

El borrego cimarrón en México

Andrew V. Sandoval, Raul Valdez y Alejandro Espinosa T.

Los borregos silvestres en Norteamérica se distribuyen desde Alaska hasta México. Se reconocen dos especies: 1) borrego de Dall y de Stone (*Ovis dalli*) en Alaska y noroeste de Canadá; y 2) el borrego de las Montañas Rocallosas, y el borrego cimarrón de desierto (*Ovis canadensis*) en el suroeste de Canadá, oeste de Estados Unidos, y norte de México. Solo el borrego cimarrón de desierto se distribuye en México. Los borregos silvestres pueden tolerar temperaturas que varían desde -20°C en Alaska hasta $>50^{\circ}\text{C}$ en México. Sus cuerpos relativamente compactos y sus piernas cortas son adaptaciones para vivir en ambientes de terrenos montañosos y accidentados. Generalmente ocupan hábitats libres de vegetación alta que obstruya su visión. Los machos poseen cuernos largos y masivos que se curvan cerca de cada lado del rostro (Figura 20.1). Los cuernos de las hembras son mucho más pequeños, con proyección hacia arriba y atrás de la cabeza en forma de guadaña. Los cuernos de macho con la mayor longitud registrada de un espécimen mexicano midieron 111.8 cm, mientras que la mayor circunferencia de la base es de 43.2 cm. Las poblaciones de borrego cimarrón en México se presentan de forma aislada a lo largo de su área

de distribución, siendo algunas poblaciones de dudosa viabilidad en el largo plazo, particularmente en el noroeste de Sonora y en Baja California. Es una especie de tierras silvestres que habita algunos de los más inhóspitos y accidentados paisajes desérticos (Valdez y Krausman, 1999).



Figura 20.1. El hábitat de borrego cimarrón en la frontera del estado de Coahuila, México y Texas, EUA. (Fotografía: Alejandro Espinosa T.).

En México el borrego cimarrón fue extirpado de Chihuahua, Coahuila y Nuevo León. La extirpación de la especie en el noreste de México y suroeste de los Estados Unidos es atribuida a la pérdida, degradación y fragmentación del hábitat y a la transmisión de enfermedades por parte del ganado doméstico, así como a la cacería de subsistencia y deportiva no regulada (Baker, 1956; Anderson, 1972; Espinosa T. *et al.*, 2006). Las enfermedades transmitidas por el ganado doméstico, particularmente por borregos (*Ovis aries*) y cabras (*Capra hircus*) (Foreyt y Jessup, 1982; Sandoval, 1988; Rudolph *et al.*, 2003), han sido la principal causa de la extirpación de poblaciones de borrego cimarrón (Gross *et al.*, 2000). En México el borrego cimarrón es considerado como una especie prioritaria y se encuentra bajo protección especial (SEMARNAP, 2000).

Los borregos cimarrón son altamente apreciados como trofeos de caza. Su demanda excede la disponibilidad de permisos. En 1999, el gobierno federal autorizó la caza de 50 ejemplares en Sonora, los cuales fueron vendidos por hasta \$70,000 USD cada uno (UPC, 1999). Los cazadores han pagado más de \$200,000 USD por un permiso de caza en la Isla Tiburón, Sonora (Lee, 2000). Entre 1998 y 2007, la comunidad indígena Seri obtuvo ganancias de 3.2 millones USD por ventas de permisos de caza y de ejemplares para pie de cría de la Isla Tiburón. Los ingresos han sido utilizados para mejorar la infraestructura social, cultural y la calidad de vida en la comunidad Seri, así como para invertir en programas de manejo de la especie. En México cada año se generan cerca de \$1 millón USD en cárceles de borrego cimarrón (Lee, 2008, 2011).

El borrego cimarrón es un símbolo cultural de gran importancia para los indígenas de América y ha sido ampliamente representado en grabados en piedra y pinturas rupestres (Murray y Espinosa T., 2006). El borrego cimarrón representa independencia, tenacidad y masculinidad, y es utilizado como el emblema y mascota en instituciones públicas y privadas así como organizaciones civiles en México (Espinosa T., 2008; Valdez y Krausman, 1999).

Taxonomía

De las cuatro subespecies de borrego cimarrón de desierto en Norteamérica, tres se distribuyen en México: El borrego cimarrón de Weems (*O. c. weemsi*) en Baja California Sur, el borrego cimarrón peninsular (*O. c. cremnobates*) en Baja California, y el borrego cimarrón mexicano (*O. c. mexicana*) en Sonora y recientemente reintroducido a Chihuahua, Coahuila y Nuevo León. La cuarta subespecie, *O. c. nelsoni*, se distribuye en el suroeste de Estados Unidos.

La clasificación del borrego cimarrón es controversial, algunos autores reconocen menos subespecies que otros (Valdez, 1982; Wehausen y Ramey, 1993). La taxonomía del borrego cimarrón de desierto tiene implicaciones en su manejo y conservación debido a que los límites de distribución de las subespecies son importantes al seleccionar ejemplares para realizar reintroducciones. Debido al gran potencial de adaptabilidad a nuevos ambientes, los borregos cimarrón de las poblaciones más cercanas con condiciones similares de hábitat, son los que deben ser utilizados para una reintroducción.

Perspectiva histórica

Distribución histórica

En México, el borrego cimarrón se distribuyó en los estados del norte del país: Baja California, Baja California Sur, Sonora, Chihuahua, Coahuila y Nuevo León (Baker, 1956; Leopold, 1959; Anderson, 1972; Cossio, 1975; Tinker, 1978; Monson, 1980; Sandoval, 1985) (Figura 20.2). Actualmente las poblaciones de borrego cimarrón persisten en Baja California, Baja California Sur y Sonora (Sandoval, 1985; DeForge *et al.*, 1993; Lee y López S., 1993, 1994; López *et al.*, 1995; Lee y Mellink, 1996; Tarango y Krausman, 1997; Lee, 2003a). El borrego cimarrón fue reestablecido recientemente en Chihuahua y Coahuila (Sandoval y Espinosa T., 2001; Uranga Thomas, 2001; Uranga Thomas y Valdez, 2011).

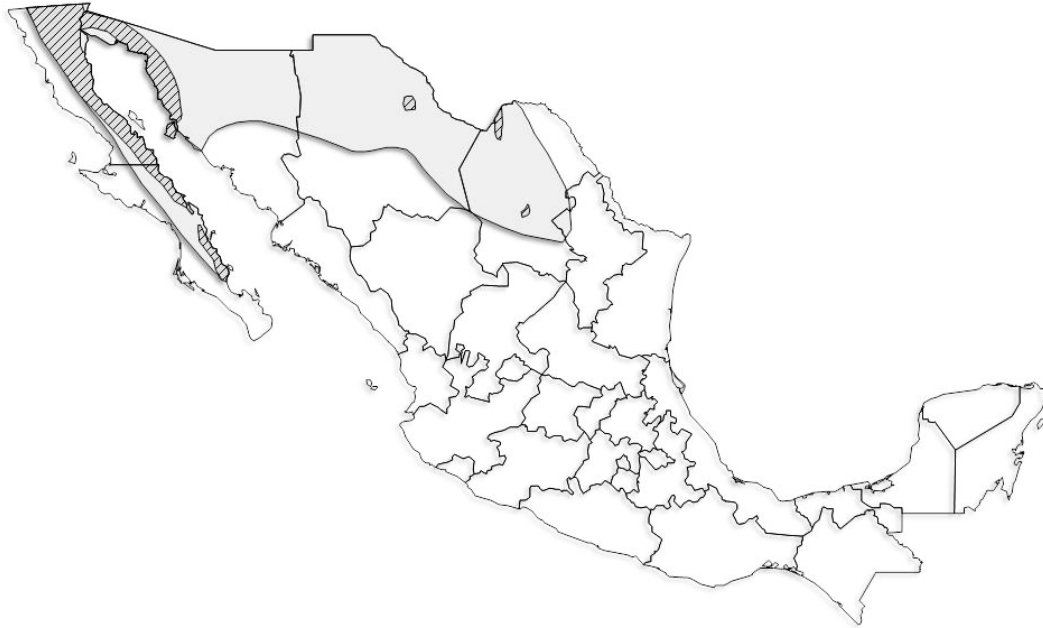


Figura 20.2. Distribución histórica (color claro) y actual (color oscuro) de subespecies de borrego cimarrón en México: 1. *Oc. mexicana* (Chihuahua, Coahuila y Nuevo León); 2. *Oc. cremnobates* (Baja California); 3. *Oc. weemsi* (Baja California Sur).

En el caso de Baja California y Baja California Sur se considera que el borrego cimarrón ocupa solo el 40 % de su área de distribución original (Jiménez *et al.*, 1996). Para 1894, las poblaciones de Sonora eran escasas como resultado de la cacería excesiva por parte de los indios Papago (Mearns, 1907). Monson (1980) reportó que el borrego cimarrón se encontraba en casi todas las sierras al oeste de la autopista Nogales-Hermosillo, Sonora, pero desde 1930 había desaparecido al este y norte de la autopista de Sonoyta-Caborca. Para Chihuahua, Heffelfinger y Márquez M. (2005) reportaron 11 áreas de distribución histórica, incluyendo 23 sierras, las cuales se extienden desde la frontera internacional con Nuevo México hacia el sureste, hasta el límite con el estado de Coahuila. En cuanto a Coahuila, la especie se distribuyó en 14 sierras hacia al sur del estado, llegando hasta la latitud 25° 43' 02" N (Baker, 1956; Espinosa T. *et al.*, 2006). En Nuevo León, el borrego cimarrón probablemente se distribuyó en las sierras áridas y escarpadas del municipio de Mina en sus límites con el estado de Coahuila.

Acciones de conservación

La preocupación por la disminución de las poblaciones de borrego cimarrón ocasionó que el gobierno federal prohibiera su caza por 10 años en 1922. Esta medida fue extendida por otra década en 1933 y fue establecida de forma permanente en 1944 (Mellink, 1993). Sin embargo y debido a que esta prohibición no fue del conocimiento público, ni se aplicó la ley al respecto, la caza furtiva siguió llevándose

se a cabo (Sandoval, 1985). Adicionalmente, la corrupción a varios niveles de gobierno agravó más el problema (Dávila, 1960).

La cacería es la principal motivación para el manejo del borrego cimarrón en México (Tarango y Krausman, 1997) y se inició legalmente en 1964. Se emitieron 100 permisos para cacería de borrego cimarrón por año a nivel nacional (Pérez Gil, 1996). Entre 1977 y 1982, el promedio anual fue de 114 permisos. Entre 1989 y 1999 se otorgaron 625 permisos para Baja California, con éxito de caza del 75 %, lo cual representó un aprovechamiento de 469 borregos, aproximadamente 47 individuos por año (Lee y Mellink, 1996). En Baja California Sur, 111 cimarrones fueron cazados entre 1978 y 1993. El número de permisos bajó gradualmente de 24 a 6 por año (Pérez Gil, 1996). La preocupación por el exceso de caza legal e ilegal y los reportes de la disminución de las poblaciones de la especie en Baja California, resultó en una prohibición total de la actividades de cacería mediante un decreto presidencial en 1990, que continuaría hasta que se tuvieran estimaciones y evaluaciones precisas de las poblaciones (DeForge *et al.*, 1993). La veda continua vigente hasta la fecha.

Manejo en cautiverio

Este tipo de manejo de la especie es permitido bajo el esquema de unidades de manejo y aprovechamiento (UMA) intensivo, y permite la construcción de criaderos con cercos altos para mantener a una población de borrego cimarrón en cautiverio con fines reproductivos. Para 1999 existían 26 UMAs intensivas para la especie en Sonora con más de 2000 ejemplares producidos en los encierros (UPC, 1999). En Chihuahua existen 3 UMAs intensivas con una población estimada de más de 375 ejemplares. Para Coahuila se tienen registradas 4 UMAs, con una población de 400 ejemplares (Uranga Thomas y Valdez, 2011), y en Nuevo León existe una UMA intensiva con más de 10 individuos.

Protección

El gobierno federal ha tratado de desalentar la cacería ilegal mediante la aplicación de multas y un incremento de vigilancia en las áreas con presencia de borrego cimarrón. La vigilancia se ha realizado mediante la coordinación de recorridos terrestres y aéreos, adicionalmente se ha implementado la presencia de guardias con equipo moderno adecuado para sus actividades, como vehículos todo terreno, radios de comunicación y telescopios. Los guardias realizan inspecciones a caballo en áreas de difícil acceso (Lee, 2008). Las áreas naturales protegidas como Isla del Carmen, El Vizcaíno y Valle de Cirios en Baja California Sur; al igual que San Pedro Mártir en Baja California; El Pinacate y la Isla Tiburón en Sonora, y la Sierra Maderas del Carmen en Coahuila, ofrecen protección especial para la especie al restringir las prácticas de uso de suelo que pudieran ocasionar conflictos.

Descripción

Los borregos cimarrón son animales relativamente cuadrados en apariencia y de patas cortas, sin llegar a pesar tanto como los borregos cimarrón de las Montañas Rocallosas. Los corderos pesan entre

3 y 5.5 kg al nacer (Hansen, 1980). Los corderos tienen un crecimiento rápido y a los 6 meses de edad llegan a pesar aproximadamente 29 kg y medir 67 cm a la altura de la cruz. Al año de edad, los borregos machos tienen el equivalente en tamaño al de una hembra adulta con la excepción de presentar un rostro más corto, característico de los corderos. Un borrego cimarrón adulto mide 76-99 cm a la altura de los hombros y 152 cm de largo total. Los machos son usualmente más largos que las hembras, aunque algunas hembras pueden ser más altas y llegan a tener un cuerpo más largo que los machos adultos de menor tamaño. El macho adulto promedia los 73 kg, pero pueden llegar a pesar más de 91 kg (Figura 20.3). Las hembras adultas promedian los 48 kg (Figura 20.4) (Sandoval, 1979; Hansen, 1980).



Figura 20.3. Los machos poseen cuernos largos y masivos que curvan cerca de cada lado del rostro. Población restablecida en Sierra Maderas del Carmen, Coahuila, México. (Fotografía: Santiago Gibert Isern).



Figura 20.4. Un borrego cimarrón macho adulto promedia los 73 kg, pero puede llegar a pesar más de 91 kg. Población restablecida en Sierra Maderas del Carmen, Coahuila, México. (Fotografía: Santiago Gibert Isern).

Existe una variación considerable en cuanto a la coloración del pelaje, incluso en individuos de una misma población. La coloración del pelaje puede variar del beige oscuro, café grisáceo a chocolate al final del verano, para después pasar a tonos beige claros durante la primavera, debido a la decoloración natural ocasionada por el sol. Los animales juveniles tienden a presentar coloraciones más claras, comparándolos con los ejemplares mayores. Las hembras generalmente presentan coloraciones más claras que los machos.

Biología

Dieta

Los borregos silvestres de Norteamérica son principalmente consumidores de pastos, sin embargo las arbustivas y herbáceas constituyen una parte considerable de su alimentación. Es difícil analizar la dieta estacional de la especie sin tomar en cuenta la precipitación y sus efectos en la disponibilidad, calidad, y palatabilidad del forraje.

El borrego cimarrón presenta hábitos de alimentación oportunista y está adaptado a una gran variedad de forrajes. Puede sobrevivir a diversas condiciones ambientales siempre y cuando el forraje de alta calidad esté disponible. A lo largo del suroeste de Norteamérica, los borregos cimarrón buscan plantas arbustivas y herbáceas, aun cuando los pastos son abundantes (Cuadro 20.1).

Cuadro 20.1. Valor de frecuencia relativa de clases de forraje en dietas del borrego cimarrón de desierto en suroeste Norte América. El borrego cimarrón presenta hábitos de alimentación oportunista y está adaptado a una gran variedad de forraje.

Area	Pastos	Hierbas	Arbustos	Suculentos	Fuente
Nuevo México (San Andrés)	42 a (60)b	27 (34)	27 (6)	- -	Sandoval (1979)
Nuevo México (Big Hatchet)	46 (55)	19 (29)	36 (16)	- -	Watts (1979)
Nuevo México (Peloncillo)	68 (46)	21 (46)	11 (8)	- -	Elenowitz (1983)
Texas (Elephant Mountain)	52	15	26	- 7	Brewer <i>et al.</i> (2001)
California (Death Valley)	56	16	16	- -	Ginnett y Douglas (1982)
Arizona (Desierto Sonorense)	64	13	23	- -	Miller y Gaud (1989)
California (San Gabriel)	60	22	2	- -	Perry <i>et al.</i> (1987)
Utah (Canyonlands Nat. Park)	53	11	35	- -	King y Workman (1982)
Baja California (San Pedro Mártir)	25	15	38	12 10	Martínez y Galindo (2001)

Cuadro 20.1. Continuación

Baja California Sur (Sierra El Mechudo)	36	30	33	- -	González <i>et al.</i> (2000)
Sonora (Sierra del Viejo)	5	32	46	18	Tarango (2000), Tarango <i>et al.</i> (2002)
Sonora (Isla Tiburón)	5	5	90	- -	O'Farril (2003)

a= Promedio porcentaje de utilización anual basado en análisis microscopio de los fragmentos de plantas en las excretas (microhistología). **b=** Disponibilidad definida como porcentaje relativo de composición de clase de forraje.

Reproducción

Cortejo y apareamiento

El borrego cimarrón es una especie polígama (los machos se aparean con más de una hembra durante la época de reproducción). Los machos no son territoriales. Durante el periodo de reproducción se mueven entre los grupos de hembras buscando a las hembras receptivas (Geist, 1971) (Figura 20.5). Las hembras entran en celo al final del verano. Durante este periodo una hembra en celo puede aparearse con más de un macho, sin embargo, los machos dominantes se aparean más.



Figura 20.5. Durante el periodo de reproducción los machos se mueven entre los grupos de hembras buscando a las hembras receptivas. Población restablecida en Sierra Maderas del Carmen, Coahuila, México. (Fotografía: Santiago Gibert Isern).

Se ha registrado una considerable variación en cuanto a las proporciones entre sexos, que van desde una relación macho:hembra de 100:100 al nacer, hasta de 123:100 en Arizona. En Baja California, Álvarez (1976) reportó que la mayoría de los ejemplares observados eran hembras (Krausman *et al.*, 1999). Algo de la variabilidad entre las proporciones de sexos puede atribuirse a la técnica y fechas en las que se realizaron los muestreos y observaciones, y a la diferencia de comportamiento entre hembras y machos.

El borrego cimarrón se caracteriza por tener una gran longevidad y bajo potencial reproductivo, sin embargo, la expectativa de vida de los machos y las hembras varía entre las poblaciones. Los borregos cimarrones son capaces de reproducirse a los 18 meses de edad, y las hembras paren un solo cordero después de un periodo de gestación de 6 meses (Turner y Hansen, 1980). La mayoría de los corderos nacen entre enero y marzo, aunque se tienen registros de nacimientos en todos los meses del año (Krausman *et al.*, 1999). La extensión de la época de pariciones significa una adaptación para asegurar la sobrevivencia de al menos algunas crías en los impredecibles ambientes desérticos en donde una condición adversa podría eliminar la totalidad de los corderos de una generación. La mayor tasa de mortalidad ocurre durante el primer año de vida.

Fisiología

Agua

El borrego cimarrón del desierto puede sobrevivir del agua que se encuentra en los alimentos que consume gracias a una adaptación en su metabolismo. Sin embargo, la duración de las horas luz en el día y las altas temperaturas en el ambiente, el bajo contenido de humedad en los alimentos, y las actividades de reproducción durante el final de verano, hacen que el borrego cimarrón necesite de fuentes adicionales de agua, lo que los hace dependientes de fuentes de agua superficiales. El borrego cimarrón requiere beber un mínimo de 4 a 5 % de su peso corporal de agua al día durante el verano, y del 1 al 2 % en invierno, aunque la cantidad consumida puede variar entre los individuos (Turner y Weaver, 1980). Durante periodos de estrés por altas temperaturas, la especie restringe sus actividades y busca la sombra de cuevas, salientes rocosas y de árboles para evitar una ganancia de calor corporal y la eventual deshidratación.

La temperatura y sus efectos en el metabolismo del agua y la precipitación, que afecta a las plantas suculentas, y la disponibilidad de fuentes efímeras de agua, son los dos factores que determinan la frecuencia del uso de agua por parte del borrego cimarrón. Numerosos estudios evidencian la afinidad del borrego cimarrón al agua. En la sierra del Mechudo, Baja California Sur, el 93 % de los cimarrones observados (n=345) estaban a menos de 500 m de fuentes de agua permanentes o temporales (Álvarez Cárdenas *et al.*, 2001) (Cuadro 20.2).

Cuadro 20.2. Distribución de borrego cimarrón de desierto en el suroeste Estados Unidos, y Baja California Sur, México, relativo a distancia al agua. Numerosos estudios evidencian la afinidad del borrego cimarrón al agua.

Distancia al agua (m)	Observaciones (%)	Colocación y (referencia)
<800	84	Arizona (Wakeling y Miller 1990)
<800	94	Utah (Bates y Workman 1983) Nuevo Mexico (Sandoval 1979a) mayo-octubre
<1500	88	hembra-cordero
<1500	88	grupo mixto
<1500	94	machos noviembre abril
<1500	93	hembra-cordero
<1500	93	grupo mixto
<1500	79	machos
<1600	96	Nuevo México (Elenowitz, 1983)
<3200	84	Nevada (Leslie y Douglas, 1979)
<500	93	Baja California Sur (Alvarez-C. <i>et al.</i> , 2001)

Consumo de minerales

El borrego cimarrón ingiere pequeñas cantidades de suelo durante ciertos periodos del año. Watts (1979) encontró en las montañas Big Hatchet, en Nuevo México, que los cimarrones frecuentemente viajaban distancias de 4 km de terreno plano para usar lamaderos de minerales, principalmente de sodio. Este movimiento fue atribuido a un incremento en el apetito por sodio en respuesta a una mayor pérdida de sodio al defecar, y relacionó el uso de los lamaderos minerales con la época de máxima presencia de vegetación emergente.

Comportamiento

Estructura Social

Los grupos sociales más numerosos son los de crianza, compuestos por hembras, corderos, y juveniles o añejos, que frecuentemente forman un grupo familiar. Los grupos de crianza son más grandes durante la primavera después de la parición y son menos números para el otoño e invierno. Las hembras jóvenes gradualmente se independizan de sus madres y siguen a otras hembras sin crías dentro del mismo grupo. Los machos juveniles dejan el grupo de crianza al cumplir los dos años para unirse a los grupos de machos (Krausman *et al.*, 1999). Los grupos de diferentes edades son importantes en la estructura social del borrego cimarrón ya que la información sobre rutas migratorias y áreas de actividad se transmite de los ejemplares de mayor edad a los juveniles (Geist, 1971). A diferencia de

otros ungulados con alta tasa de dispersión durante la etapa juvenil, el borrego cimarrón transfiere el conocimiento del área de actividad de una generación a la siguiente (Geist, 1971).

Dinámica poblacional

La disponibilidad de recursos como agua y alimento, la depredación, el clima y las enfermedades son algunos de los factores que se combinan para regular el crecimiento de una población en un hábitat particular. La cantidad y calidad de alimento es el principal factor que determina el límite extremo en el tamaño y densidad de la población. La disponibilidad de alimento frecuentemente es la variable que dicta el límite máximo del crecimiento poblacional.

Densidad poblacional

La densidad poblacional es frecuentemente utilizada para evaluar la condición de una manada en relación a la disponibilidad de forraje. De tal forma que la densidad de borrego cimarrón en relación con la cantidad de forraje en el área que habita puede describir su estatus. Álvarez (1976) calculó un máximo de 0.63 y un mínimo de 0.38 borregos por /km² para la sierra Matomi, La Asamblea, San Juan y las Vírgenes en Baja California Sur. López *et al.* (1995) obtuvieron densidades poblacionales de 0.203 borregos/km² durante el verano y 0.145 borregos/km² durante el invierno para las cañadas Arroyo Grande y Jaquejel, Baja California.

Otro de los métodos para obtener la densidad de borrego cimarrón es la del número de individuos observados por hora de vuelo utilizando muestreo aéreo con helicóptero. DeForge *et al.* (1993) reportaron una densidad de 8.9 borregos/hora para 7 sierras evaluadas utilizando un helicóptero durante 68 horas de vuelo en el norte de Baja California. Con base en un monitoreo de 32 sierras diferentes en Sonora, Lee y Mellink (1996) reportaron una media de 11.3 borregos/hora para el norte de Caborca, 39.9 borregos/hora para el sur de Caborca, y más de 90 borregos/hora para Isla Tiburón. Para Baja California, la observación fue de 8.7 borregos/hora para la sierras San Pedro Mártir, Santa Isabel, San Felipe, Sierra Juárez y Sierra las Tinajas.

Tendencia poblacional

En general la tendencia poblacional del borrego cimarrón se puede resumir como estable en Baja California y Baja California Sur, y en incremento en cautiverio para Sonora, Chihuahua y Coahuila. Las poblaciones en vida libre en Coahuila no han incrementado sus números y existen planes para realizar más liberaciones a lo largo de la parte noroeste de la sierra Maderas del Carmen, localizada en la parte extrema norte del estado. Los borregos cimarrones de la Isla del Carmen, liberados en la sierra El Mechudo, Baja California Sur, no han presentado una mortalidad alta (Jiménez L. *et al.*, 2005).

Uno de los más exitosos trasplantes de borrego cimarrón fue el de la Isla Tiburón en el Mar de Cortés en 1975, seguido de una liberación de 20 animales (16 hembras y 4 machos) capturados en la parte continental de Sonora (Montoya y Gates, 1975). La Isla Tiburón incrementó su población rápidamente a

más de 400 individuos (Lee, 2003b), y ha sido la principal fuente de ejemplares para repoblar los estados de Sonora, Chihuahua y Coahuila (Colchero *et al.*, 1999). Desde 1998, más de 200 animales fueron capturados en la Isla Tiburón. Aproximadamente 3/4 de los ejemplares capturados fueron hembras, sin un impacto negativo aparente en la población de la isla (Lee, 2003a).

Situación actual

Sonora

Mendoza (1976) obtuvo una estimación de 935 borregos con base en observaciones de campo, entrevistas con propietarios de predios y registros de cazadores. Basado en el trabajo de Mendoza, Monson (1980) estimó un aproximado de 900 ejemplares de borrego cimarrón para el estado de Sonora. En 1992 el primero de una serie de muestreos en helicóptero fue realizado para determinar la distribución de la especie en el estado y obtener un estimado de la población en cada sierra y para coleccionar y clasificar datos poblacionales para un manejo adecuado (Lee y López Saavedra, 1993). Lee (2000) reportó 27 poblaciones distintas de borrego cimarrón en Sonora estimando un total de 2,500 animales. Mediante un monitoreo aéreo en helicóptero, Segundo (2010), y Lee y Segundo Galán (2011) estimaron una población de 2 160 ejemplares en vida libre en 47 sierras y una población de 588 ejemplares para la Isla Tiburón.

Baja California

Cossio (1975) estimó una población de al menos 3 000 y posiblemente 6 000 borregos para el estado. Álvarez (1976), utilizando datos colectados por técnicos de campo que acompañaban a los grupos de caza (borrego/km² y área de hábitat ocupado), reportó un estimado de 4 500 a 7 800 cimarrones en Baja California. De acuerdo a la información proporcionada por el gobierno mexicano, Monson (1980) estimó que el área de la bahía de San Luis Gonzaga tenía una población de entre 1 500 a 3 000 borregos. Sin embargo no se realizó ningún muestreo sistemático para sustentar los estimados.

Con el objetivo de precisar la distribución, parámetros de poblaciones y estado del hábitat del borrego cimarrón en Baja California, en 1992 se realizó un muestreo aéreo utilizando helicóptero, sobrevolando dos terceras partes al norte del estado (DeForge *et al.*, 1993). Un total de 603 ejemplares fueron observados durante 68 horas de vuelo. Usando un rango de observación de 40-60 %, DeForge *et al.* (1993) calcularon una población de entre 780-1,170 individuos adultos en el área que fue sobrevolada, la cual se ubica entre el límite fronterizo con Estados Unidos y el sur de la sierra Santa Isabel. En 1995, Lee *et al.* (1996) realizaron un muestreo con helicóptero sobrevolando la mayoría de las sierras de Baja California, observando 279 individuos en 32.1 horas de vuelo. Lee (2000), y Lee y Segundo Galán (2011) promediaron una población de 2,500 cimarrones para el mismo estado en 14 poblaciones diferentes.

Baja California Sur

Según información recabada entre 1976-1987, Jaramillo Monroy y Castellanos Vera (1992) estimaron una población de 500 a 700 borregos cimarrón de *O. c. weemsi* en Baja California Sur. La distribución

de la especie se encontró en 3 áreas: Las Vírgenes (cerca de Santa Rosalía: 110-160 borregos); La Giganta (cerca de Loreto: 300-350 borregos); y el Mechudo (al sur del estado: 30-50 borregos). Sin embargo, Jiménez Lezama *et al.* (1996) reportaron que la especie solo ocupaba el 40 % de su distribución original. DeForge *et al.* (1997) realizaron 6 horas de vuelo en helicóptero (no sistemático) para monitorear el mejor hábitat para la especie, cerca de Loreto, observando solo 7 borregos con una rango de observación de 1.2 borregos/hora. El tamaño de grupo observado más frecuentemente fue de un solo individuo. DeForge *et al.* (1996) concluyeron que la población de borregos cerca de Loreto había sido ampliamente reducida. Lee (2000) estimó una población de 500 individuos para el estado distribuidas en tres diferentes poblaciones.

Chihuahua

Después de una ausencia de 30 años, el borrego cimarrón fue reintroducido al estado en noviembre del año 2000, al rancho La Guarida, en el municipio de Coyame, localizado al noreste de la ciudad de Chihuahua. El grupo inicial fue de 4 cimarrones (1 macho y 3 hembras) procedentes del estado de Sonora. Posteriormente se llevaron a cabo traslados adicionales de borregos a Chihuahua, sumando un total de 29 ejemplares (24 hembras y 5 machos). En el año 2008 se establecieron dos criaderos más de borrego cimarrón en Chihuahua, con 28 ejemplares procedentes del rancho La Guarida (14 hembras y 14 machos). Para el año 2012, se estimó una población de 400 borregos cimarrón en Chihuahua, todos en cautiverio (Uranga Thomas y Valdez, 2011).

Coahuila

Entre los años 2000 y 2002, 48 ejemplares de borrego cimarrón (37 hembras y 11 machos) fueron transportados de 4 diferentes áreas en Sonora a un encierro libre de cacería, con una superficie de 5,000 ha, localizado en la sierra de Pilares, Ocampo, en el extremo norte de Coahuila (Sandoval y Espinosa T., 2001). En 2004, 24 borregos (11 hembras y 13 machos) fueron capturados en la UMA Yaqui, Sonora y liberados directamente al medio silvestre en la sierra Maderas del Carmen, Coahuila (McKinney y Delgadillo, 2005). Esta liberación representó la primera población de borregos cimarrón libres en Coahuila en más de 30 años. Dicha población fue aumentada con 6 borregos adicionales (4 hembras y 2 machos), procedentes de la UMA Punta Cirios en Sonora en noviembre de 2005. En noviembre de 2009 se suplementó la población de la sierra Maderas del Carmen, con una liberación de 30 ejemplares (10 machos y 20 hembras), y en 2010 con 6 individuos adicionales (5 hembras y 1 macho). Todos los ejemplares eran procedentes esta vez del criadero Pilares.

Productividad, relutamiento y sobrevivencia

Los borregos cimarrón se caracterizan por una baja fecundidad. Los partos comúnmente son de un solo cordero. El nacimiento de mellizos es tan poco frecuente que la tasa de crecimiento poblacional no está influenciada por su incidencia (Turner y Hansen, 1980). La relación entre la producción de cor-

deros y la sobrevivencia es llamada reclutamiento y ha sido utilizada como un indicador de la calidad de una población. La mejor medición del reclutamiento medio anual y la mortalidad es el índice de cambio entre las proporciones de corderos a hembras y juveniles a hembras.

El borrego cimarrón muestra periodos extendidos de apareamiento y crianza los cuales son una manifestación de patrones impredecibles de precipitación, que son esenciales para la sobrevivencia maternal y neonatal. El comportamiento reproductivo no estacional, mostrado por la mayoría de las poblaciones de borregos cimarrón, es una estrategia adaptativa que asegura la sobrevivencia de crías durante periodos de producción de forraje variable e impredecible (Krausman *et al.*, 1999).

Baja California Sur

En el área de El Mechudo-Tarabillas, Baja California Sur, Lee (2003) reportó proporciones macho/hembra/cordero/juveniles de 15:100:18:15, basados en monitoreos aéreos con helicóptero, realizados durante 1997, 1999 y 2003. Estos datos indican una baja producción y/o sobrevivencia de corderos. Sin embargo, en la Reserva de la Biósfera El Vizcaíno, de acuerdo a 4 muestreos, la proporción media hembra/cría (juveniles y corderos) fue 100:49, lo cual sugiere una población en incremento (Lee, 2003b).

Sonora

A nivel estatal, las proporciones macho/hembra/cordero/juvenil en 23 sierras (n=350) de Sonora durante 2003 fueron 37:100:30:11 (Lee, 2003a). En Isla Tiburón (n=306), Lee (2003a) reportó proporciones macho/hembra/crías de 39:100:34. Considerando el aprovechamiento legal altamente restrictivo (4 machos/año) en Isla Tiburón, la disminución en la proporción macho/hembra de 58:100 en 1993 a 39:100 en 2003 sugiere que los machos están siendo aparentemente removidos por otros medios, posiblemente como la cacería ilegal (Lee, 2003a).

Baja California

DeForge *et al.*, (1993) reportaron una proporción general macho/hembra/cordero/juvenil para 7 sierras (n=603), abarcando 3,095 km² de hábitat para borrego cimarrón que fue muestreado en el norte de Baja California. La baja proporción macho/hembra puede estar en función de la época del año (muestreo de primavera), las áreas registradas, o puede indicar una disminución en el segmento de machos de la población. La alta proporción cordero:hembra durante la primavera no necesariamente se traduce en alta sobrevivencia de corderos (DeForge *et al.*, 1993).

Factores de mortalidad

La mayoría de las poblaciones de borregos cimarrón se caracterizan por una alta mortalidad de corderos y una baja mortalidad post-juveniles o añeros, seguida por un mayor incremento en la mortalidad a la edad máxima, según la estructura de edades. Una vez que un borrego alcanza la edad de 2 años, la mortalidad es poco significativa hasta los 7 años. La tasa de mortalidad incrementa para

ambos sexos después del séptimo año. La esperanza de vida después de los 10 años es de menos de 2 años. Sin embargo, unos pocos individuos pueden vivir hasta 15 años (Krausman *et al.*, 1999). Se tiene registro de una hembra en las montañas San Andrés, Nuevo México, que a la edad de 16 años produjo un cordero.

Parásitos y enfermedades

Los borregos cimarrón de desierto son más sensibles a enfermedades y parásitos que otras especies de caza mayor (Bunch *et al.*, 1999). Las amenazas más serias para los cimarrones son las ovejas y cabras domésticas. Estos animales domésticos tienen hábitos de alimentación, preferencias de forraje y afinidad por el terreno accidentado muy similares al borrego cimarrón, además de que portan parásitos y otros agentes patógenos perjudiciales para los borregos cimarrón (Allen, 1980; Bunch *et al.*, 1999). La transmisión de la neumonía de las ovejas domésticas a los borregos cimarrón usualmente resulta en alta mortalidad en todas las edades (Goodson, 1982; Foreyt y Jessup, 1982; Sandoval, 1988). Las cabras domésticas son consideradas como una amenaza potencial de salud para los borregos cimarrón y fueron la fuente aparente de un brote de neumonía para un grupo de borregos cimarrones de las Rocallosas en Hell's Canyon, Idaho y Oregon (Cassirer *et al.*, 1996).

La parainfluenza (PI-3), la enfermedad epizootica hemorrágica (EHD), el virus sincitial respiratorio bovino (RSV) y *Pasteurella/Mannheimia* spp., son los agentes infecciosos más comúnmente implicados en enfermedades respiratorias del borrego cimarrón (Post, 1971; Feuerstein *et al.*, 1980; DeForge *et al.*, 1982; Foreyt y Jessup, 1982; Sandoval *et al.*, 1987; Sandoval, 1988, Bunch *et al.*, 1999). La enfermedad respiratoria (neumonía) es una enfermedad importante para todas las subespecies de borrego cimarrón (Spraker, 1977). Evidencia serológica sugiere de manera importante que los agentes infecciosos previamente mencionados son los factores primarios en reclutamientos bajos para muchas poblaciones de borregos cimarrones. Un virus, o una combinación de los virus PI-3, EHD, y RSV, evidentemente predispone a los pulmones a una colonización por bacterias oportunistas. Por ejemplo, *Pasteurella/Mannheimia* spp. en la parte superior del tracto respiratorio (DeForge *et al.*, 1982). Los cimarrones adultos están aparentemente infectados con estos virus, pero con algunas excepciones no son fatalmente afectados. El tracto respiratorio de los corderos es incapaz de soportar la infección bacteriana que sigue a la infección viral. La mayor mortalidad ocurre cuando los corderos tienen de 1 a 3 meses de edad, debido a que carecen de la habilidad de generar anticuerpos después de recibir los anticuerpos maternos en el calostro (Bunch *et al.*, 1999).

En 1981, una población de borregos cimarrón de las Rocallosas fue extirpada del área silvestre Latir, Nuevo México, debido a un brote de neumonía por pasteurelisis y la subsecuente desaparición de todas las clases de edad, seguidas por el contacto con ovejas domésticas (Sandoval, 1988). El estrés es el mayor factor de predisposición para una pasteurelisis clínica (Gillespie y Timoney, 1981). Los agentes de estrés disminuyen la resistencia de los borregos debido a la inducción de una producción excesiva de cortisol, que suprime el sistema inmune (DeForge *et al.*, 1982). El estrés asociado con la

exposición a ovejas domésticas y la adaptación al nuevo ambiente pudieron haber precipitado el brote de pasteurelisis en la población de cimarrones en Latir. Esta extinción subrayó el peligro de que las ovejas domésticas pasten en las mismas áreas que los cimarrones, y enfatiza la necesidad de evaluar cuidadosamente el objetivo de introducir borregos cimarrones donde pueden estar en contacto con ovejas domésticas.

Los problemas de enfermedades también pueden aumentar cuando poblaciones de borregos con diferentes historiales clínicos se mezclan. En 1981, los 10 machos de borrego cimarrón de Red Rock, Nuevo México, que fueron introducidos a las montañas Peloncillo murieron de neumonía enseguida del contacto con borregos cimarrón procedentes de Arizona, también liberados en el área (Elenowitz, 1983). El origen y composición de la población inicial pudieron haber ocasionado esta mortalidad masiva. Los borregos fueron introducidos de dos poblaciones con diferentes historiales clínicos de enfermedad (Sandoval *et al.*, 1987). Previa a este evento, la neumonía no había sido documentada en los borregos cimarrón de Nuevo México. En contraste, las condiciones anormales de neumonía parecen estar generalizadas en los borregos cimarrones del oeste de Arizona (Russo, 1956; Kelly, 1957; Whitham *et al.*, 1982). La diferencia en mortalidad (p. ej., la sobrevivencia de todas las hembras de Arizona y la mortalidad de todos los machos de Nuevo México), sugiere que el factor más próximo que precipitó tal desaparición masiva fue que los borregos de Nuevo México no estaban inmunológicamente habituados a la neumonía (Sandoval *et al.*, 1987). Indudablemente, el confinamiento facilitó la transmisión de agentes patógenos. En este evento de extinción, la significancia de los agentes estresantes es difícil de evaluar. Los efectos perjudiciales del confinamiento han sido reportados en pérdidas por enfermedad en Texas (Hailey *et al.*, 1972), Utah (McCutchen, 1977), y California (Blaisdell, 1982). La mortalidad masiva en las montañas Peloncillo demuestra la necesidad de pruebas médicas intensivas previas a la mezcla de diferentes poblaciones de borregos cimarrón. Sin embargo, las pruebas médicas previas a la liberación de borregos de Nuevo México y Arizona no sugirieron incompatibilidad basada en perfiles de enfermedades. Pruebas confiables para detectar *Pasteurella/Mannheimia* spp. en los borregos cimarrón no están disponibles de manera inmediata, por lo tanto, los muestreos para determinar si dos diferentes rebaños son compatibles desde el punto de vista de enfermedades, no son confiables (Bunch *et al.*, 1999).

La sarna, causada por el ácaro *Psoroptes ovis*, es una enfermedad contagiosa de la piel que puede diezmar poblaciones de borrego cimarrón (Bunch *et al.*, 1999). En 1978, los ácaros de la sarna fueron descubiertos en los cimarrones de las montañas San Andrés, Nuevo México. Los síntomas clínicos incluyen lesiones en las orejas y el resto del cuerpo, con rollos escamosos como de papel, tapando las orejas con más de 20 capas de epidermis desprendida (Lange *et al.*, 1980). Muchos animales tuvieron infecciones bacterianas posturales secundarias en costras de las orejas y el cuerpo, con áreas enrojecidas exudando líquido. La población de borrego cimarrón declinó de un estimado pre-epizoótico de entre 200 a menos de 75 en menos de un año (Sandoval, 1980). Las infestaciones de sarna resultan en pérdida de peso, detrimento de la capacidad auditiva y equilibrio, incremento en la susceptibilidad

a la depredación, fracaso reproductivo, e infecciones bacterianas secundarias o estrés ambiental (Lange *et al.*, 1980).

Tres borregos cimarrones (2 hembras y un macho) capturados durante noviembre de 2004 fuera del perímetro cercado de la UMA Yaqui en Sonora, exhibieron síntomas clínicos de sarna. Estos animales fueron tratados, puestos en cuarentena, reanalizados y liberados directamente al medio silvestre en la sierra Maderas del Carmen, Coahuila, después de recibir un certificado de salud.

La lengua azul es una enfermedad hemorrágica viral transmitida por moscas o jejenes (*Culicoides* spp.) que se hayan alimentado de hospederos infectados (Clark y Jessup, 1992; Bunch *et al.*, 1999). Los hospederos potenciales incluyen venados, ganado o ambos. El jején es predominante cuando las condiciones son cálidas y húmedas, reproduciéndose en aguas estancadas someras (Osburn *et al.*, 1983). La lengua azul fue responsable de un 22 % y un 15 % de las muertes de los cimarrones en la población de Red Rock, Nuevo México en 1980 y 1991, respectivamente (Fisher, 1995), y pudo haber sido causante de una disminución en el año 2000 (E. Rominger, comunicación personal).

Otros agentes infecciosos que han manifestado brotes de enfermedad en los borregos cimarrón de desierto incluyen ectima contagiosa y sinusitis crónica. La ectima es un virus que causa grandes costras alrededor de la boca, pezuñas y el área genital (Lange, 1980; Bunch *et al.*, 1999). El virus es capaz de causar una mortalidad considerable de corderos durante brotes severos. La sinusitis crónica es una infección bacteriana que causa deterioro de los huesos en los senos nasales y el centro de los cuernos, pudiendo llegar a ser fatal (Bunch *et al.*, 1978). La sinusitis crónica es iniciada por la descomposición de las larvas de la mosca (*Oestrus ovis*) que se incuban y se quedan atrapadas en los senos nasales de los borregos (Bunch *et al.*, 1999).

Depredadores

Aunque los coyotes (*Canis latrans*), gatos de monte (*Lynx rufus*) y águilas reales (*Aquila chrysaetos*) pueden ocasionalmente matar borregos cimarrón, especialmente corderos, no se consideran amenazas serias para el bienestar de una población. El puma (*Puma concolor*) es el mayor depredador de los cimarrones y puede ser un serio factor limitante para el establecimiento y expansión de una rebaño. La depredación por puma es actualmente el factor de mortalidad más significativo en numerosas poblaciones, y es el mayor obstáculo para las reintroducciones de la especie a su área de distribución histórica (Sandoval, 1983; Wehausen, 1996; Ross *et al.*, 1997; Hayes *et al.*, 2000; Rominger y Weisenberger, 2000; Kamler *et al.*, 2002).

Entre 1992 y 2003, aproximadamente 85 % de todas las mortalidades conocidas que no fueron debidas a cacería en individuos con radiocollar en poblaciones silvestres de borregos en Nuevo México, fueron por depredación por puma (Rominger *et al.*, 2004). La depredación por puma también es señalada como la causa de la extinción biológica del remanente poblacional en las montañas San Andrés, que siguió a una significativa reducción poblacional al final de la década de 1970 debida a una epizootia por ácaros (Rominger y Weisenberger, 2000). La depredación por puma es considerada el

principal factor limitante en todas las poblaciones de borrego cimarrón en Nuevo México, sin importar si nacieron en el medio silvestre o fueron introducidos del criadero de Red Rock. Las probabilidades de extinción fueron calculadas para poblaciones de Nuevo México utilizando modelos de simulación VORTEX. Todas las poblaciones existentes tuvieron un 100 % de probabilidad de extinción en menos de 65 años, dados los actuales parámetros demográficos, y una tasa de mortalidad adicional de 5 % debida a depredación por puma (Fisher *et al.*, 1999).

La depredación por puma también se identificó como la causa primaria de mortalidad entre adultos en la población nativa de cimarrones en los territorios peninsulares del sur de California, Estados Unidos. Entre 1992 y 2003, 64 de 231 (28 %) de los borregos con radiocollar fueron presas de pumas (Rubin *et al.*, 2005). Estos depredadores pueden ser un factor de mortalidad significativo en poblaciones en cautiverio, recientemente reintroducidas o pequeñas.

Manejo de las poblaciones

La alarmante declinación en los números de borregos cimarrón, seguida por la extinción de numerosas poblaciones a lo largo del suroeste de Norteamérica, impulsaron a las instituciones de manejo de vida silvestre a implementar programas de restauración agresivos. Frecuentemente se necesita de reintroducciones para establecer poblaciones en nuevos sitios, especialmente después de la extinción o si los corredores biológicos intermontanos contienen barreras para el movimiento exitoso y la potencial colonización. Ocasionalmente, algunos individuos de borrego cimarrón muestran un comportamiento exploratorio y pueden establecer metapoblaciones a través de movimientos entre montañas. Una población de borrego cimarrón comúnmente habita un área discreta. Una metapoblación es un grupo de poblaciones que tienen potencial de intercambio genético y/o proveen soporte demográfico necesario para repoblar un área en un evento de mortalidad catastrófica (Fisher *et al.*, 1999). Estos movimientos entre montañas pueden restablecer los patrones de uso de hábitat que se perdieron cuando las poblaciones fueron extirpadas, y mejorar el soporte genético y demográfico que es vital para la persistencia de poblaciones pequeñas (Douglas y Leslie, 1999). De este modo, el manejo de los corredores biológicos entre poblaciones es crítico para asegurar la viabilidad a largo plazo de los borregos cimarrón, e implicará una mayor coordinación extensiva entre agencias y dueños de predios en lugar de el manejo de poblaciones aisladas.

Una población o metapoblación de 100 borregos es considerada como el número mínimo para la sobrevivencia a largo plazo, con base en el análisis de Berger (1990), quien señala que poblaciones de este tamaño han persistido por más de 70 años. Las poblaciones pequeñas son más vulnerables a la extinción que las grandes. La mayoría de poblaciones en México tienen menos de 100 individuos. Sin embargo, Wehausen (1987) reportó que muchas poblaciones de cimarrones en California, contando con menos de 50 individuos habían sobrevivido por más de 50 años, resaltando la importancia de las poblaciones pequeñas que pueden tener dificultades para su establecimiento, especialmente si son parte de una metapoblación más grande.

A lo largo de Norteamérica, los exitosos han promediado 41 individuos (Singer *et al.*, 2000). Los trasplantes han sido la principal herramienta de manejo para la restauración de poblaciones de borregos cimarrón en el oeste de Estados Unidos, Canadá y México. En 1975, personal del departamento de Caza y Pesca de Nuevo México, apoyaron a oficiales mexicanos en la captura de 20 cimarrones (16 hembras y 4 machos) del área continental de Sonora y liberados de manera subsecuente en la Isla Tiburón, localizada en el Mar de Cortéz (Montoya y Gates, 1975). Este trasplante fue altamente exitoso con una población actual estimada de 600 ejemplares. Desde 1998, más de 250 animales han sido removidos de Isla Tiburón para restablecer nuevas poblaciones en el área continental de Sonora, así como en Coahuila, Chihuahua y Nuevo León (Lee y Segundo Galán, 2011). En 1979, el gobierno federal intentó un trasplante en Isla Ángel de la Guardia, localizada en el Mar de Cortez. Cinco borregos (3 hembras y 2 machos) fueron capturados, pero solo 2 hembras y un macho sobrevivieron a la liberación, por lo que la operación no fue exitosa (J. E. Mendoza, comunicación personal).

Durante 1995 y 1996, 30 cimarrones (*O. c. weemsi*) fueron capturados en el área de Punta El Mechudo, Baja California Sur. Veintiséis borregos (22 hembras y 4 machos) sobrevivieron y fueron liberados en Isla del Carmen, localizada en el Mar de Cortéz (Jiménez *et al.*, 1997; DeForge *et al.*, 1997). Este trasplante fue exitoso con borregos bien distribuidos en los tres sitios montañosos que caracterizan la isla (Espinosa *et al.*, 2001). El principal objetivo de este proyecto es mantener una población para mejorar genética y demográficamente poblaciones que han sido extirpadas en Baja California Sur, utilizando la progenie de Isla del Carmen (Jiménez *et al.*, 1996). En 2005, 10 ejemplares (7 hembras y 3 machos) se capturaron en Isla del Carmen y fueron liberados en el área peninsular para aumentar la población remanente (Jiménez *et al.*, 2005).

Para el restablecimiento y aumento de poblaciones, se han utilizado ampliamente crías de borregos cimarrones nacidas en cautiverio. Para 1999, había más de 300 borregos cimarrones en 26 UMAs en Sonora, que fueron establecidas exclusivamente para la reproducción de la especie. Entre los años 2000 y 2002, 48 ejemplares de borrego cimarrón (37 hembras y 11 machos) fueron transportados de Sonora a la UMA Pilares, con una superficie de 5 000 ha, localizada en el extremo norte de Coahuila (Sandoval y Espinosa T., 2001; Espinosa T. *et al.*, 2002). También se han utilizado ejemplares de Sonora para establecer una población en cautiverio en la UMA La Guarida, localizada al norte de Chihuahua (Uranga Thomas, 2001; Uranga Thomas y Valdez, 2011), y en la UMA Rincón de la Madera localizada en sierra San Marcos y del Pino, ubicada en la parte centro sur de Coahuila.

Requerimientos de hábitat

Los componentes del hábitat esenciales para el borrego cimarrón incluyen alimento, agua, terreno de escape y espacio (p. ej., hábitat continuo y con baja o nula competencia con otros ungulados) (Douglas y Leslie, 1999). Los borregos cimarrón, especialmente los grupos de hembras-crías, se confían del terreno abierto y escarpado para evitar depredadores, ya que la estrategia de evasión de depredadores involucra el forrajeo diurno en grandes grupos dispersos en hábitats abiertos, próximos al

terreno de escape (Bailey, 1992). Se considera un hábitat lo suficientemente abierto en donde la cobertura del dosel es menor o igual al 25-30 % (Tilton y Willard, 1982), y caracterizado por terreno escarpado y accidentado, incluyendo cañones, acantilados, salientes rocosos y pendientes (Figura 20.6) (Sandoval, 1979). Pendientes mayores o iguales al 60 % son considerados suficientes como terreno de escape (Hansen, 1980). El valor del terreno de escape en cuanto a la provisión de protección de los depredadores está relacionado positivamente con el tamaño de los fragmentos de terreno de escape e inversamente relacionado con la distancia entre ellos (Berger y Wehausen, 1991).

Fisiografía

Los borregos cimarrón están adaptados de manera excepcional para el hábitat con terrenos remotos y escarpados en el suroeste de Norteamérica. A lo largo de esta vasta región, los cimarrones se distribuyen de manera escasa en áreas aisladas caracterizadas por cañones profundos, salientes rocosas y numerosos acantilados, que proveen un alto grado de visibilidad (Figura 20.6).



Figura 20.6. Los borregos cimarrones se distribuyen de manera escasa en áreas aisladas caracterizadas por cañones profundos, salientes rocosas y numerosos acantilados, que proveen un alto grado de visibilidad. Sierra Maderas del Carmen, Coahuila, México. (Fotografía: Santiago Gibert Isern).

Wilson (1968) encontró una correlación directa entre la cantidad de terreno de escape y el uso del mismo por los borregos cimarrón en Utah. A medida que la cobertura rocosa incrementa de 0 a 100 %, la probabilidad (P) de avistamiento de cimarrones aumenta proporcionalmente, con aproximada-

mente 61 % de observaciones presentándose en donde la cobertura rocosa varió de entre 71 y 100 %. En Nuevo México, Sandoval (1979) comparó la distribución de diferentes tipos de grupo de borregos (hembras, machos, hembras-corderos, y mezclados), en relación a los componentes del hábitat para determinar si el uso del hábitat era independiente de éstos, y encontró que la probabilidad (P) de localizar al azar un grupo de hembras-corderos en gradientes de pendiente entre 21 y 40 % era de 0.43, pero solamente de 0.14 para pendientes entre 5 y 20%. Los grupos de hembras sin crías prefirieron topografía relativamente más ligera (P= 0.38 para pendientes entre 21 y 40 %). Los grupos de machos también prefirieron topografía más ligera (P=0.37 para pendientes de entre 5 y 20 % y P=0.33 para pendientes entre 21 y 40 %).

El uso del terreno de escape varía con el tamaño y composición del grupo, así como de acuerdo a la estación. La importancia de la inclinación de la pendiente depende evidentemente de una variedad de factores, incluyendo la disponibilidad, estación, hora del día, grupos de edad y sexo y las actividades en que los borregos se ocupen (Cuadro 20. 3).

Cuadro 20.3. Distribución de borrego cimarrón de desierto en suroeste Estados Unidos relativo al terreno de escape. El uso del terreno de escape varía con el tamaño y composición del grupo, así como de acuerdo a la estación.

Distancia al terreno de escape (m)	Observaciones (%)	Colocación y (referencia)
<105	79	Colorado (McCarty, 1993)
<25	82	Arizona (Wakeling y Miller, 1990)
<75	91	Nuevo México (Elenowitz, 1983)
		Nuevo México (Sandoval, 1979)
<100	76	todos tipo de grupos
<100	64	machos
<200	98	hembra-cordero
<600	99	Utah (Bates y Workman, 1983)
<1300	100	Nevada (Leslie y Douglas, 1979)

Manejo del hábitat

La clave para el manejo del borrego cimarrón es la protección, mantenimiento y mejoramiento del hábitat. Los hábitats para la especie son ecosistemas caracterizados por baja precipitación, temperaturas extremas y paisajes altamente diversificados. Estos ecosistemas con frecuencia se deterioran fácilmente y en forma permanente por actividades humanas. Las pocas iniciativas de manejo del hábitat en México se han enfocado en la construcción de bebederos y en proyectos de adquisición del hábitat (Douglas y Leslie, 1999).

La falta de agua es el factor más limitante para muchas especies que habitan los desiertos. Aunque el borrego cimarrón es capaz de llenar gran parte de sus requerimientos de agua de la humedad contenida en los alimentos, a través del metabolismo, utilizando vegetación suculenta, el máximo potencial reproductivo puede no alcanzarse por encima de satisfacer las funciones fisiológicas primarias de las hembras. El hábitat del borrego cimarrón es predominantemente xérico y no apto geológica y topográficamente para sitios naturales de almacenaje de agua. Es críticamente necesario un programa contundente para corregir las deficiencias de agua mediante el mejoramiento de sitios naturales o la instalación de áreas artificiales de captación de agua (Douglas y Leslie, 1999).

Al uso compartido del hábitat por exóticos [burros ferales (*Equus asinus*), ovejas y cabras domésticas, y ganado] y los borregos cimarrón, se atribuyen la reducción y extinción de poblaciones de borregos, desde que empezaron a competir por el hábitat hasta tiempos recientes. Los efectos de la ocupación del hábitat de borrego cimarrón por exóticos incluyen la competencia por alimento y agua, así como por espacio, transmisión de enfermedades y desplazamiento de los cimarrones. Dicha competencia continúa siendo de gran importancia en toda el área de distribución actual de los borregos cimarrón en México. De Forge *et al.* (1993) y Lee (2003b) documentaron grandes números de estos exóticos en la mayoría de las sierras que han sido muestreadas en Baja California y Baja California Sur, respectivamente. Una correlación negativa fue evidente entre el número de borregos cimarrón observados y la presencia de burros, cabras domésticas y ganado.

Retos del manejo

La mayoría de los retos del manejo de borregos silvestres están directamente relacionados con actividades humanas. La especie puede ser negativamente afectada por disturbios humanos. La reacción a tales disturbios puede ser dañada por el tipo y frecuencia del disturbio, estación de ocurrencia, cantidad de hábitat perjudicado, posición del disturbio hacia los borregos, y el grado de habituación (MacArthur *et al.*, 1982; Miller y Smith, 1985; Douglas y Leslie, 1999).

Prácticas de uso del suelo

La dispersión de exóticos, ganado doméstico, exploración petrolera y de gas, así como la actividad vehicular fuera de los caminos y la explotación comercial de plantas nativas tales como la candelilla (*Euphorbia antisiphilitica*), son amenazas potenciales de uso de suelo.

Condiciones del hábitat

Los borregos cimarrón requieren forraje altamente nutritivo para compensar el bajo grado tasa de procesamiento de su sistema rumino-reticular (Hanley, 1982). Las dietas pueden ser afectadas adversamente por condiciones pobres del área, donde la calidad, cantidad, y diversidad del forraje son bajas (Dodd y Brady, 1986). Las condiciones pobres del área en el hábitat del borrego generalmente están restringidas a las faldas de los cerros y fondos de los cañones donde el ganado comúnmente

pastorea. Estas áreas pueden ser especialmente importantes para los borregos debido a que aquí el forraje está disponible primero en la primavera. Durante una sequía en un área sobrecargada, el ganado puede pastorear en terreno accidentado que normalmente no se utiliza si hay forraje suficiente en terreno menos difícil.

El sobrepastoreo, y quizás la sola presencia de ganado en las áreas del borrego cimarrón, continúa siendo una de las mayores razones para la reducción de algunas poblaciones de cimarrones y para el fracaso en el incremento de otras (Gallizioli, 1977). La presencia de ganado se ha relacionado negativamente con el éxito de los trasplantes de borrego cimarrón (Singer *et al.*, 2000; Douglas y Leslie, 1999).

Ovejas y cabras domésticas

Existe abundante evidencia para implicar a las ovejas domésticas como una de las mayores causas en la disminución y extinción de poblaciones de borrego cimarrón. Estos animales domésticos prefieren el mismo hábitat que los cimarrones, compiten por forraje y portan enfermedades que son letales para el cimarrón. La neumonía transmitida de los animales domésticos usualmente resulta en una alta mortalidad, incluyendo la muerte de toda la manada (Foreyt y Jessup, 1982; Goodson, 1982; Sandoval, 1988). Las cabras domésticas son consideradas una amenaza de salud potencial para los cimarrones, y fueron la causa aparente de un brote de neumonía en Idaho, Oregon y Washington (Cassirer *et al.*, 1996).

Cacería ilegal

El impacto de esta actividad en las poblaciones de borrego cimarrón depende del sexo de los individuos afectados. El aprovechamiento ilegal de machos disminuye la proporción macho:hembra, y la disponibilidad de machos para futuros aprovechamientos legales. Adicionalmente, el mercado negro de trofeos de cacería puede incrementar al crecer las poblaciones en tamaño y distribución. A menos que todos los machos maduros sean cosechados, el aprovechamiento ilegal de machos no afecta significativamente la persistencia a largo plazo de una población. En contraste, el aprovechamiento de hembras puede resultar rápidamente en una reducción poblacional debido a la baja tasa reproductiva intrínseca de la especie.

La cacería ilegal ha sido uno de los mayores factores de la extirpación de la especie en el noreste de México (Baker, 1956; Uranga Thomas, 1998; Espinosa T. *et al.*, 2006). Debido a la ausencia de un plan efectivo y decisivo de protección y aplicación de las leyes, la cacería ilegal continúa siendo un problema a lo largo de muchas áreas en México (Dávila, 1960; Cossio, 1976; Mendoza, 1976; Sandoval, 1985; Valdez *et al.*, 2006). En Isla Tiburón, el porcentaje de machos adultos (Clase III y IV) declinó precipitadamente entre 1993 y 2003. Tomando en cuenta que el aprovechamiento legal altamente restrictivo (4 machos por año), Lee (2003a) consideró que los machos estaban siendo aparentemente removidos de la población por otros medios como la cacería furtiva.

Minería y exploración petrolera y de gas

El ruido y el tráfico vehicular pueden causar abandono del hábitat. Los borregos cimarrones pueden dejar temporalmente un hábitat mientras está siendo aprovechado para minería, lo cual puede ser crítico si la actividad minera se desarrolla cerca del hábitat de crianza o de las fuentes de agua. Los caminos para actividades mineras pueden proveer acceso hacia áreas previamente sin disturbios e incrementar los impactos negativos de los humanos (cacería ilegal, desplazamiento, hospedamiento) en el hábitat del borrego cimarrón (McQuivey, 1978).

Actividad vehicular fuera de los caminos

Las carreras de vehículos motorizados fuera de los caminos continúan aumentando su popularidad, especialmente en Baja California. DeForge *et al.* (1993) reportaron numerosos vehículos motorizados en el área entre el hábitat del borrego cimarrón en el Picacho del Diablo y las faldas de los cerros en la sierra de San Felipe.

Barreras construidas por el hombre

Las cercas de piedra y de alambre tienen efectos negativos para el borrego cimarrón ya que restringen sus movimientos y pueden causar mortalidad de manera directa. El borrego cimarrón se arrastrará debajo de la cerca o la brincarán, sin embargo, están pobremente adaptados para saltar debido a su constitución física y pueden morir si quedan enredados (Helvie, 1971; Welsh, 1971; Elenowitz, 1983). Las autopistas de cuatro carriles pueden inhibir los movimientos y causar mortalidad, resultado de colisiones entre cimarrones y vehículos. En un periodo de dos años se registraron 24 borregos muertos al tratar de cruzar una autopista grande cerca de Hoover Dam en el noroeste de Arizona (Cunningham y deVos, 1992). Los desarrollos habitacionales también interrumpen los corredores biológicos y fragmentan el hábitat.

Aeronaves

Los borregos cimarrones reaccionan negativamente a los vuelos a baja altura de avionetas a menos de 100 m del suelo. También se ha registrado que helicópteros volando a menos de 450 m sobre el suelo resultan en un incremento del ritmo cardíaco de los cimarrones y ocasiona una menor eficiencia en el forrajeo (Stockwell *et al.*, 1991).

Ungulados exóticos

La presencia extendida de ungulados exóticos libres, incluyendo el borrego berberisco (*Ammotragus lervia*) en el noreste de México, burros ferales en Baja California y Sonora, así como ovejas y cabras domésticas en el hábitat del borrego cimarrón, podrían representar una seria amenaza para esta especie. El berberisco actualmente ocupa hábitat potencial del borrego cimarrón en Coahuila (Espinosa *et al.*, 2006). El berberisco podría dispersarse hacia áreas adyacentes, aptas para borregos cimarrones. Los requerimientos de hábitat para el berberisco son similares a los del borrego cimarrón.

El berberisco podría posiblemente dominar las interacciones competitivas con el cimarrón. La historia evolutiva y demostradas tasas de colonización indican que estos exóticos están bien adaptados a los ambientes desérticos (Simpson *et al.*, 1978). Estos exóticos tienen un potencial reproductivo mayor, con una tasa anual de incremento aproximada de 75 % (Ogren, 1965), y pueden ser capaces de sobrevivir con una cantidad y calidad de forraje más bajas (Dickinson y Simpson, 1980). Hay 2 poblaciones silvestres conocidas de berberiscos dentro del hábitat histórico del borrego cimarrón en México. Una población está presente en Sierra Morena, Nuevo León y otra en la sierra Pájaros Azules, en los límites de los estados de Nuevo León y Coahuila. Los números y distribución precisos de estas dos poblaciones libres se desconocen. Probablemente ambos grupos se han incrementado y dispersado en un área relativamente grande de hábitat óptimo (Rangel y Simpson, 1979). Espinosa T. *et al.* (2006) encontraron evidencia de berberiscos libres en al menos 3 sierras. La existencia y dispersión de los berberiscos en el hábitat histórico del borrego cimarrón en el noreste de México podría dificultar la restauración del borrego cimarrón.

En Baja California, un extensivo daño por ganado doméstico y feral ha sido reportado por DeForge *et al.* (1993). Los burros fueron los animales ferales más comúnmente observados durante expediciones aéreas y se cuantificaron más de 200 en el hábitat ocupado por borrego cimarrón. El mayor número de burros fue localizado en sierra Juárez (donde solamente 4 borregos fueron observados) y sierra Las Tinajas. El ganado fue común en la sierra San Pedro Mártir, Arroyo Grande, y sierra Santa Isabel. En sierra Cucapa se observaron cabras ferales corriendo con borregos cimarrón, donde solamente se contaron 2 cimarrones (DeForge *et al.*, 1993). En Baja California Sur, Lee (2003b) reportó que muchas áreas en el estado actualmente cuentan con poblaciones muy pequeñas de borrego cimarrón. En algunos hábitats históricos no se observaron cimarrones, y por el contrario, cientos de cabras, burros y vacas fueron comunes (Lee 2003b).

Pumas

Los pumas son los principales depredadores de los borregos cimarrones. Aproximadamente 85 % de todas las causas de mortalidad no relacionadas con cacería, sobre animales con radiocollar en manadas de borrego cimarrón de desierto en Nuevo México se debieron a depredación por puma, que también es señalada como la principal causa de la extinción biológica de la población remanente en las montañas San Andrés (Rominger y Weisenberger, 2000).

La depredación por pumas es considerada como el factor más limitante en todas las poblaciones de borrego cimarrón de desierto en Nuevo México, sin importar si son de origen silvestre o criadas en cautiverio. Debido al sistema de tenencia de la tierra, las reducciones de poblaciones de pumas tendrían que ser mayores al 50 % de los pumas adultos en un periodo de tiempo sostenido y abarcar una gran área geográfica para afectar positivamente la población de una presa (Logan *et al.*, 1996; Logan y Sweanor, 2001).

El control de pumas es recomendado cuando las poblaciones de borregos cimarrón están por debajo de la capacidad de carga, cuando el control ocurre a un nivel enfocado, y cuando el esfuerzo de control es lo suficientemente grande para garantizar resultados positivos. Un programa de control de puma debería ser diseñado con una aproximación de manejo adaptativo. A medida que los números de borregos cimarrón comiencen a incrementar y el porcentaje de borregos muertos por pumas disminuya, el número de pumas removidos debería disminuir. Con este manejo, los pumas deberían ser primero controlados intensivamente para permitir que la población de borregos cimarrón se establezca por sí misma y sea capaz de soportar pérdidas por depredación. La remoción debe ser progresivamente menos intensiva, en la medida en que la depredación ya no sea un factor limitante en el crecimiento poblacional.

Clima

La precipitación actúa primeramente en la producción y sincronización del crecimiento vegetativo, determina la disponibilidad de nutrientes y la calidad de la dieta, y finalmente en el reclutamiento de los borregos cimarrón. La proporción cordero:hembra en las montañas Santa Rosa, California, se relacionó positivamente con variables independientes (Wehausen *et al.*, 1987). En River Mountains, Nevada, la proporción cordero:hembra estaba influenciada por la precipitación de otoño-invierno (septiembre-diciembre), pero no por la precipitación anual, de primavera o verano (Leslie y Douglas, 1986).

Conclusiones

El interés público y las disposiciones legales requieren que las agencias federales y estatales conserven y manejen las poblaciones de borregos cimarrón por sus valores intrínsecos y económicos. Los borregos cimarrón son un importante componente de ecosistemas desérticos frágiles en el norte de México y deberían ser manejadas sustentablemente para usos extractivos y no extractivos. Es esencial proveer hábitat suficiente, así como corredores biológicos intermontanos, y eliminar los ungulados domésticos y exóticos, los disturbios humanos y la cacería ilegal. Todos los ciudadanos mexicanos tienen la obligación de asegurar que los ecosistemas nacionales mantengan su diversidad y procesos naturales. Los borregos cimarrón son una parte integral de la estructura y herencia de los ecosistemas desérticos (Valdez y Krausman, 1999). La especie, es una de las más espectaculares de los mamíferos en México y es un símbolo de paisajes de tierras silvestres asociado con hábitats accidentados en las sierras. El valor estético por sí solo debería ser motivo suficiente para asegurar su sobrevivencia.

Literatura citada

- Allen, R.W. 1980. Natural mortality and debility. En G. Monson, y L. Sumner, editores. The desert bighorn: its life history, ecology, and management (pp. 172-185). University of Arizona Press, Tucson, EUA.
- Álvarez Cárdenas, S., R. Lee, P. Galina Tessaro, y A. Castellanos. 2005. Desert bighorn sheep distribution, abundance, and conservation status in Sierra el Mechudo, Baja California Sur, Mexico. Abstract. Desert Bighorn Council Transactions 48:72.
- Álvarez, T. 1976. Status of desert bighorns in Baja California. Desert Bighorn Council Transactions 20:18-21.

- Anderson, S. 1972. Mammals of Chihuahua: taxonomy and distribution. *Bulletin American Museum of Natural History* 148:149-410.
- Bailey, J. A. 1992. Managing bighorn habitat from a landscape perspective. *Biennial Symposium of the North American Wild Sheep and Goat Council* 8:49-57.
- Baker, R.H. 1956. Mammals of Coahuila, Mexico. University of Kansas Publications, Museum of Natural History 9:125-335.
- Bates, W. J., y G. W. Workman. 1983. Desert bighorn habitat utilization in Canyonlands National Park. *Desert Bighorn Council Transactions* 27:25-28.
- Berger, J. 1990. Persistence of different-sized populations: an empirical assessment of rapid extinctions in bighorn sheep. *Conservation Biology* 4:91-98.
- Berger, J., y J.D. Wehausen. 1991. Consequences of a mammalian predator-prey disequilibrium in the Great Basin Desert. *Conservation Biology* 5:244-248.
- Blaisdell J. A. 1982. Lava Beds wrap-up, what did we learn? *Desert Bighorn Council Transactions* 26:32-33.
- Brewer, C. 2001. Diets and seasonal forage utilization of desert bighorn sheep at Elephant Mountain Wildlife Management Area. Project No. WBB04. Final Report. Texas Parks and Wildlife Department, Austin, EUA.
- Bunch, T. D., S. R. Paul, y H. E. McCutchen. 1978. Chronic sinusitis in the desert bighorn (*Ovis canadensis nelsoni*). *Desert Bighorn Council Transactions* 22:16-20.
- Bunch, T. D., W. M. Boyce, C. P. Hibler, W. R. Lance, T. R. Spraker, y E. S. Williams. 1999. Diseases of North American wild sheep. En R. Valdez, y P. R. Krauman, editores. *Mountain sheep of North America* (pp. 209-237). University of Arizona Press, Tucson, EUA.
- Cassirer, E. F., L. E. Oldenburg, V. L. Coggins, P. Fowler, K. Rudolph, D.L. Hunter, y W. J. Foreyt. 1996. Overview and preliminary analysis of a bighorn sheep die-off, Hell's Canyon 1995-96. *Biennial Symposium of the North American Wild Sheep and Goat Council* 10:78-86.
- Clark, R. K., y D.A. Jessup. 1992. The health of mountain sheep in the San Andres Mountains, New Mexico. *Desert Bighorn Council Transactions* 36:30-35.
- Colchero, F., R. Medellín, R. M. Lee, C. Manterola, y G. Ceballos. 1999. The Tiburon Island desert bighorn sheep: a conservation and sustainable development program in Mexico. *Transactions of the North American Wild Sheep Conference* 2:77-82.
- Cossio, M. L. 1975. Report from Mexico. En J. B. Trefethen, editor. *The wild sheep in modern North America* (pp. 72-74). Winchester Press, New York, New York, EUA.
- Cunningham, S. D., y J. C. deVos. 1992. Mortality of mountain sheep in the Black Canyon area of northwest Arizona. *Desert Bighorn Council Transactions* 36:27-29.
- Dávila, C. 1960. Borregos y berrendos en México. *Desert Bighorn Council Transactions* 4:101-106.
- DeForge, J. R., D. A. Jessup, C. W. Jenner, y J. E. Scott. 1982. Disease investigations into high lamb mortality of desert bighorn in the Santa Rosa Mountains, California. *Desert Bighorn Council Transactions* 26:76-81.
- DeForge, J. R., S. Jiménez L., S.D. Ostermann, E.M. Barrett, R. Valdez, y C. Hernandez-C. 1997. Translocation and population modeling of Weems desert bighorn in Baja California Sur, Mexico. *Desert Bighorn Council Transactions* 41:51-73.
- DeForge, J. R., S. D. Osterman, D. Towell, P. Cyrog, y E.M. Barrett. 1993. Helicopter surveys of Peninsular bighorn sheep in northern Baja California. *Desert Bighorn Council Transactions* 37:24-28.
- Dickinson, T. G., y C. D. Simpson. 1980. Home range, movements, and topographic selection of Barbary sheep in the Guadalupe Mountains, New Mexico. En C. D. Simpson, editor. *Proceedings of the symposium on ecology and management of Barbary sheep* (pp. 78-86). Texas Tech University Press, Lubbock, EUA.
- Dodd, N.L., y W. W. Brady. 1986. Cattle grazing influences on vegetation of a sympatric desert bighorn range in Arizona. *Desert Bighorn Council Transactions* 30:8-13.
- Douglas, C. L., y D. M. Leslie, Jr. 1999. Management of bighorn sheep. En R. Valdez, y P. R. Krausman, editores. *Mountain sheep of North America* (pp. 238-262). University of Arizona Press, Tucson, EUA.
- Elenowitz, A. S. 1983. Habitat use and population dynamics of transplanted desert bighorn sheep in the Peloncillo Mountains, New Mexico. Tesis, New Mexico State University, Las Cruces, EUA.
- Espinosa Trevino, A. 2008. Evaluación de habitat potencial para la restauración del borrego cimarrón (*Ovis canadensis*) en Coahuila de Zaragoza, México. Disertación, Universidad Autónoma de Nuevo León, Facultad de Ciencias Biológicas, Monterrey, México.
- Espinosa T., A., A. V. Sandoval, y A. J. Contreras B. 2006. Historical distribution of desert bighorn sheep (*Ovis canadensis mexicana*) in Coahuila, Mexico. *Southwestern Naturalist* 51:282-288.
- Espinosa T., A., A. V. Sandoval, M. García A., y A. J. Contreras B. 2007. Evaluation of potential desert bighorn sheep habitat in Coahuila, Mexico. *Desert Bighorn Council Transactions* 49:29-37.
- Espinosa T., A., A. V. Sandoval, y R. Valdez. Progress report: CEMEX desert bighorn sheep reestablishment program. *Desert Bighorn Council Transactions* 46:4-5.
- Espinosa T., A., L. A. Tarango, S. Jiménez, y R. Valdez. 2001. Habitat use by the desert bighorn sheep (*Ovis canadensis weemsi*) on El Carmen Island, Baja California Sur. *Desert Bighorn Sheep Council Transactions* 45:77-83.

- Feuerstein, V., R. L. Schmidt, C. D. Hibler, y W. H. Rutherford. 1980. Bighorn sheep mortality in the Taylor River-Almont Triangle area, 1978-1979: a case study. Report 48. Colorado Division of Wildlife, Denver, EUA.
- Fisher, A. 1995. New Mexico's long-range plan for desert bighorn sheep management, 1995-2002. Final Report. Federal Aid in Wildlife Restoration Project W-127-R10, Job 1. New Mexico Department of Game and Fish, Santa Fe, EUA.
- Fisher, A., E. Rominger, P. Miller, y O. Byers. 1999. Population and habitat viability assessment workshop for the desert bighorn sheep of New Mexico (*Ovis canadensis mexicana*). Final Report. IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group, Apple Valley, Minnesota, EUA.
- Foreyt, W. J., y D. A. Jessup. 1982. Fatal pneumonia of bighorn sheep following association with domestic sheep. *Journal Wildlife Disease* 18:163-168.
- Gallizioli, S. 1977. Overgrazing on desert bighorn ranges. *Desert Bighorn Council Transactions* 21:21-23.
- Geist, V. 1971. Mountain sheep, a study in behavior and evolution. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, EUA.
- Gillespie, J. H., y F. J. Timoney. 1981. Hagen and Bruner's infectious diseases of wild mammals. Cornell University Press, Ithaca, New York, New York, EUA.
- Ginnett, T. F., y C. L. Douglas. 1982. Food habitats of feral burros and desert bighorn sheep in Death Valley National Monument. *Desert Bighorn Council Transactions* 24:81-87.
- González S., F. N., S. Álvarez C., J. Uvalle S., y I. Guerrero C. 2000. Dieta alimentaria del borrego cimarrón (*Ovis canadensis weemsi*) en la sierra El Mechudo, Baja California Sur. Universidad Autónoma de Nuevo León, Facultad de Ciencias Forestales, Linares, México.
- Goodson, N. J. 1982. Effects of domestic sheep grazing on bighorn sheep populations: a review. *Northern Wild Sheep and Goat Council* 3:287-313.
- Gross, J. E., F. J. Singer, y M. E. Moses. 2000. Effects of disease, dispersal, and area on bighorn sheep restoration. *Restoration Ecology* 45:25-37.
- Hailey, T. L. 1964. Status of transplanted bighorns in Texas. *Desert Bighorn Council Transactions* 8:113-116.
- Hanley, T. A. 1982. The nutritional basis for food selection by ungulates. *Journal of Range Management* 35:146-151.
- Hansen, C. G. 1980. Habitat. En G. Monson, y L. Sumner, editores. *The desert bighorn: its life history, ecology, and management* (pp. 64-79). University of Arizona Press, Tucson, EUA.
- Hayes, C. L., E. S. Rubin, M. C. Jorgensen, R. A. Botta, y W. M. Boyce. 2000. Mountain lion predation of bighorn sheep in the Peninsular Ranges, California. *Journal of Wildlife Management* 64:954-959.
- Heffelfinger, J. R. y E. Márquez Muñoz. 2005. Historical occurrence and distribution of desert bighorn sheep in Chihuahua, Mexico. *Desert Bighorn Council Transactions* 48:28-38.
- Helvie, J. B. 1971. Bighorns and fences. *Desert Bighorn Council Transactions* 15:53-62.
- Jaramillo Monroy, F., y A. Castellano Vera. 1992. Algunos aspectos de la población, manejo, y conservación del borrego cimarrón en Baja California Sur. *Ecológica* 2:25-30.
- Jiménez L. S., C. Hernández C., J. R. DeForge, y R. Valdez. 1996. Desert bighorn sheep (*Ovis canadensis weemsi*) recovery project in Baja California Sur, Mexico. *Desert Bighorn Council Transactions* 40:8-12.
- Jiménez L. S., C. Hernández C., y E. Grajeda C. 2005. Mainland restocking with desert bighorn sheep from el Carmen Island, Baja California Sur, Mexico. *Desert Bighorn Council Transactions* 48:71.
- Jiménez, S., C. Hernández C., J. R. DeForge, y R. Valdez. 1997. Update on the conservation plan for Weems desert bighorn on Carmen Island, Baja California Sur, Mexico. *Desert Bighorn Council Transactions* 4:44-50.
- Kamler, J. F., R. M. Lee, J. C. deVos, y W. B. Ballard. 2002. Survival and cougar predation of translocated bighorn sheep in Arizona. *Journal of Wildlife Management* 66:1267-1272.
- Kelly, W. E. 1957. Status of bighorn sheep in Arizona. *Desert Bighorn Council Transactions* 1:5-7.
- King, M. M., y G. W. Workman. 1982. Desert bighorn on BLM lands in southeastern Utah. *Desert Bighorn Council Transactions* 26:104-106.
- Krausman, P. R., A. V. Sandoval, y R. C. Etchberger. 1999. Natural history of desert bighorn sheep. En R. Valdez, y P. R. Krausman, editores. *Mountain sheep of North America* (pp. 139-208). University of Arizona Press, Tucson, EUA.
- Lange, R. E. 1980. Psoroptic scabies in wildlife in the United States and Canada. *Desert Bighorn Council Transactions* 24:18-20.
- Lange, R. E., A. V. Sandoval, y W. P. Meleney. 1980. Psoroptic scabies in bighorn sheep (*Ovis canadensis Mexicana*) in New Mexico. *Journal of Wildlife Diseases* 16:77-82.
- Lee, R. 2011. Economic aspects of and the market for deert bighorn sheep. *Desert Bighorn Council Transactions* 51:46-49.
- Lee, R. M. 2008. Hunting as a tool for wildlife conservation-the case of sheep hunting in Mexico. En R. D. Baldus, G. R. Damm, y K. Wollscheid, editores. *Best practices in sustainable hunting* (pp. 53-58). Technical Series Publication Number 1. CIC, Budakeszi, Hungría.
- Lee, R. M. 2003a. A 10-year review of wild sheep management in Sonora, Mexico. *Desert Bighorn Council Transactions* 47:47-51.
- Lee, R. M. 2003b. A review of recent wild sheep surveys in Baja California Sur, Mexico. *Desert Bighorn Council Transactions* 47:40-46.

- Lee, R. M. 2000. Status of bighorn sheep in Mexico. Desert Bighorn Council Transactions 44:25-26.
- Lee, R. M., y E. E. López Saavedra. 1994. A second helicopter survey of desert bighorn sheep in Sonora, Mexico. Desert Bighorn Council Transactions 38:12-13.
- Lee, R. M., y E. E. López Saavedra. 1993. Helicopter surveys of desert bighorn sheep in Sonora, Mexico. Desert Bighorn Council Transactions 37:25-26.
- Lee, R. M., y E. Mellink. 1996. Status of bighorn sheep in Mexico. Desert Bighorn Council Transactions 40:35-39.
- Lee, R., y J. M. Segundo Galán. 2011. Status report on desert bighorn sheep in various states in Mexico. Desert Bighorn Council Transactions 51:80-84.
- Leopold, A. S. 1959. The wildlife of Mexico. University of California Press, Berkeley, EUA.
- Leslie, D. M., y C. L. Douglas. 1979. Desert bighorn of the River Mountains, Nevada. Wildlife Monographs 66:1-56.
- Logan, K. A., y L. L. Sweanor. 2001. Desert puma. Island Press, Washington, D.C., EUA.
- Logan, K. A., L. L. Sweanor, T. K. Ruth, y M. G. Hornocker. 1996. Cougars of the San Andres Mountains, New Mexico. Final Report. Project W-128-R. New Mexico Department of Game and Fish, Santa Fe, New Mexico, EUA.
- López, G., G. Ruiz Campos, y M. Rodríguez Meraz. 1995. Population density of desert bighorn sheep in northern Baja California, Mexico (Canada Arroyo Grande and Jaquejel). Desert Bighorn Council Transactions 29:29-32.
- MacArthur, R. A., V. Geist, y R. H. Johnson. 1982. Cardiac and behavioral responses of mountain sheep to human disturbance. Journal Wildlife Management 46:351-358.
- Martínez Gallardo, R., y E. Galindo Manríquez. 2001. Feeding habits of bighorn sheep (*Ovis canadensis cremnobates*) in San Pedro Martir Sierra, Baja California, Mexico. Desert Bighorn Council Transactions 45:111-123.
- McCarty, C. W. 1993. Evaluation of a desert bighorn habitat suitability model. Tesis, Colorado State University, Fort Collins, EUA.
- McCutchen, H. E. 1977. The Zion bighorn restoration project. 1976. Desert Bighorn Council Transactions 21:9-11.
- McKinney, B. R., y J. Delgadillo Villalobos. 2005. Desert bighorn reintroduction in Maderas del Carmen, Coahuila, Mexico. Desert Bighorn Council Transactions 48:46-49.
- McQuivey, R. P. 1978. The desert bighorn sheep of Nevada. Biological Bulletin No. 6. Nevada Department of Fish and Game, EUA.
- Mearns, E. A. 1907. Mammals of the Mexican boundary. Bulletin 56. US National Museum, Washington, D.C., EUA.
- Mendoza, J. 1976. Status of the desert bighorn in Sonora. Desert Bighorn Council Transactions 20:25-26.
- Miller, G. D., y W. S. Gaud. 1989. Composition and variability of desert bighorn diets. Journal of Wildlife Management 53:597-606.
- Miller, G. D., y E. L. Smith. 1985. Human activity in desert bighorn habitat: what disturbs sheep? Desert Bighorn Council Transactions 29:4-7.
- Mellink, E. 1993. The president spoke. En G. P. Nabhan, editor. Counting sheep—twenty ways of seeing desert bighorn (pp. 201-220). University of Arizona Press, Tucson, EUA.
- Montoya, B., y G. Gates. 1975. Bighorn capture and transplant in Mexico. Desert Bighorn Council Transactions 19:28-32.
- Murray, W. B., y A. Espinosa T. 2006. The natural setting of bighorn petroglyphs in the eastern Sierra Madre (Nuevo Leon, Coahuila, Mexico). American Indian Rock Art 32:45-51.
- O'Farrill, G. 2003. Dieta y uso de hábitat de borrego comarrón (*Ovis canadensis mexicana*) y el venado bura (*Odocoileus hemionus sheldoni*) en Isla Tiburón, Sonora, México. Tesis, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D. F.
- Ogren, H. A. 1965. Barbary sheep. Bulletin 11. New Mexico Department of Game and Fish Santa Fe, EUA.
- Osburn, B. I., N. J. MacLachlan, G. A. Anderson, y J. L. Scott. 1983. A review of bovine bluetongue. Bovine Proceedings 15:23-28.
- Pérez Gil, R. 1996. Importancia económica de los vertebrados silvestres de México. PG-7 Consultores y CONABIO, México, D. F.
- Perry, M. P., J. W. Dole, y S. A. Holl. 1987. Analysis of the diets of mountain sheep from the San Gabriel Mountains, California. California Fish and Game 73:156-162.
- Post, G. 1971. The pneumonia complex in bighorn sheep. North American Wild Sheep Conference Transactions 1:98-102.
- Rangel W., E., y C. D. Simpson. 1980. Status of Barbary sheep in Mexico. En C. D. Simpson, editor, Proceedings on the symposium on ecology and management of Barbary sheep (pp. 30-32). Texas Tech University, Lubbock, EUA.
- Rominger, E. M., y M. E. Weisenberger. 2000. Biological extinction and a test of the "conspicuous individual hypothesis" in the San Andres Mountains, New Mexico. North American Wild Sheep Conference 2:293-307.
- Rominger, E. M., H. E. Whitlaw, D. L. Weybright, W. C. Dunn, y W. B. Ballard. 2004. The influence of mountain lion predation on bighorn sheep translocations. Journal of Wildlife Management 68:993-999.
- Ross, P. I., M. G. Jalkotzy, y M. Festa Bianchet. 1997. Cougar predation on bighorn sheep in southwestern Alberta during winter. Canadian Journal of Zoology 74:771-775.
- Rubin, E. S., C. J. Stermer, C. Chun, S. G. Torres, y W. M. Boyce. 2005. Mountain lion predation on bighorn sheep: an examination of risk factors and seasonal mortality patterns. Abstract. Desert Bighorn Council Transactions 48:71.
- Rudolph K. M., D. L. Hunter, W. J. Foreyt, E. F. Cassirer, R. B. Rimler, y A. C. S. Ward. 2003. Sharing of *Pasteurella* spp. between free-ranging bighorn sheep and feral goats. Journal of Wildlife Diseases 39:897-903.

- Russo, J. P. 1956. The desert bighorn in Arizona. Wildlife Bulletin 1. Arizona Game and Fish Department, Phoenix, EUA.
- Sandoval, A. V. 1988. Bighorn sheep die-off following association with domestic sheep: case history. Desert Bighorn Council Transactions 32:36-38.
- Sandoval, A. V. 1983. Mountain lions and desert bighorns: an objective assessment of the problem. New Mexico Department of Game and Fish, Santa Fe, EUA.
- Sandoval, A. V. 1980. Management of a psoroptic scabies epizootic in bighorn sheep (*Ovis canadensis mexicana*) in New Mexico. Desert Bighorn Council Transactions 24:21-28.
- Sandoval, A. V. 1979. Preferred habitat of desert bighorn sheep in the San Andres Mountains, New Mexico. Tesis, Colorado State University, Fort Collins, EUA.
- Sandoval, A. V. 1985. Status of bighorn sheep in the Republic of Mexico. En M. Hoefs, editor. Wild sheep: distribution, abundance, management and conservation of the sheep of the world and closely related mountain ungulates (pp. 86-94). Special Report. Northern Wild Sheep and Goat Council, Yukon, Canadá.
- Sandoval, A. V., A. S. Elenowitz, y J. R. DeForge. 1987. Pneumonia in a transplanted population of bighorn sheep. Desert Bighorn Council Transactions 31:18-22.
- Sandoval, A. V., y A. Espinosa T. 2001. Status of bighorn management programs in Coahuila, Mexico-2000. Desert Bighorn Council Transactions 45:53-61.
- Segundo, G. J. 2010. Borrego cimarrón (*Ovis canadensis mexicana*): resultados del monitoreo aéreo en el estado de Sonora, México: noviembre-diciembre, 2009. Dirección General Forestal de Interés Cinegético de la SAGARPA, Sonora México.
- SEMARNAP 2000. Proyecto para la conservación, manejo y aprovechamiento sustentable del borrego cimarrón (*Ovis canadensis*) en México. México, D. F.
- Simpson, D. C., L. J. Krysl, D. B. Hampy, y G. G. Gray. 1978. The Barbary sheep: a threat to desert bighorn survival. Desert Bighorn Council Transactions 22:26-28.
- Singer, F. J., C. M. Papouchis, y K. K. Symonds. 2000. Translocation as a tool for restoring populations of bighorn sheep. Restoration Ecology 8:6-13.
- Spraker, T. R. 1977. Fibrinous pneumonia of bighorn sheep. Desert Bighorn Council Transactions 21:17-18.
- Stockwell, C. A., G. C. Bateman, y J. Berger. 1991. Conflicts in national parks: a case study of helicopters and bighorn sheep time budgets at the Grand Canyon. Biological Conservation 56:317-328.
- Tarango, L. A. 2000. Desert bighorn sheep in Mexico. Disertación, University of Arizona, Tucson, EUA.
- Tarango, L. A., y P. R. Krausman. 1997. Desert bighorn sheep in Mexico. Desert Bighorn Council Transactions 41:1-7.
- Tarango, L. A., P. R. Krausman, R. Valdez, y R. M. Kattnig. 2002. Research observation: desert bighorn sheep diets in northwestern Sonora, Mexico. Journal of Range Management 55:530-534.
- Tilton, M. E., y E. E. Willard. 1982. Winter habitat selection by mountain sheep. Journal of Wildlife Management 46:359-366.
- Tinker, B. 1978. Mexican wilderness and wildlife. University of Texas Press, Austin, EUA.
- Turner, J. C., y C. G. Hansen. 1980. Reproduction. En G. Monson, y L. Sumner, editores. The desert bighorn: its life history, ecology, and management (pp. 145-151). University of Arizona Press, Tucson, EUA.
- Turner, J. C., y R. A. Weaver. 1980. Water. En G. Monson, y L. Sumner, editores. The desert bighorn: its life history, ecology, and management (pp. 100-112). University of Arizona Press, Tucson, EUA.
- UPC. 1999. Borrego cimarrón. Programa de recuperación. Unidos Para la Conservación, México, D. F.
- Uranga Thomas, R. 1998. Evaluation of potential desert bighorn habitat in northeastern Chihuahua, Mexico. Tesis, New Mexico State University, Las Cruces, EUA.
- Uranga Thomas, R., y R. Valdez. 2011. Reintroduction of desert bighorn sheep in Chihuahua, Mexico. Desert Bighorn Council Transactions 51: 32-38.
- Uranga Thomas, R., y R. Valdez. 1999. State and federal wildlife relationships in Mexico. Abstract. Transactions of the North American Wild Sheep Conference 2:193.
- Valdez, R. 1982. The wild sheep of the world. Wild Sheep and Goat International, Mesilla, New Mexico, EUA.
- Valdez, R., y P. R. Krausman. 1999. Description, distribution and abundance of mountain sheep in North America. En R. Valdez, y P. R. Krausman, editores. Mountain sheep of North America (pp. 1-22). University of Arizona Press, Tucson, EUA.
- Valdez, R., J. C. Guzman Aranda, F. J. Abarca, L. A. Tarango Arámbula, y F. Clemente Sanchez. 2006. Wildlife conservation and management in Mexico. Wildlife Society Bulletin 34:1480-1488.
- Wakeling, B. F., y W. H. Miller. 1989. Bedsite characteristics of desert bighorn sheep in the Superstition Mountains, Arizona. Desert Bighorn Council Transactions 33:6-8.
- Watts, T. J. 1979. Detrimental movement patterns in a remnant population of bighorn sheep (*Ovis canadensis mexicana*). Tesis, New Mexico State University, Las Cruces, EUA.
- Wehausen, J. D. 1996. Effects of mountain lion predation on bighorn sheep in the Sierra Nevada and Granite Mountains of California. Wildlife Society Bulletin 24:471-479.

- Wehausen, J. D., y R. R. Ramey III. 1993. A morphometric reevaluation of the peninsular bighorn subspecies. *Desert Bighorn Council Transactions* 37:1-10.
- Wehausen, J. D., V. C. Bleich, B. Blong, y T. L. Russi. 1987. Recruitment dynamics in a southern California mountain sheep population. *Journal of Wildlife Management* 51:86-98.
- Welsh, G. W. 1971. What's happening to our sheep? *Desert Bighorn Council Transactions* 15:63-73.
- Wilson, L. O. 1968. Distribution and ecology of the desert bighorn sheep in southeastern Utah. Publication 68-5. Utah Division of Fish and Game, Salt Lake City, EUA.

