:

H' = Índice de Shannon-Wiener;

S = Número de especies;

P_i = Abundancia relativa;

Ln = Logaritmo natural.

Estimación de Índices de Riqueza de Especies

La riqueza específica es la forma más sencilla de medir la biodiversidad, ya que se basa únicamente en el número de especies presentes, sin tomar en cuenta el valor de importancia de las mismas. La forma ideal de medir la riqueza específica es contar con un inventario completo que permita conocer el número total de especies obtenido por un censo de la comunidad. Esto es posible únicamente para ciertos taxa bien conocidos y de manera puntual en tiempo y en espacio. La mayoría de las veces se tiene que recurrir a índices de riqueza específica obtenidos a partir de un muestreo de la comunidad (Moreno, 2001). En este trabajo se utilizó el *Índice de Margalef*. Para utilizarlo, el muestreo debe ser aleatorio y todas las especies de una comunidad vegetal deben estar presentes en la muestra. Supone que hay una relación funcional entre el número de especies y el número total de individuos (Magurran, 1988) y esta dado por la siguiente ecuación:

$$(D_{Mg}) = \frac{(S - 1)}{\ln N}$$

Donde:

D_{Mg} = Valor del Índice de Margaleff

S = Número de especies o Riqueza de especies

N = Número total de individuos o abundancia

Ln = Logaritmo natural.

5.2.4. Modelación de hábitat potencial en MaxEnt

A través de modelación en el software MaxEnt se buscarán condiciones adecuadas o hábitat potencial para el borrego cimarrón en la Sierra Maderas del Carmen.

Los modelos de distribución de especies estiman la relación entre los registros de especies en un sitio y las características espaciales y/o ambientales de esos sitios. (Franklin, 2009 en Elith *et al.*, 2010). Éstos son ampliamente utilizados para diversos propósitos en biogeografía, biología de la conservación y ecología.

MaxEnt es un programa para modelación de la distribución de especies a partir de registros de presencia (Elith *et al.*, 2010).

Dentro de la literatura estadística, las variables independientes en un modelo son llamadas covariables, predictores o entradas. En los Modelos de distribución de especies, éstas incluyen factores ambientales que son relevantes a la aptitud del hábitat. Ya que la respuesta de las especies a éstas tiende a ser compleja es deseable ajustarlas a funciones no lineales (Austin, 2002 en Elith, 2010). En MaxEnt, los rasgos seleccionados se forman de la misma manera que en una regresión, donde la matiz del modelo es aumentada en términos de los parámetros especificados por cada modelo. La función ajustada de MaxEnt está definida por más rasgos que covariables. MaxEnt tiene seis clases de rasgos: lineales, productos, cuadráticos, dependientes, límites y categóricos (Elith *et al.*, 2010).

MaxEnt se enfoca en la comparación de las densidades de probabilidad en un espacio covariable. Si se conoce la densidad condicional de la covariable en los sitios de presencia, $f_1(z)$, y la densidad marginal de la covariable a través del área de estudio $f(z)$, entonces sólo es necesario determinar la prevalencia $\Pr(y=1)$, para calcular la probabilidad condicional de ocurrencia. MaxEnt primero hace un estimado del ratio $f_1(z)/f(z)$, referido como salida cruda. Esto es el núcleo del modelo de salida, dando una percepción acerca de que rangos son importantes y estimando la aptitud relativa de un lugar comparado con otro. Debido a que la información requerida en prevalencia no está disponible para calcular la probabilidad condicional de ocurrencia se implementó el término salida logística, la cual trata el registro de la salida: $n(z)=\log(f_1(z)/f(z))$ como un valor lógico y calibra el intercepto a la probabilidad implícita de presencia en los sitios con condiciones típicas para la especie. Tal probabilidad es el parámetro r (Elith *et al.*, 2010).

El paisaje de interés (L) es un área geográfica definida por el usuario, cuyos límites dependen de que tan lejos podrían dispersarse las especies bajo estudio. Se define L_1 , como la subdivisión donde la especie está presente.

MaxEnt utiliza los datos de covariables de los registros de ocurrencia de las especies y la muestra de fondo para estimar la proporción $f_1(z)/f(z)$. Para esto, hace un estimado de $f_1(z)$ que es consistente con los datos de ocurrencia, tanto como la distribución lo permita, pero elige la más cercana a $f(z)$. Minimizar la distancia de $f(z)$ es razonable por que $f(z)$ es un modelo nulo para $f_1(z)$. En el programa, ésta distancia es la entropía relativa de $f_1(z)$ con respecto de $f(z)$. Maximizar la entropía de la

distribución bruta es equivalente a minimizar la entropía relativa de $f_1(z)$ respecto de $f(z)$, así que las dos formulaciones son equivalentes. El vector de rasgos es llamado $h(z)$ y el de los coeficientes β .

Según Phillips *et al.* (2006) y Elith *et al.* (2010), minimizar la entropía relativa resulta de una distribución Gibbs (Della Pietra *et al.*, 1997 en Elith *et al.*, 2010), que es un modelo exponencial:

$$f_1(z) = f(z)e^{n(z)}, \text{ donde: } n(z) = \alpha + \beta * h(z)$$

y α es una constante de normalización que asegura que $f_1(z)$ suma 1. El objetivo de MaxEnt es $e^{n(z)}$, el cual estima la proporción $f_1(z)/f(z)$ y depende de las muestras de presencia y las del fondo que son utilizadas para formar el estimado (Elith *et al.*, 2010).

Para los modelos de la distribución de borrego cimarrón se utilizaron 23 variables (19 climáticas y cuatro topográficas). Las climáticas fueron obtenidas de la fuente en línea *WorldClim- Global Climate Data*, y corresponden a las capas mundiales más actualizadas (a Noviembre de 2011).

Según Hijmans *et al.* (2005), las capas de datos climáticos fueron generadas a través de la interpolación de promedio mensual de datos climáticos de estaciones meteorológicas a una resolución de 30 arco-segundos (referida a menudo como

resolución de “un kilómetro cuadrado”). Las variables incluidas son la precipitación media y total mensual, temperaturas máximas y mínimas que fueron derivadas en 19 variables que constituyen relaciones entre las anteriores.

Para la construcción de estas capas se utilizaron datos de las principales bases de datos climáticas compiladas por la red global de Climatología (GHCN), la FAO, la WMO, el Centro Internacional para la Agricultura Tropical (CIAT), R-HYdronet y un gran número de bases de datos menores en otros diversos países. Se utilizaron además bases de datos de elevación (SRTM) y el programa ANUSPLIN que interpola datos multivariados usando líneas delgadas suavizadas. La latitud, longitud y elevación fueron usadas como variables independientes.

Para estaciones con registros de múltiples años, se calcularon los promedios del período 1960-1990. Sólo se utilizaron registros donde había al menos 10 años de datos. En algunos casos el período se extendió a 1950 – 2000 para incluir registros de áreas para las cuáles se tenían pocos registros disponibles. Se inició con datos de GHCN debido a la alta calidad de la base de datos, a la que posteriormente se añadieron estaciones de otra base de datos. Muchas de esas bases tenía valores mensuales medios sin especificar el periodo de tiempo. Después de remover las estaciones con errores, a base de datos consistió de registros de precipitación de 47,554 ubicaciones y temperaturas máximas y mínimas de 142835 ubicaciones (Hijmans *et al.*, 2005).

Las 19 variables climáticas se describen a continuación:

- BIO1 = Temperatura Media Anual
- BIO2 = Oscilación media diurna (Media mensual (Tmax – T min))
- BIO3 = Isotermalidad (BIO2/BIO7) (*100)
- BIO4 = Estacionalidad de la temperatura (Desviación Estándar*100)
- BIO5 = Temperatura Max del mes mas cálido
- BIO6 = Temperatura Min del mes mas frío
- BIO7 = Oscilación anual de la temperatura (BIO5-BIO6)
- BIO8 = Temperatura media de la estación mas húmeda
- BIO9 = Temperatura media de la estación mas seca
- BIO10 = Temperatura media de la estación mas cálida
- BIO11 = Temperatura media de la estación mas fría
- BIO12 = Precipitación anual
- BIO13 = Precipitación del mes mas húmedo
- BIO14 = Precipitación del mes mas seco
- BIO15 = Estacionalidad de la precipitación (Coeficiente de Variación)
- BIO16 = Precipitación de la estación mas húmeda
- BIO17 = Precipitación de la estación mas seca
- BIO18 = Precipitación de la estación mas cálida
- BIO19 = Precipitación de la estación mas fría

Las cuatro variables topográficas son:

- Altitud
- Pendiente
- Exposición
- CTI (índice compuesto de topografía)

Todas las variables fueron generadas a partir de Modelos Digitales de Elevación provenientes del USGS, 2010. Según Moore *et al.* (1991) en Flory (2010), el índice compuesto de topografía que ayuda a determinar la cantidad de humedad es una función de la contribución del área y la pendiente del paisaje y se calcula mediante la ecuación: $CTI = \ln(\text{Acumulación de flujo} / \tan(\text{pendiente}))$.

Para la generación de los modelos de distribución de borrego cimarrón se consideraron un total de 459 registros. Incluyendo todos los registros (183) de localizaciones desde marzo 2010 hasta agosto 2011 en Maderas del Carmen Coahuila. En adición, 276 datos provenientes de la base de datos GBIF (Global Biodiversity Information Facility), así como de datos proporcionados por CEMEX de registros de borrego cimarrón en Texas, E.E.U.U. y de monitoreo de la especie en Sonora, México. En este trabajo se generaron 2 modelos con 100 repeticiones cada uno, considerando como una extensión de aplicación a México y Estados Unidos (exceptuando la región de Alaska y las islas tropicales). Se utilizó un 40% de datos para probar el modelo.

6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

6.1. *Situación demográfica*

Al final de las cuatro estaciones se registró que de las 19 hembras liberadas con radio-collar, había 9 vivas, dos no se localizaron y se contabilizaron 8 mortalidades. Se observaron en total siete nacimientos que probablemente ocurrieron a finales de febrero y principios de marzo de 2010, de los cuales se observaron 3 al final del verano 2010 y sólo 2 al final del invierno 2010-2011. El macho con radio collar activo sigue vivo. Se han observado otros machos con radiocollar no activo de las primeras liberaciones en 2004, además de algunos machos sin radiocollar que fueron liberados con las hembras en estudio durante noviembre de 2009. Las causas de mortalidad en las hembras adultas fueron en cinco de los 8 casos depredación por puma (*Puma concolor*) y en los tres casos restantes las causas no fueron determinadas con exactitud.



Figura 9. Depredación de hembra de borrego cimarrón por puma

Se consideraron un total de 167 registros o pares de coordenadas (48 para primavera, 40 para verano, 38 para octubre y 41 para invierno), se excluyeron los registros de individuos muertos durante cada período. El número de registros por tipo de grupo se muestra en la Tabla 1.

Tabla 1. Número de registros por tipo de grupo

Tipo de grupo	Estación del año				Total
	Primavera	Verano	Otoño	Invierno	
Mixto	5	13	17	14	49
Hembras con crías	16	8	5	5	34
Hembras	20	6	11	18	55
Machos	7	13	5	4	29
Total	48	40	38	41	167

En la primavera 2010 se registró un mayor número de grupos de hembras o hembras aisladas (20), mientras que los grupos mixtos fueron los menos frecuentes con solo 5 registros. Para el verano 2010 se tuvieron un igual número de registros de grupos mixtos (13) y de machos o machos solos (13), mientras la categoría con menos registros fue la de hembras o hembras solas (6). En el otoño, se observaron más grupos Mixtos (17) y los grupos de hembras con crías y de machos solos fueron vistos el mismo número de veces (5). Para el invierno 2010–2011 al igual que en el primero, el mayor número de grupos observados fue el de hembras (18), aunque el menos observado fue el de machos o machos solos con cuatro registros.



Figura 10. Un grupo mixto de borregos cimarrones se alimenta en la zona de El Cedro, ladera Oeste de la Sierra Maderas del Carmen.

Los grupos mixtos fueron más frecuentes en el otoño (17). Se observó además una mayor frecuencia de grupos de hembras con crías en la primavera (16) con respecto del resto. La cantidad de registros de grupos de hembras fue similar para la primavera y el invierno (20 y 18 respectivamente). Los grupos de machos fueron observados con mayor frecuencia en verano. Considerando las cuatro estaciones, la categoría con mayor número de registros fue la de hembras con 55 y la de menor número corresponde a los grupos de machos con 29.

Como se muestra en la Tabla 2, la media del tamaño de los grupos fue mayor en el otoño (4.14 individuos/grupo), mientras la menor se presentó durante la primavera (3.18 individuos/grupo). La media de las cuatro estaciones fue de 3.73 individuos/grupo con una desviación estándar de 2.93. Dicha variación se debe a la

gran variabilidad en el número de individuos contados en cada avistamiento (de 1 hasta 15 individuos).

Tabla 2. Tamaño de los grupos (Individuos/grupo)

Parámetro	Estación del año				Total anual
	Primavera	Verano	Otoño	Invierno	
Media (\bar{X})	3.18	4.12	4.14	3.86	3.73
Desviación estándar (S_x)	2.05	3.68	3.93	2.75	2.93

6.2. Área de Actividad

En cuanto al “área de actividad” o “ámbito hogareño”, por estación de muestreo se obtuvo que para la primavera 2010 los animales ocuparon un área de actividad de 4,361 ha ($p=0.05$) y de 890 ha ($p=0.5$) como se observa en la Figura 11.

Para el verano 2010 se obtuvo un área de actividad de 5,905 ha ($p=0.05$) que resultó la mayor respecto de las otras estaciones a la misma probabilidad. La superficie decreció en cada estación y el área más pequeña se registró en el invierno (2,923 ha, $p=0.05$). El área núcleo mostró el mismo comportamiento decreciente, siendo mayor en la primavera con 890 ha ($p=0.5$) hasta 314 ha ($p=0.5$) en el invierno. El

centro de gravedad fue mayor en el verano con 131 ha ($p=0.9$) y el menor con 52 ha ($p=0.9$) se registró en el invierno.

Tabla 3. Área de actividad en hectáreas a diferentes probabilidades de encuentro

Probabilidad de encuentro (P)*	Estación del año			
	Primavera	Verano	Otoño	Invierno
0.05 – Área de actividad	4361	5905	4112	2923
0.5 – Área núcleo	890	747	541	314
0.9 – Centro de gravedad	80	131	82	52

*Probabilidad de encuentro: 0.05= 95%, 0.5= 50% y 0.9= 10%.

La distribución de las áreas de actividad a diferentes probabilidades de encuentro para cada estación puede analizarse en las Figuras 11 a la 14. En la Figura 11 se observa que el área de actividad ($p=0.05$) está fraccionada y alrededor del polígono principal hay pequeños polígonos resultado de observaciones realizadas más allá de las áreas de mayor actividad, generalmente dichos puntos se refieren a individuos solitarios. Dos áreas núcleo ($p=0.5$) son claramente diferenciadas correspondientes a los parajes conocidos como “Vista hermosa” (área núcleo en la parte superior) y “Los chivos” (área núcleo en la parte inferior). El centro de gravedad ($p=0.9$) se localizó dentro del área núcleo en la zona de Vista hermosa.

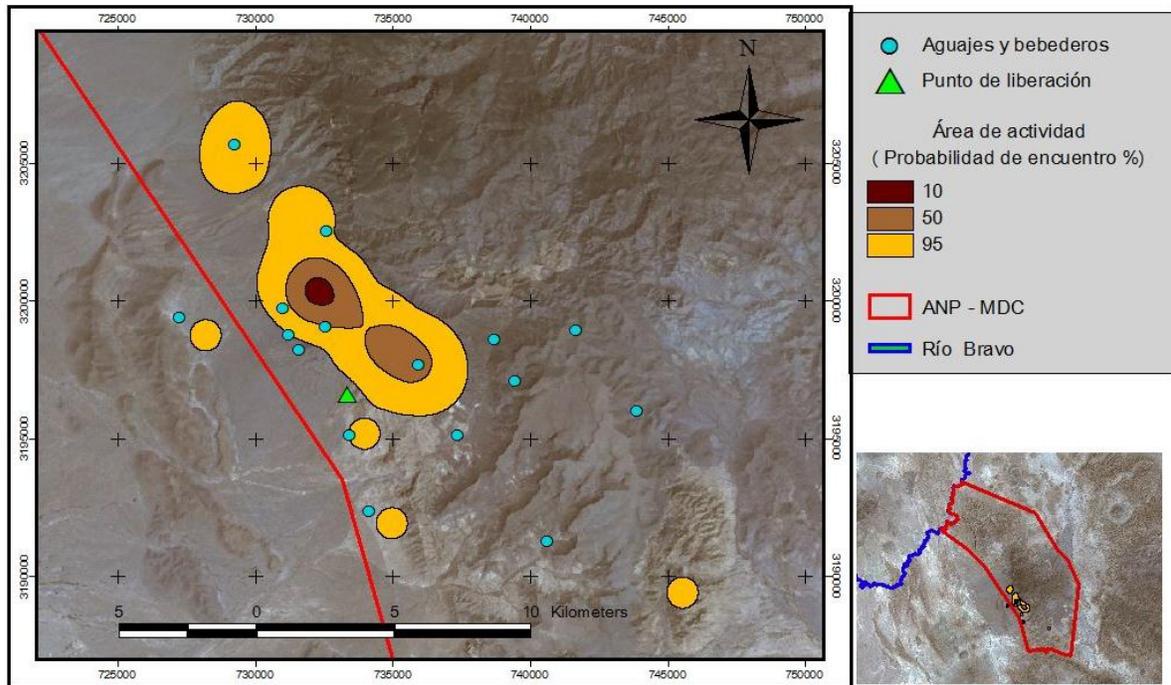


Figura 11. Áreas ocupadas por la población total de borrego cimarrón durante la primavera 2010.

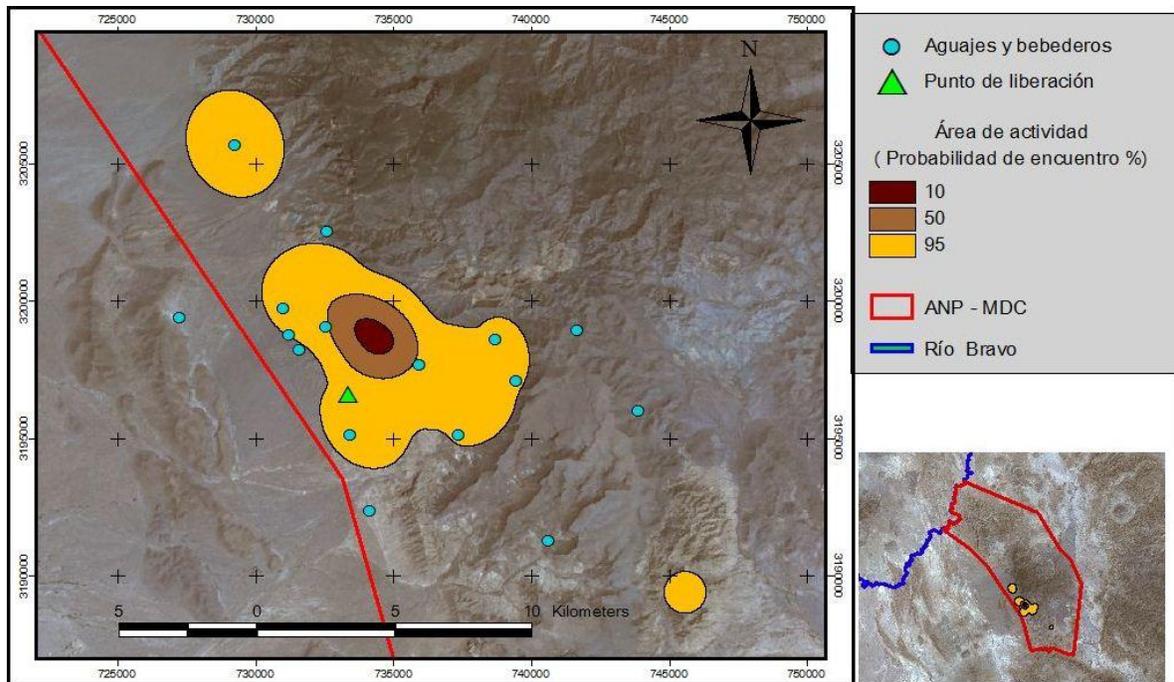


Figura 12. Áreas ocupadas por la población total de borrego cimarron durante el verano 2010.

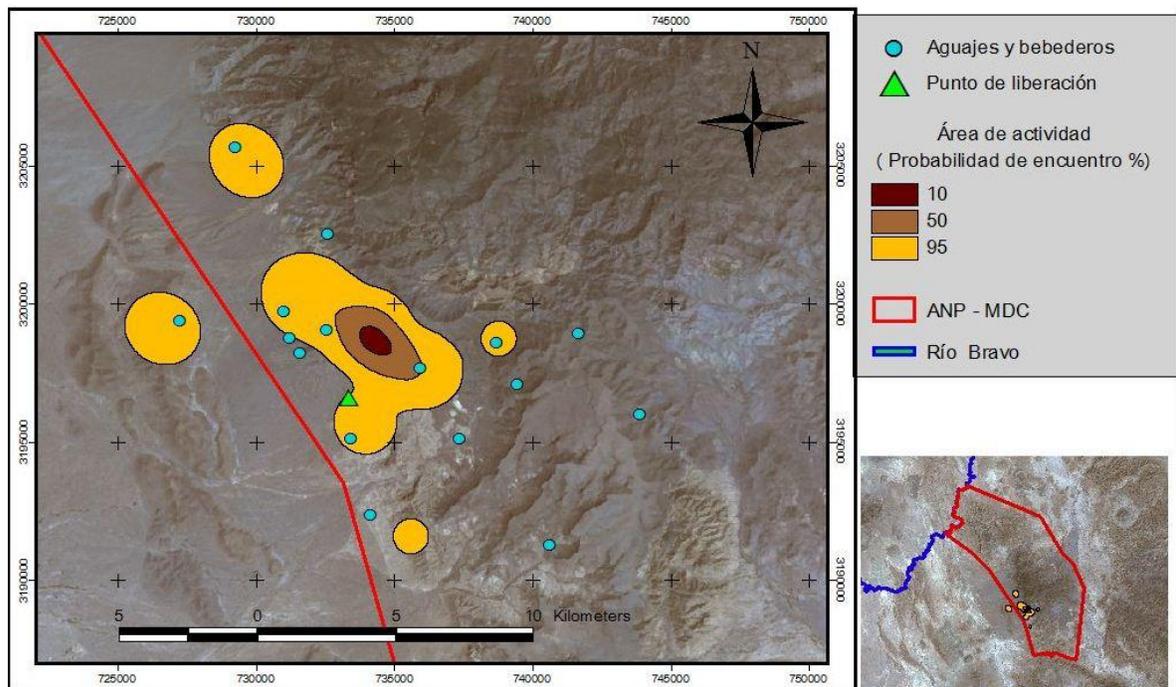


Figura 13. Áreas ocupadas por la población total de borrego cimarrón durante el otoño 2010.

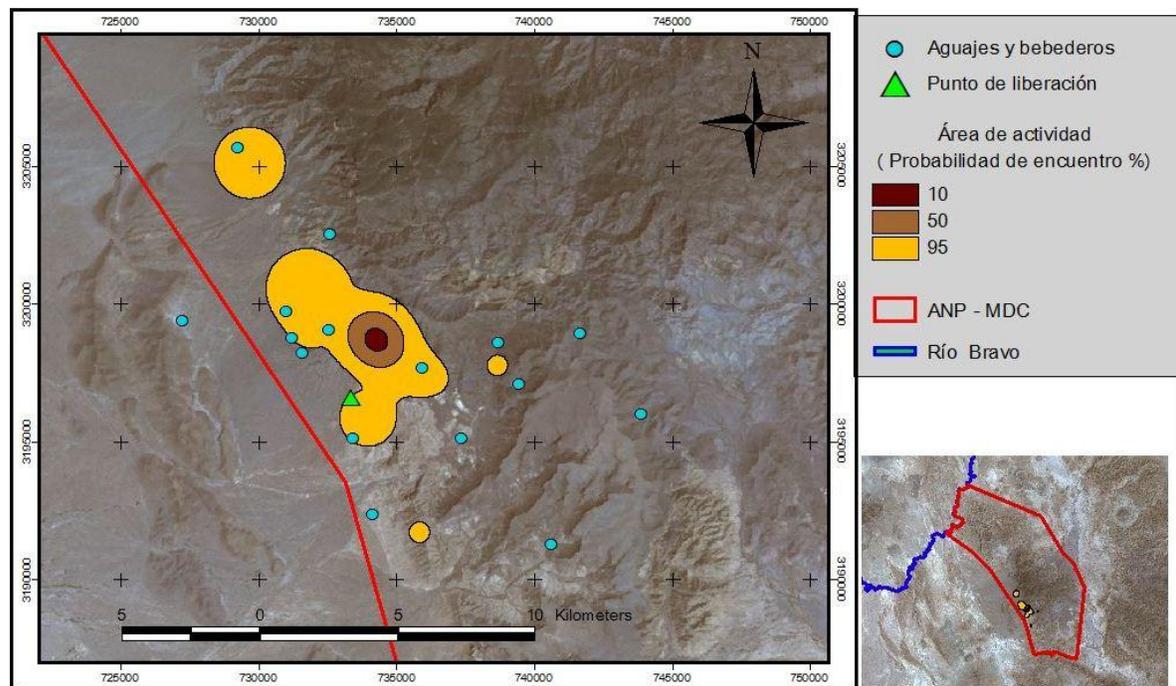


Figura 14. Áreas ocupadas por la población total de borrego cimarrón durante el invierno 2010-2011

En la Figura 13, correspondiente al otoño, un área de actividad ($p=0.05$) más dispersa vuelve a notarse como en la primavera, aunque esta vez sólo se presenta un área núcleo ($p=0.5$) y un centro de gravedad ($p=0.9$), ambos ubicados en la zona intermedia entre los parajes conocidos como El cedro y Los chivos.

La Figura 14, corresponde a la superficie ocupada en invierno y muestra una concentración de la actividad respecto del otoño, por lo que el área utilizada ($p=0.05$) está menos fraccionada. El área núcleo ($p=0.5$) y el centro de gravedad ($p=0.9$) casi permanecen en los mismos sitios que en el otoño, aunque de menor superficie.

6.3. Modelo de distribución de hábitat potencial

Se obtuvieron dos modelos de distribución del hábitat potencial con una extensión de aplicación que abarca México y gran parte de Estados Unidos (No se incluyen los territorios de Alaska y Hawai). La localización de los registros en un área muy pequeña (considerando la resolución de las capas climáticas = 1km^2) y la limitación para su modelación incentivaron la búsqueda de mas registros en bases de datos especializadas, así como la utilización de una extensión de aplicación mayor, que al menos considera los rangos históricos conocidos en México y Estados Unidos.

El primer modelo (Figura 15) sólo considera los registros para la subespecie *Ovis canadensis mexicana*. Los datos de entrada corresponden a coordenadas de

avistamientos en los de Estados Mexicanos de Coahuila y Sonora, además de algunos pocos en el Estado de Texas, E.E.U.U.

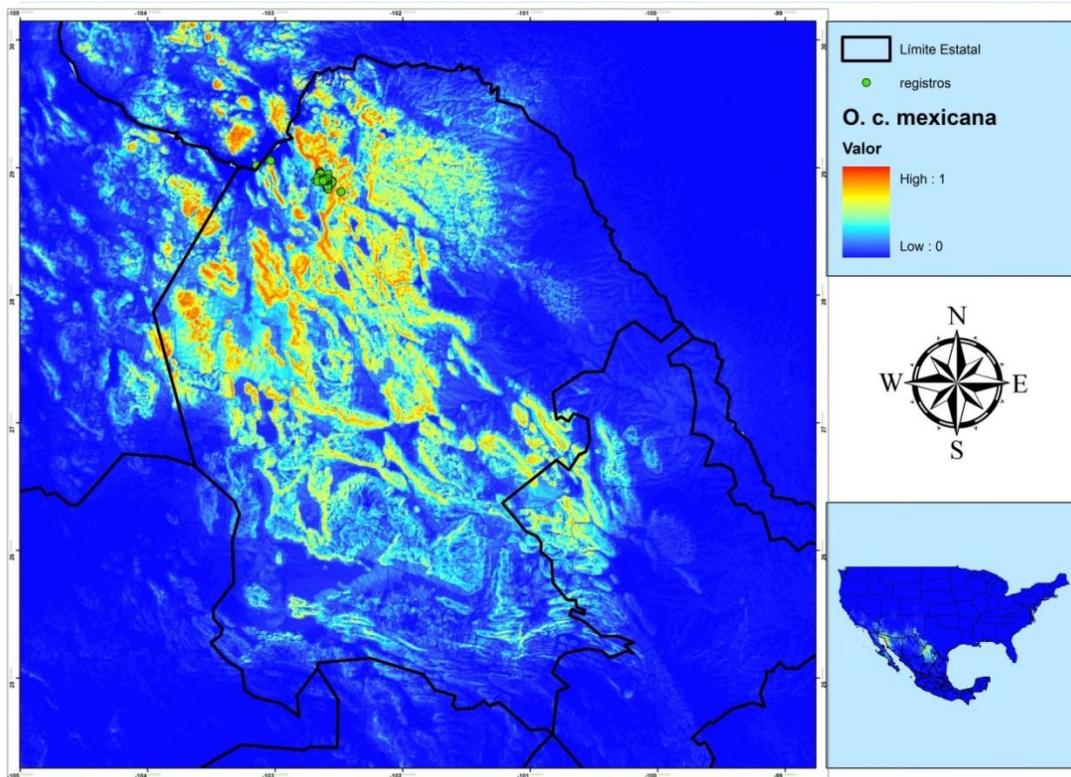


Figura 15. Modelo 1 - Distribución del hábitat potencial para *Ovis canadensis mexicana*.

El modelo considerado es el promedio de las 100 repeticiones, cuyos valores brutos fueron reclasificados a una escala de 0-1. Cabe mencionar que dicho proceso de reclasificación no modifica la probabilidad real que muestra el modelo. En el Modelo 1 (Figura 15), se asignan valores mayores a 0 a gran parte de los rangos geográficos de distribución histórica para la especie en ambos países. En México se muestran algunas regiones de los Estados de Sonora, Chihuahua, Coahuila, Baja California,

Baja California Sur, Nuevo León y en Estados Unidos, los Estados Considerados son; California, Arizona, Nuevo México y Texas.

Particularmente, El Estado de Coahuila presenta algún grado de aptitud de hábitat potencial (valores > 0) en gran parte de la Entidad (Figura 15). La Región Noroeste presenta los valores mas altos en aptitud del condiciones ambientales, representadas por tonalidades naranjas y rojas sobre todo en Las Sierras de Maderas del Carmen, La Encantada, Del Pino, Hechiceros, El Fuste, El Almagre, Sierra Mojada y La Madera. La región Noreste, Este, y Sur de la Entidad presenta valores muy bajos y nulos. La zona antes descrita se ajusta en gran medida al hábitat de distribución histórica para la subespecie en el Estado de Coahuila (Espinosa *et al.*,2006). Otras Sierras consideradas rango de distribución histórica como la de San Marcos y Pinos, La Fragua, Los Alamitos, La Paila y La Gavia presentan valores medios mayores a 0.5. Las Sierras al Sureste de Monclova en los límites con el Estado de Nuevo León, también presentaron valores mayores a 0.5.

De manera asociada, MaxEnt genera un análisis de la contribución de las variables al modelo general, a través de una prueba de Jackknife, que esquematiza en primer término la ganancia del modelo en cuanto a estimación de la probabilidad con la presencia y a la vez con la ausencia de cada variable. En segundo término se esquematiza el desempeño del modelo al realizar la prueba de éste con y sin la utilización de cada variable. Por último esquematiza la contribución del modelo al área bajo la curva que describe el comportamiento general del modelo con la utilización y la omisión de cada variable.

Para el caso del modelo 1, la prueba de Jackknife describe el comportamiento de las variables como sigue:

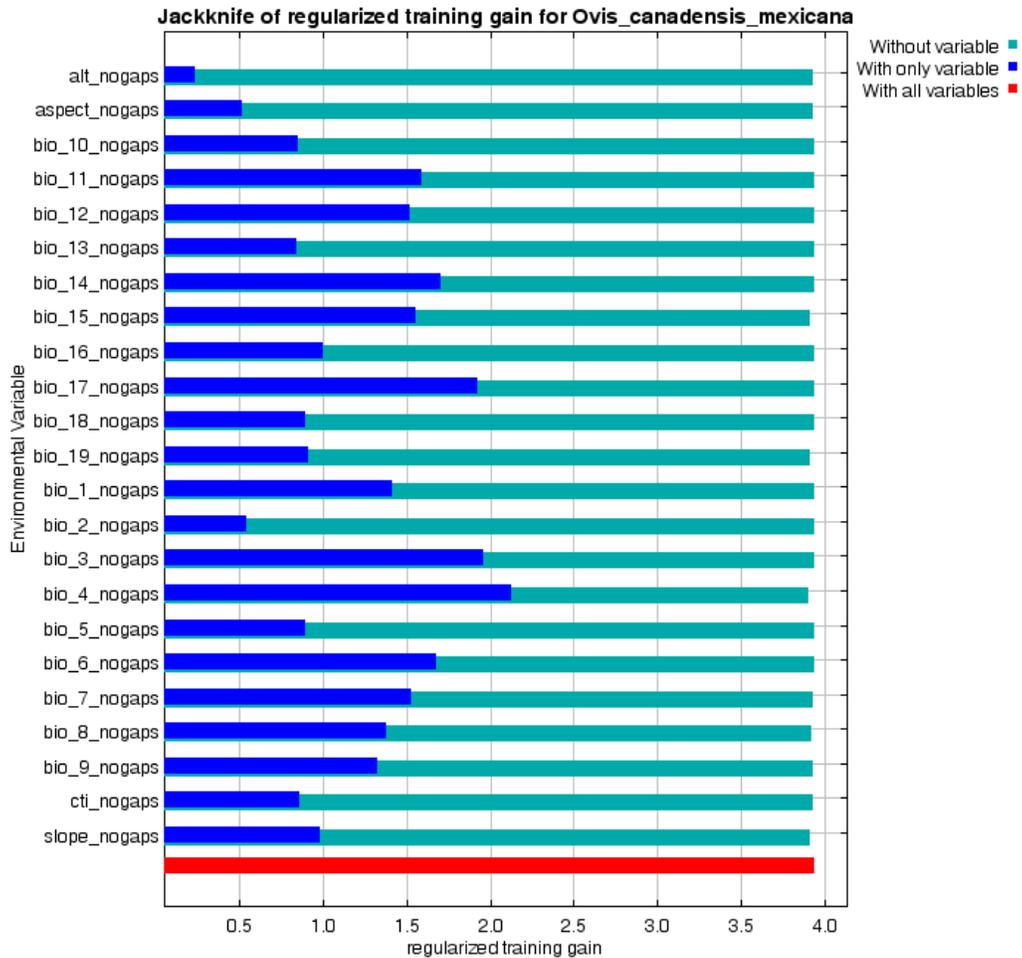


Figura 16. Prueba de Jackknife - Contribución de las variables al entrenamiento del modelo 1.

En la Figura 16 puede observarse que las variables 3 (Isotermalidad) y 4 (Estacionalidad de la temperatura) dan una mayor ganancia al entrenamiento del modelo, ya que éste se desempeña mejor cuando se incluyen dichas variables. Mientras que la variable altitud es la que da la menor ganancia al entrenamiento del modelo, por lo que éste se desempeña mejor sin utilizar dicha variable.

La variable 3 ó Isotermalidad es el producto de la oscilación media mensual entre la oscilación media anual, expresada en porcentaje. La variable 4 ó Estacionalidad de la temperatura se refiere a la estabilidad de la temperatura media de los meses en magnitud. Cabe mencionar que ninguna variable contiene una cantidad sustancial de información útil, que no esté contenida en las otras variables. Es decir que la información contenida en las variables es redundante en términos de aporte al entrenamiento del modelo (Figura 16). Esto puede observarse en el hecho de que no hay cambios pronunciados entre la ganancia graficada de cada variable.

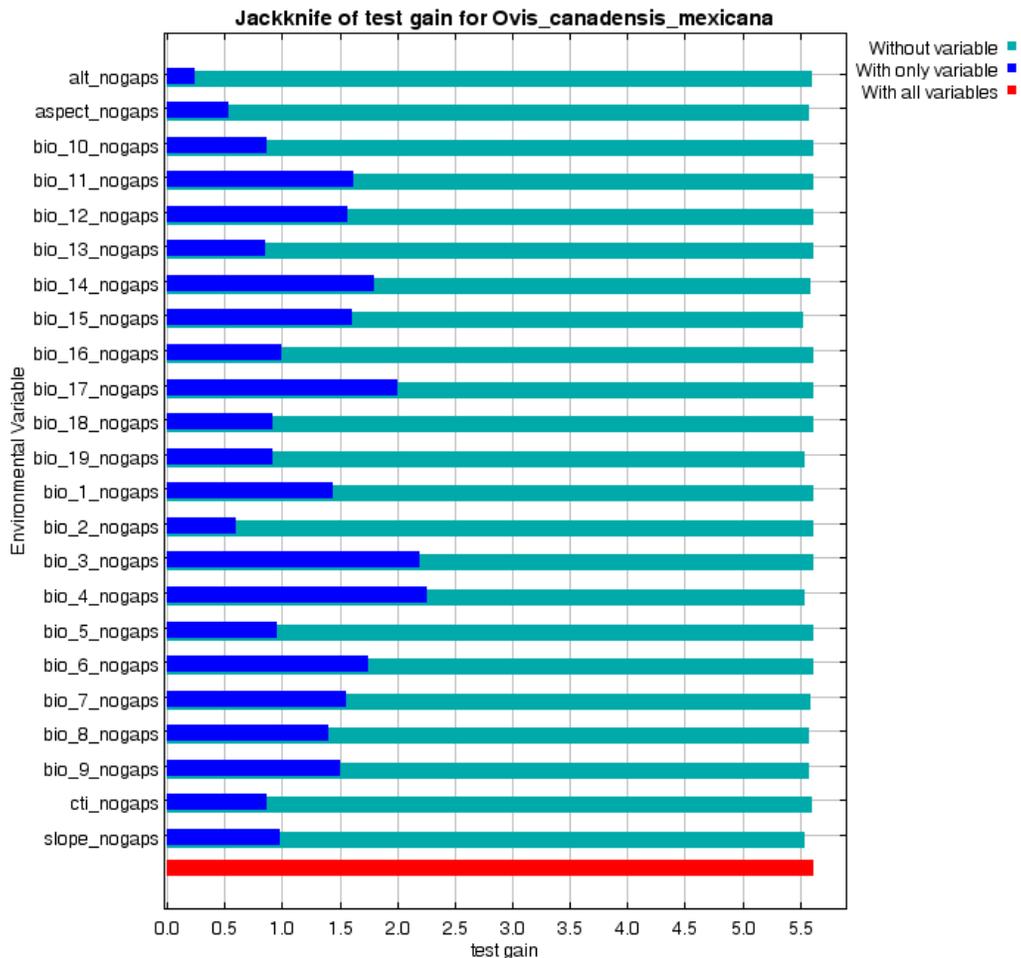


Figura 17. Prueba de Jackknife - Contribución de las variables a la prueba del modelo 1.

La ganancia del modelo para la prueba de éste muestra la misma tendencia (Figura 17). La prueba se desarrolla mejor con la utilización de las variables 3 y 4 y en la ausencia de la variable altitud.

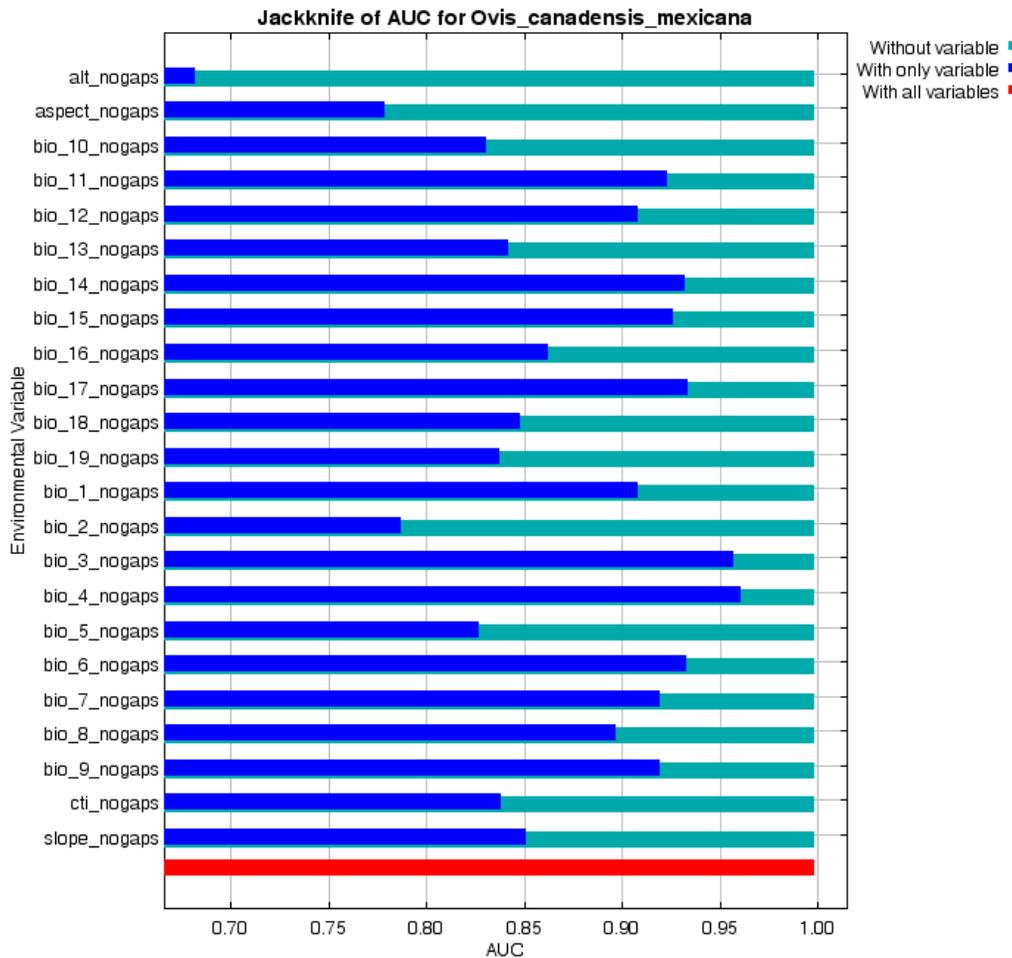


Figura 18. Prueba de Jackknife - Contribución de las variables al área bajo la curva del modelo 1.

De la Figura 18 se deduce que el área bajo la curva que describe el modelo general tiene una mayor ganancia con la utilización de las variables 3 y 4, siendo aún mayor sin la variable altitud.

Las variables 3 y 4 predicen por sí solas de manera más efectiva la distribución de los datos de frecuencia que fueron usados para probar el modelo.

El modelo 2 (Figura 19) considera los registros de avistamientos de las subespecies de borrego cimarrón consideradas como *de desierto*, e incluyen *O. c. mexicana*, *O. c. cremnobates*, *O. c. weemsi*, *O. c. nelsoni* y *O. c. californiana* (Monson y Sumner, 1980). Los datos de entrada abarcan un amplio rango geográfico en México y Estados Unidos.

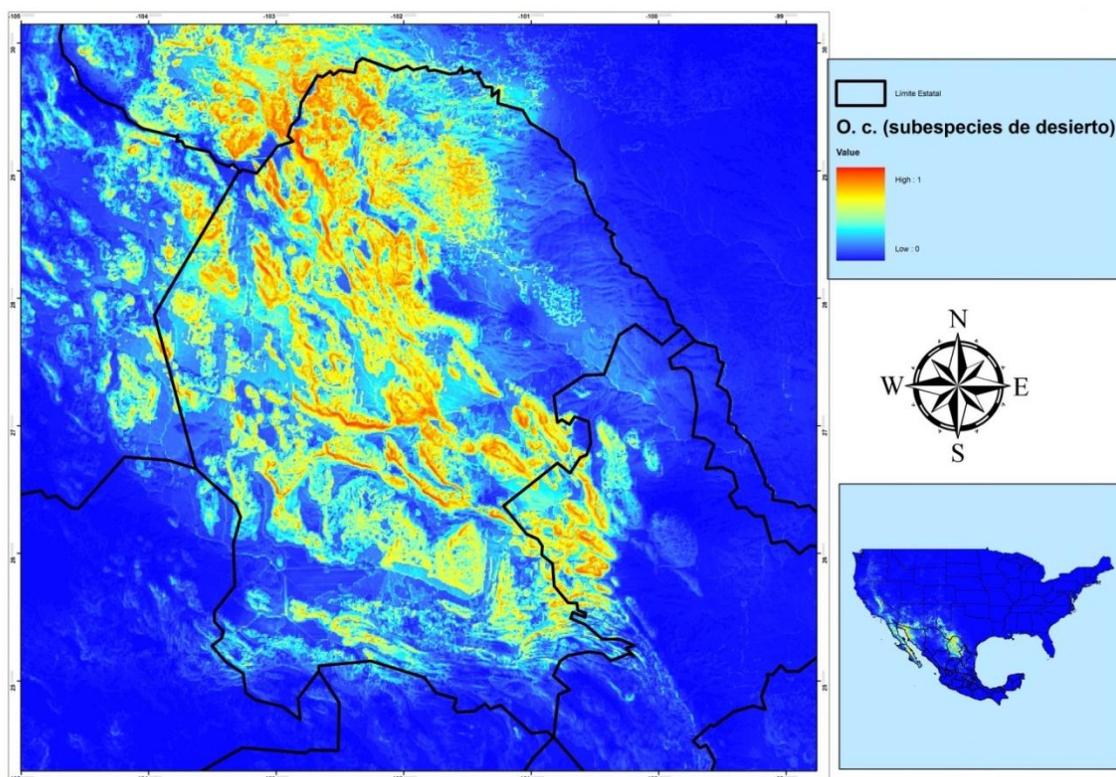


Figura 19. Modelo 2 - Distribución del hábitat potencial para las subespecies de borrego cimarrón de desierto.

Este modelo también es el promedio de las 100 repeticiones realizadas y los valores brutos fueron de igual manera reclasificados a una escala de 0 -1. Aquí se predice

una mayor distribución en superficie y asigna valores más altos en áreas tomadas en cuenta por el Modelo 1. La mayor dispersión de los datos de entrada tiende a flexibilizar el modelo.

Una mayor superficie en ambos países es abarcada. En México se mantienen los Estados incluidos en el modelo 1, aunque en éste se asignan mayores valores. Una mayor superficie de Nuevo León y Chihuahua con respecto del Modelo 1, son incluidas. En Estados Unidos, California presenta una mayor distribución y se integran nuevas regiones con probabilidad mayor a 0 pero menor a 0.3, sobre todo en Estados más norteños como Utah, Colorado, Nevada y Oregon.

En el Estado de Coahuila, la superficie considerada con adecuadas condiciones para el borrego cimarrón presenta un aumento en el modelo 2 con respecto del modelo 1, tanto en superficie como en aptitud. Las Sierras de Maderas del Carmen, La Encantada, San Vicente, La Vasca, El Pino y Hechiceros al Noroeste de la Entidad; Sierra La Madera, Pájaros Azules, La Fragua, San Marcos y del Pino en el centro, así como otras al este de la entidad presentan la mayor aptitud. Dicha predicción se ajusta al rango de distribución histórica (Espinosa *et al.*, 2006).

Del análisis de la contribución de las variables para el modelo 2 mediante la prueba de Jacknife, puede decirse que en el caso del entrenamiento del modelo (**Figura abajo**), las variables 3 (Isotermalidad) y 17 (precipitación de la estación mas seca) brindan una mayor ganancia cuando se incluyen, muy similar al desempeño utilizando las variables 14 (precipitación del mes mas seco) y 4 (Estacionalidad de la

temperatura). Como en el modelo 1, la variable altitud brinda la menor ganancia al modelo, mientras que en su ausencia éste se desempeña mejor.

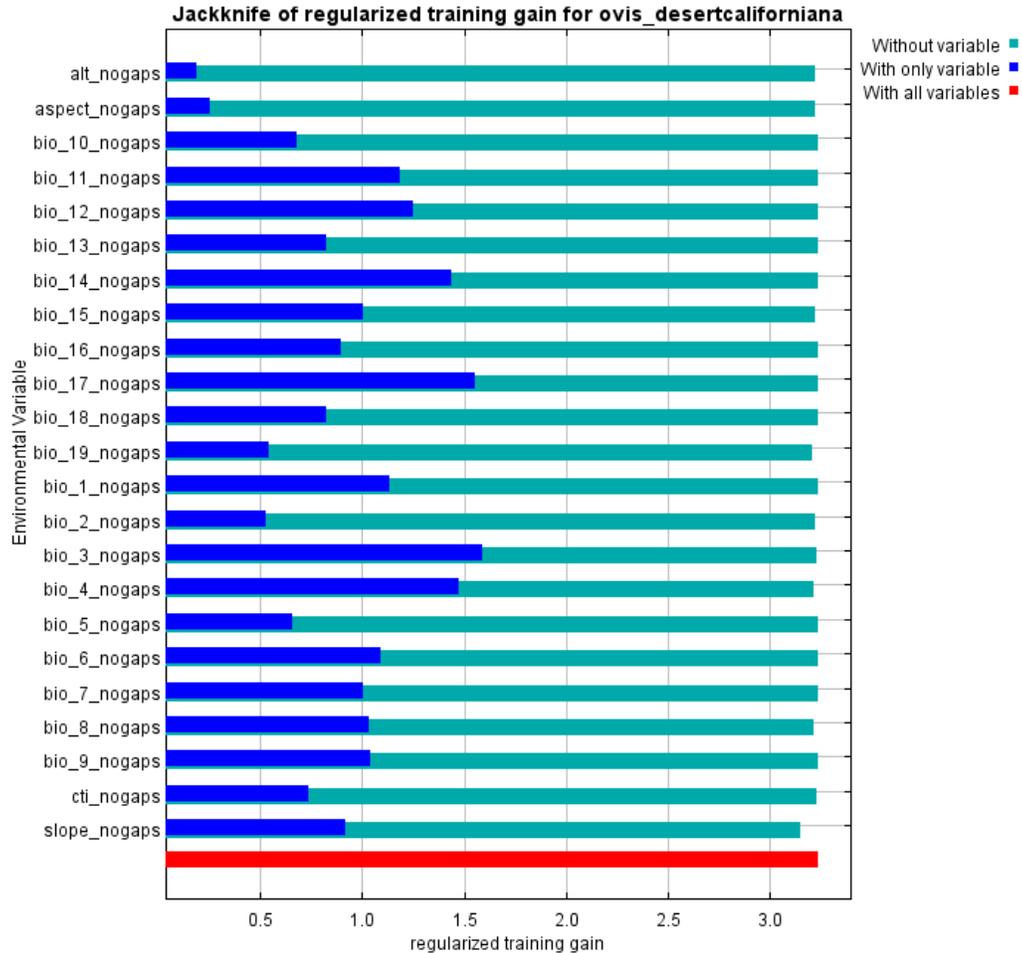


Figura 20. Prueba de Jackknife - Contribución de las variables al entrenamiento del modelo 2.

En éste modelo, variables de precipitación brindan una mayor ganancia al entrenamiento del modelo. Algunas variables como la 3, 4, 14 y la 17 contienen cierta información útil que no está contenida en otras variables, lo cual puede notarse en el hecho de que hay una diferencia más marcada entre las ganancias que proporciona cada variable al entrenamiento del modelo.

En la Figura 21. Puede observarse que la ganancia del modelo para la prueba de éste es mayor cuando se utilizan las variables 3 y 17, comportándose de igual manera que en el entrenamiento del modelo.

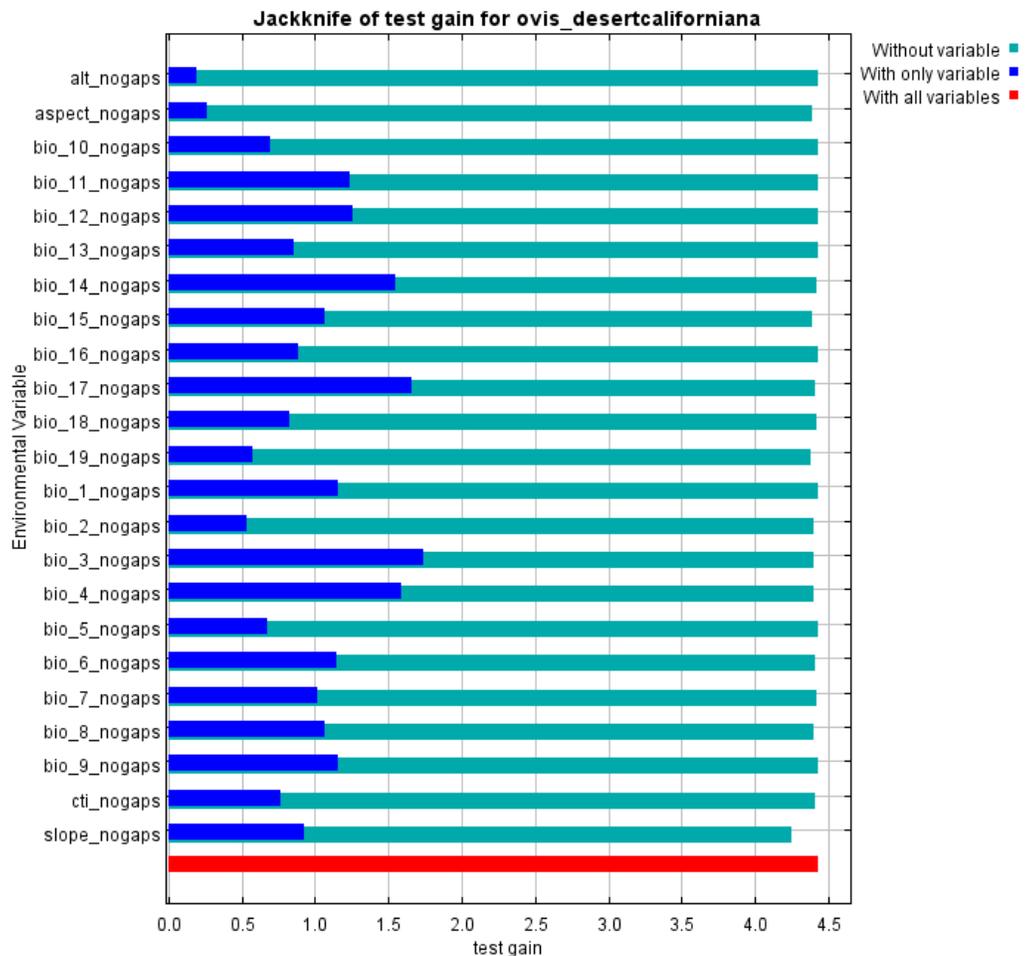


Figura 21. Prueba de Jackknife - Contribución de las variables a la prueba del modelo 2.

De la Figura 22, se interpreta que el área bajo la curva que describe el modelo general tiene una mayor ganancia con la utilización de las variables 3, 17, 4 y 14 siendo aún mayor sin la variable altitud, al igual que en el Modelo 1.

Las variables 3 (Isotermalidad), 17 (Precipitación de la estación mas seca), 4 (Estacionalidad de la temperatura) y 14 (Precipitación del mes mas seco) predicen por sí solas de manera más efectiva la distribución de los datos de frecuencia que fueron usados para probar el modelo 2.

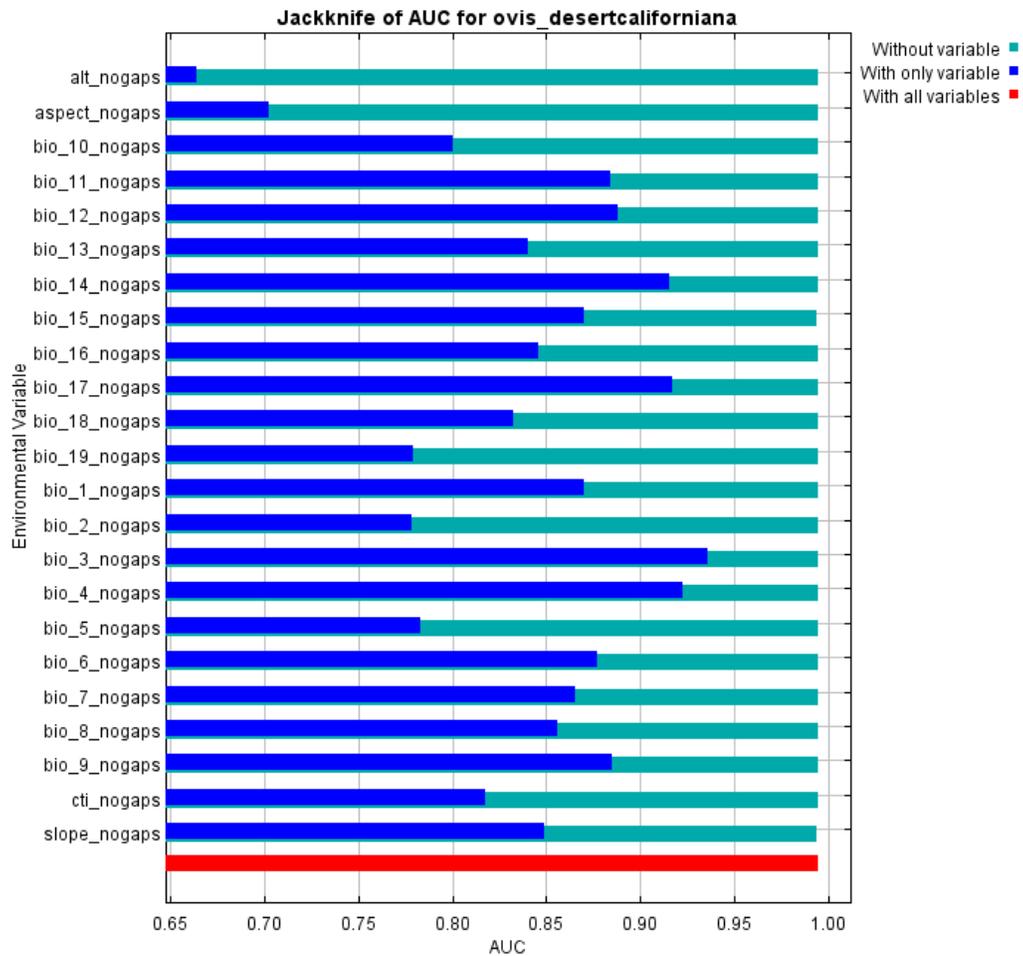


Figura 22. Prueba de Jackknife - Contribución de las variables al área bajo la curva del modelo 2.

7. CONCLUSIONES

De un total de 19 hembras y un macho adultos con radio-collar, se contaron nueve hembras vivas, un macho vivo, dos hembras no ubicadas, ocho mortalidades y dos crías. La principal causa de mortalidad fue depredación por puma en hembras adultas. No fueron encontrados los restos de ninguna cría.

De un total de 167 registros de grupos de borregos cimarrones en todo el año, 55 fueron de hembras o hembras solas, 29 correspondieron a machos o machos solos. Los grupos variaron en tamaño por cada estación, siendo mayores en el otoño ($X=4.14$, $Sx=3.93$).

El área de actividad de los borregos cimarrones a diferentes probabilidades de encuentro, varió para cada estación, siendo mayor en la primavera a probabilidades de 0.05 y 0.5, y en verano a 0.9. La mayor superficie contemplada fue de 4,361 ha ($p=0.05$) y la menor de 52 ha ($p=0.9$).

Los polígonos del área de actividad presentan fluctuaciones en forma para cada estación. En la primavera se tienen dos áreas núcleo, que pasan a ser una en las restantes estaciones.

Se presenta sólo un centro de gravedad en las cuatro estaciones, ubicándose en un sitio diferente cada vez, con un desplazamiento hacia el Sureste de menos de siete kilómetros aproximadamente.

En cuanto a los modelos de distribución del hábitat, las variables relacionadas con la variación de la temperatura estacional y la precipitación en la temporada y el mes mas seco fueron las más influyentes en los modelos analizados.

En los dos modelos, la sierra Maderas del Carmen presentó valores altos (0.8 – 1.0) en cuanto a condiciones adecuadas para el borrego cimarrón.

8. LITERATURA CITADA

Bailey James A. 1984. Principles of wildlife management. Colorado State University.

USA. 373 pp.

Boitani L. and Fuller T.K. 2000. Research Techniques in Animal Ecology-

Controversies and Consequences. Columbia University Press. New York,

USA. 464 pp.

Clark, J.M. 1970. The great arc of the wild sheep. University of Oklahoma Press -

Norman. USA. 201 – 209.

Espinosa T.A., A. V. Sandoval and A.J. Contreras B. 2006. Historical distribution of

desert bighorn sheep (*Ovis canadensis mexicana*) in Coahuila, México. The

Southwestern Naturalist, 51 (2): 282 – 288.

Espinosa T.A., A.V. Sandoval, M. García A. and A. J. Contreras B. 2007. Evaluation

of historical desert bighorn sheep hábitat in Coahuila, México. Desert Bighorn

Council Transactions, 49: 30 – 39.

Espinosa T.A., A.J. Contreras B., A.V. Sandoval and M. A. García A. 2009. Selection

of desert bighorn sheep (*Ovis canadensis*) transplant sites in Sierra Maderas

del Carmen and Sierra San Marcos y del Pino, Coahuila, México. The Texas

Journal of Science, Vol. 61, No. 1: 16 – 30.

Flory A.R. 2010. Potential Environmental factors Associated with the Newly Emerging Bat white-nose syndrome in the Northeastern United States: An exploratory modeling approach and case-control study. Master of Science Thesis. Department of Environmental and Radiological Health Sciences- Colorado State University. Fort Collins, Colorado, USA.

Geist V. 1971. Mountain sheep, a study in behavior and evolution. The University of Chicago Press. USA. 383 pp.

Getz W.M., Fortmann R.S., Cross P.C., Lyons A.J., Ryan S.J. and Wilmsers C.C. 2007. LoCoH: Nonparametric Kernel methods for constructing home ranges and utilization distributions. Submitted to Plos One, January 5.

Gibert I.S. 2007. Dinámica poblacional y preferencia de hábitat de un grupo de wapitíes reintroducido en la Sierra Maderas del Carmen. *Tesis: Maestría en Ciencias Forestales*. F.C.F. U.A.N.L. 79 pp.

Hijmans, R.J., Cameron S.E., Parra J.L., Jones P.G. and Jarvis A. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25: 1965-1978. Consultado en línea: WorldClim- Global Climate Data. <http://www.worldclim.org/bioclim>.

Hooge P.N. and Eichenlaub B. 2000. Animal movement extension to ArcView. ver. 2.0. Alaska Science Center - Biological Science Office, U.S. Geological Survey, Anchorage, AK, USA.

Locke S.L., C.E. Brewer and L.A. Harveson. 2005. Habitat use and movements of bighorn sheep in west Texas. Desert Bighorn Council Transactions, 48: 1-11.

Mills S. 2007. Conservation of wildlife populations, demography, Genetics and Management. Blackwell publishing. Oxford. United Kingdom. 424 pp.

McComb B., Zuckerberg B., Vesely D. and Jordan C. 2010. Monitoring Animal Populations and their Hábitats, A practitioner's guide. CRC Press. Florida, USA. 296 pp.

McKinney B.R. and J Delgadillo V. 2005. Desert bighorn reintroduction in Maderas del Carmen, Coahuila, México. Desert Bighorn Council Transactions, 48: 46 – 49.

Monson G. and L. Sumner. 1980. The Desert Bighorn, Its Life History, Ecology and Management. The University Of Arizona Press. Tucson, Arizona. 370 pp.

Nielsen L. and R.D. Brown. 1988. Translocation of wild animals. Wisconsin Humane Society, Inc. and Caesar Kleberg Wildlife Research Institute- Texas A&M University. U.S.A. 333 pp.

NORMA OFICIAL MEXICANA NOM-059-SEMARNAT- 2010, Protección Ambiental – Especies Nativas de México de Flora y Fauna Silvestres – Categorías de Riesgo y Especificaciones para su Inclusión, Exclusión o Cambio – Lista de Especies en Riesgo.

Royle A. and Dorazio R.M. 2008. Hierarchical Modeling and Inference in Ecology: The Analysis of Data from Populations, Metapopulations and Communities. Academic Press. London, United Kingdom. 464 pp.

SEMARNAP. 1997. Programa de Manejo del Área de Protección de Flora y Fauna Maderas del Carmen, Coahuila, México. Instituto Nacional de Ecología. México D.F., 129 pp.

SEMARNAP. 2000. Proyecto para la conservación, manejo y aprovechamiento sustentable del borrego cimarrón (*Ovis canadensis*) en México. México. 106 pp.

Shackleton D.M. 1997. Wild sheep and goats and their relatives, Status survey and conservation action plan for caprinae. IUCN/ SSC Caprinae Specialist Group. Oxford U.K. 390 pp.

Schemnitz Sanford D. 1980. Wildlife management techniques manual. The Wildlife Society. USA. 686 pp.

Smith, N. and P. Krausman. 1988. Desert Bighorn Sheep: A guide to select management practices. *Fish & Wildlife Service. Biological Report. 88(35)*. U.S. Department of the Interior. 435 pp.

Vokoun J. C. 2003. Kernel Density Estimates of Linear Home Ranges for Stream Fishes: Advantages and Data Requirements. *North American Journal of Fisheries Management* 23:1020-1029.

White G.C. and Garrot R.A. 1990. Analysis of Wildlife Radio-Tracking Data. Academic Press. California, USA. 383 pp.

Worton B. J. 1989. Kernel Methods for Estimating the Utilization Distribution in Home. Range Studies. *Ecology*, Vol. 70, No.1: 164-168.

