Temas sobre conservación de vertebrados silvestres en México

Óscar Sánchez, Pablo Zamorano, Eduardo Peters y Héctor Moya (editores)

Temas sobre conservación de vertebrados silvestres en México

Óscar Sánchez, Pablo Zamorano, Eduardo Peters y Héctor Moya (editores)

Temas sobre conservación de vertebrados silvestres en México

AGRADECIMIENTOS

Auxiliares de la Coordinación Académica de los Diplomados INE-USF&WS-UPC
Biól. Ricardo Núñez Lara (2007)
Lic. Deyanira Tovilla (2008)

Personal de apoyo del Instituto de Ecología y Alimentos (UAT), Tamaulipas
Ing. José Luís Hinojosa
Ing. Alejandro Carreón

Personal de apoyo al trabajo de campo en Tamaulipas
Ing. José Haces, Rancho "La Menta"
Biól. José Juan Flores Maldonado

Personal de la Estación Biológica "El Limón", Morelos
Gerardo Pacheco Arias
Alfredo Pacheco Arias
Joaquín Pacheco Bahena
Enrique Nopala Ahuaxtla
Oralia Pacheco Bahena
J. Carmen Bahena Nopala

Habitantes de la Comunidad "El Limón", Tepalcingo, Morelos
Sarita Benítez Pacheco
Jovita Solano
Anastasia Villanueva
Griselda Guerrero
Juanita Bahena
Saraí Sánchez
Surisaday Pacheco
Angélica Bahena
Marisol Palma
Jazmín Ahuaxtla

Temas sobre conservación de vertebrados silvestres en México

Óscar Sánchez, Pablo Zamorano,
Eduardo Peters y Héctor Moya
(editores)

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat)
Instituto Nacional de Ecología (INE)
U.S. Fish and Wildlife Service (USF&WS)
Unidos para la Conservación, A.C. (UPC)
Universidad Autónoma de Tamaulipas (UAT)
Universidad Autónoma del Estado de Morelos (UAEM)

Primera edición: 2011

D.R. © Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales
Blvd. Adolfo Ruiz Cortines 4209. Col. Jardínes en la Montaña
C.P. 14210. Delegación Tlalpan, México, D.F.
www.semarnat.gob.mx

Instituto Nacional de Ecología (INE-Semarnat)
Periférico Sur 5000. Col. Insurgentes Cuicuilco
C.P. 04530. Delegación Coyoacán, México, D.F.
www.ine.gob.mx

Diseño de la portada: Álvaro Figueroa
Foto de portada: Claudio Contreras Koob

ISBN: 978-607-7908-48-7
Impreso y hecho en México • *Printed in Mexico*

Índice

Introducción 9

Primera parte. Espacio y tiempo en labores de conservación de vertebrados

La importancia de las escalas de espacio y de tiempo en la conservación de vida silvestre 13
Óscar Sánchez

La importancia de un enfoque regional para la conservación del hábitat natural en la frontera norte de México 49
Héctor Moya, Eduardo Peters y Pablo Zamorano

Segunda parte. Estrategias, métodos y técnicas para la conservación de vertebrados silvestres en México

Estrategia para el manejo de anfibios sujetos a uso en México 71
Romel René Calderón-Mandujano

Evaluación y monitoreo de poblaciones silvestres de reptiles 83
Óscar Sánchez

Conceptos ecológicos, métodos y técnicas para la conservación y aprovechamiento de aves canoras, de ornato y psitácidos 121
Lizardo Cruz Romo y Adán Oliveras de Ita

La conservación y el manejo de codornices del norte de México 149
Robert Mesta, Erin Fernandez y Óscar Sánchez

Conceptos ecológicos, métodos y técnicas para la conservación, manejo y aprovechamiento del cócono o guajolote silvestre 193
Alfredo Garza Herrera y Elizabeth E. Aragón Piña

Conceptos ecológicos, métodos y técnicas para la conservación de conejos y liebres 229
Verónica Farías González

Consideraciones ecológicas para el manejo del venado cola blanca en UMA extensivas en bosques tropicales 249
Salvador Mandujano

Estrategias de conservación en México para el borrego cimarrón (*Ovis canadensis*) y el berrendo (*Antilocapra americana*) 277
Manuel Valdés Alarcón y Manuel Segundo Galán

Técnicas de conservación y manejo de oso negro en México 311
Jonás A. Delgadillo Villalobos

Tercera parte. Otras herramientas importantes para la conservación de vertebrados silvestres en México

La administración descentralizada de algunos aspectos del manejo de la vida silvestre en México: síntesis del proceso y marco jurídico 333
Ana Ortiz Monasterio Quintana

La planeación y la realización de la educación ambiental 351
Laura Barraza y Ma. Paz Ceja-Adame

Autores 373

Índice analítico 379

Introducción

La conservación de la biodiversidad requiere una visión integral de los ecosistemas y de su funcionamiento; esto implica entender mejor a los genes, individuos, poblaciones, especies y comunidades ecológicas, como componentes dinámicos e interconectados. En cada ecosistema, los distintos organismos silvestres comparten una historia ecológica y coevolutiva con el medio abiótico en la región. Este proceso ha tomado millones de años y es responsable de los actuales patrones geográficos y de organización local que presenta la biodiversidad. Por otra parte, el paisaje y su biota son bienes naturales que suscitan diferentes intereses humanos, desde los puramente utilitarios e inmediatos, hasta los profundamente filantrópicos relacionados con la preservación a largo plazo de ese patrimonio colectivo.

La evidencia acumulada en las últimas décadas ha demostrado que los índices de fragmentación y deterioro de territorios silvestres continúan en un nivel alto, a pesar de innumerables propósitos nacionales e internacionales para disminuirlos. Esto conlleva una disminución de las opciones de uso, razonable y prudente, de la vida silvestre como un recurso para el desarrollo comunitario y económico en general. Como respuesta, el manejo científicamente informado y oportuno de especies silvestres y de su hábitat ha ido cobrando importancia, en la medida que contribuye a disminuir los efectos degradantes al tratar de mantener y restaurar áreas y poblaciones en condiciones naturales. Las tendencias se han concentrado progresivamente en el concepto de mantener las mayores extensiones de ambiente natural que sea posible (tanto en áreas naturales protegidas como bajo otros esquemas), intentando dar permanencia a la mayor cantidad posible de manchones con vegetación nativa y buscando la manera de reconectar remanentes de hábitat silvestre fragmentado. Todo ello intenta propiciar la recuperación de poblaciones regionales y locales de distintas especies silvestres.

Hoy, las actividades de conservación y uso sustentable de poblaciones de fauna silvestre necesitan mantenerse dentro del marco de referencia ecológico y evolutivo descrito. Aunque el foco de atención para manejo y uso de vida silvestre suele ubicarse en el manejo de poblaciones de especies particulares y en predios específicos, no debe perderse de vista el escenario ecogeográfico mayor en el que éstas se desarrollan. Por ello es importante trabajar en conservación de vida silvestre y ecosistemas a distintas escalas espaciales y temporales generando, con base en la ciencia contemporánea, métodos y técnicas más eficaces para evaluación, monitoreo y manejo.

En años recientes se han producido distintas publicaciones en México y en otros países, que aportan conceptos relativos al manejo de especies silvestres, sobre todo de fauna. Aprovechando esa plataforma e

intentando enriquecerla, la presente obra intenta agregar elementos que permitan explorar estos temas desde distintas perspectivas, que incluyen las de tipo ecogeográfico amplio y las que se centran en poblaciones regionales o locales de distintos tipos de vertebrados. El papel determinante que tiene la presencia de hábitat silvestre en buen estado, respecto a la permanencia de poblaciones animales robustas, resistentes y resilientes ante los cambios, motiva y articula las reflexiones de los autores de los distintos capítulos.

La secuencia de esta obra va abordando temas como la consideración de las escalas geográfica y de tiempo en la conservación, enfoques regionales para la conservación del hábitat, conservación de poblaciones de distintos tipos de anfibios, reptiles, aves y mamíferos, el marco jurídico-administrativo descentralizado para el manejo de poblaciones animales silvestres y su hábitat en México, y la educación ambiental. Se hace énfasis en los temas de evaluación y monitoreo de poblaciones silvestres y de su hábitat con perspectivas de aplicabilidad práctica. Utilizadas en forma sistemática, técnicas como las descritas deben permitir documentar oportunamente cambios importantes en las poblaciones y el hábitat, facilitando la toma de mejores decisiones de manejo.

Una sección de este libro tiene que ver con aspectos jurídicos y administrativos que norman buena parte de la conservación, manejo y uso de vertebrados silvestres en México, particularmente en el actual esquema descentralizado con base en las Unidades para la Conservación y Manejo de Vida Silvestre (UMA). Otra aborda la educación ambiental como un tema coadyuvante de la conservación, y se ofrece con una orientación suficientemente general que permitirá adaptarla técnicamente a distintos casos, según sus particularidades lo exijan.

Confiamos en que la lectura de estas contribuciones permitirá construir mejores capacidades para lograr una mejor gestión de la vida silvestre y de su entorno nativo, con un enfoque hacia la excelencia y con la mirada puesta en el futuro de la sociedad.

Óscar Sánchez
Sierra de Huautla, Morelos
Verano de 2009

Primera parte

Espacio y tiempo en labores de conservación de vertebrados

La importancia de las escalas de espacio y de tiempo en la conservación de vida silvestre

Óscar Sánchez

Introducción

La conservación de la vida silvestre implica un ejercicio de aplicación de conocimiento científico y de acumulación de experiencia práctica, tanto en los aspectos biológicos como en los sociales. Exige congruencia de visión y acción; recomendaciones que resulta sencillo hacer, pero las cuales es mucho más complejo llevar a la realidad. Además de cursos de especialización y de postgrado, actualmente existen muchas fuentes de información, tanto impresas como electrónicas, en las cuales es posible hallar una amplia variedad de sugerencias técnicas para atender la conservación y uso sustentable de especies silvestres. Sin embargo es frecuente que, ya trabajando estos temas en un predio determinado, se pierda de vista que algunos fenómenos biológicos (y sus reacciones a las prácticas de manejo y uso) pueden ocurrir en distintas escalas de espacio y tiempo. La realidad es un continuo de lo muy pequeño a lo muy grande y de lo muy breve a lo muy prolongado, lo que agrega complejidad debido a que las escalas que reconocemos son acuerdos convencionales (es decir, establecidos por nosotros según nos resulte más comprensible el mundo real).

Claramente, la evolución de las formas de vida ha sido un proceso ocurrido en una escala de tiempo enorme; en comparación, la vida de un individuo de cualquier especie es un fenómeno de corto plazo; y los procesos biogeográficos y ecológicos han ocurrido en distintas escalas de tiempo intermedias. Asimismo, mientras algunos movimientos de individuos de especies silvestres suceden en un radio de sólo unos cuantos metros o cientos de metros, las migraciones pueden ocurrir a través de extensiones enormes a una escala subcontinental. Fenómenos como la reproducción de poblaciones animales y vegetales en libertad ocupan un sitio central en la atención de los manejadores de vida silvestre; pero la noción equivocada de que todo tipo de especies pueden mantenerse como poblaciones viables estando confinadas o siendo manejadas a escala de un predio determinado, puede conducir al fracaso de programas de conservación. Esto obedece principalmente a que aquellos individuos de una especie dada que se hallan dentro de los límites del predio (sea relativamente grande o reducido) no necesariamente constituyen una población funcional. Esto puede ser así, sea porque el número de individuos resulte muy bajo en un predio cercado o porque en un predio no cercado los animales que allí se ven son un grupo flotante, pues en realidad se mueven hacia otras áreas y pueden –o no– regresar, o porque el sistema social de la especie no permite una relación de 1:1 entre machos y hembras, o porque simplemente las exi-

gencias de espacio de la especie son grandes debido a la distribución dispersa de los recursos.

Todo ello obliga a la reflexión respecto a los problemas de escala, de espacio y de tiempo, que pueden enfrentar los programas de conservación y de manejo para uso de especies silvestres, principalmente de animales, pero sin exclusión de vegetales, hongos u otras. En este texto se ha intentado explorar brevemente algunos de los aspectos de escala de mayor importancia para manejadores de vida silvestre.

Estrategias globales; tácticas regionales y locales

La dimensión espacial

Uno de los enfoques de la conservación actual tiene que ver con el diagnóstico global del estado general de los distintos ecosistemas y el establecimiento de prioridades (Pyke 2007). Para ello se emplean recursos tecnológicos avanzados como la fotografía satelital en todas sus variantes, frecuentemente aplicada en forma sistemática a través del tiempo, para poder reconocer cambios significativos al menos en cuanto a las extensiones ocupadas por distintos ecosistemas. A esta escala, global el diagnóstico no es muy alentador, pues al parecer no se han revertido tendencias de deforestación que se reconocieron desde hace más de dos décadas. Sin embargo, la información obtenida deja claro que hay dos tareas principales: a) conservar la integridad taxonómica y ecológica de aquellas áreas que aún conservan ecosistemas nativos, y b) manejar, y restaurar donde sea posible, la vida silvestre en áreas que ya han sufrido daños importantes especialmente debido a distintas actividades humanas de producción económica. El tema sigue abierto, pues los actuales diagnósticos no son suficientemente integrales y completos (Pyke 2007).

A una escala espacial un poco menor, las ecorregiones (entendidas como áreas con cierta delimitación natural, esencialmente fisiográfica, climática y biológica) son objeto de estudio y análisis, con un enfoque que considera el estado de la diversidad biológica (Omernik 2004, Busch y Trexler 2003). Esto ha implicado el estudio de áreas representativas dentro de esas ecorregiones, básicamente a través de generar y comparar inventarios de su diversidad biológica y otros componentes del medio biológico y físico (Bailey 2004). Este tipo de análisis ofrece información a mayor detalle, que permite acercarse a un enfoque centrado en los distintos países, en la parte de la biodiversidad que les toca atender y en los tipos de problemas socioeconómicos inherentes, que pueden resultar cruciales para lograr la conservación.

Igual, dentro de los distintos países no basta con reconocer grandes unidades geomorfológicas; es claro que puede y debe intentarse reconocer la regionalización biológica a escala de mayor detalle (Bailey 1983). Para ello, desde luego los inventarios bióticos siguen resultando herramientas de conocimiento fundamentales, para identificar esas unidades naturales y así lograr tomar mejores decisiones respecto a la conservación de la biodiversidad. El trabajo ininterrumpido de los científicos durante décadas ha logrado que, actualmente, se tenga una idea más o menos clara del estado que guarda la diversidad biológica en regiones determinadas. Este conocimiento ha permitido inclusive reconocer los patrones de variación correlacionados con la geografía dentro de especies particulares, y no solamente se trata de variaciones al azar en tamaño y forma, en la fisiología o en las características genética, sino en muchos casos variaciones que tienen una clara correlación con las condiciones particulares, de relieve, climáticas y ecológicas de distintas regiones fisiográficas, lo que refleja la adaptación de las especies a diferentes condiciones ambientales. Este fenómeno está en la base de los procesos evolutivos y se ha reflejado en la descripción de distintas subespecies, las cuales pueden entenderse como la respuesta regional o local de una especie a las presiones que el entorno impone a sus individuos. Este tipo de factores de variación genética y sus manifestaciones morfológico-fisiológicas, correlacionados con ecorregiones u otros rasgos geográficos, deben ser objeto de interés en la planeación de la conservación (Crandall *et al.* 2000).

Ese tipo de investigaciones, a escalas espaciales generalmente coincidentes con la de región fisiográfica, ha corrido en paralelo con el avance en el conocimiento de las características de historia de vida y ecológicas de muchas especies de plantas y de animales vertebrados, básicamente para las especies más conspicuas.

Uno de los fenómenos que hasta hace algunas décadas se conocían poco, es el de las metapoblaciones, término acuñado por Levins (1969). Gruesamente, implica que la existencia de poblaciones de especies silvestres no necesariamente es continua ni inmutable en sus procesos. Aun cuando en una extensión geográfica considerable pueden encontrarse individuos de una determinada especie, esto no significa que en toda ella las poblaciones locales (llamadas demos) se hallen en una condición homogénea. Lo más probable es que mientras las poblaciones presentes en algunos sitios actúen como fuentes de individuos (por ejemplo debido a buenas condiciones ambientales sostenidas que promueven la reproducción, o a otras causas), las de sitios vecinos sean esencialmente receptoras de individuos excedentes, que se dispersan desde las poblaciones fuente. Estas poblaciones tienen una composición más fluctuante y suelen mostrar mayor inestabilidad, lo cual puede traducirse en su desaparición temporal o permanente, por lo cual se ha dado en llamarlas poblaciones sumidero. En un complejo de metapoblaciones pueden ocurrir otros fenómenos, por ejemplo que una población sumidero desaparezca por un tiempo y que, al momento de una recolonización desde alguna población fuente, las condiciones ambientales locales ya hubieran cambiado y ese demo pueda permanecer e incluso convertirse en una población fuente. En resumen, lo que se ha descubierto es que lo que solemos llamar poblaciones son, en realidad, complejos formados por muchos demos que interactúan entre sí, dando lugar a una dinámica compleja y cambiante (Gilpin y Hanski 1991).

Estos avances científicos han motivado la reflexión de que para manejar adecuadamente poblaciones silvestres, especialmente con el enfoque puesto en predios específicos (por ejemplo las unidades de manejo conocidas como UMA en México) no basta con conocer algunas técnicas para mejorar el hábitat local y tener una idea general de la biología de la especie que interesa. Para lograr mejores resultados es imprescindible tratar de entender si el conjunto de individuos de una especie en un predio determinado puede funcionar por sí mismo como una población o, si por el contrario, se trata sólo de individuos que visitan el predio por una variedad de razones, pero en realidad forman parte de una población mayor que se extiende fuera del predio y que, sólo como una unidad completa, puede ser biológicamente viable hacia el futuro.

Para incorporar estos conceptos en el manejo de vida silvestre, habrá que incrementar el esfuerzo para tener acceso a información más detallada, tal como:

a) Conocer claramente la identidad de la especie).
b) Conocer el estado global y el nacional de conservación de la especie .
c) Conocer el ámbito general donde se ha inferido la distribución de la especie en el país.
d) Conocer el área de ocupación real de la especie, con base en registros formales de su presencia.
e) Conocer las variantes geográficas de la especie (subespecies o variedades) e identificar la que corresponde al área donde se desea trabajar.
f) Conocer el estado de conservación de la subespecie (cuando sea el caso).
g) Identificar, con base en lo anterior, los tipos de ecosistemas y de hábitat en los que existe.
h) Conocer los tipos de movimientos que suele efectuar y la extensión aproximada de los mismos.
i) Indagar, en la región donde se halla un predio, si la población local de la especie es sólo parte de una unidad poblacional mayor y, por lo tanto, no puede manejarse como una población por sí misma.
j) Conocer la historia de vida de la especie, incluyendo su sistema social.
k) Conocer los principales factores locales que restringen su sobrevivencia (cobertura, agua, alimento, entre otros).

Todo ello, formará un marco de referencia mínimo que en términos de la conservación y del uso sustenta-

ble de especies silvestres, debe considerarse antes de tomar decisiones.

Las experiencias obtenidas desde muchas perspectivas han enseñado que algunas especies tienen necesidad de extensiones geográficas grandes debido a su propia movilidad, a que realizan migraciones estacionales u otros desplazamientos temporales en respuesta a sus requerimientos de existencia y disponibilidad de recursos de agua, cobertura y alimento o, inclusive, a que sus sistemas sociales les exigen mantener y defender territorios individuales y una cierta jerarquía en ellos respecto a la edad y el sexo. La conservación y el manejo de ese tipo de especies, para tener mejores probabilidades de éxito, necesitan tomar en consideración tales requerimientos biológicos, siempre en términos de la escala espacial correcta.

Otras especies, usualmente las de menor tamaño corporal, probablemente no requieran espacios grandes para cumplir su ciclo de vida por varias generaciones. Sin embargo, es posible que el libre intercambio de genes sea lo que mantiene la viabilidad de las poblaciones y demos que las componen. Por ello, un aspecto que no debería menospreciarse es que el manejo y el uso sustentable de especies silvestres requieren practicarse de modos que no comprometan su viabilidad genética (Petit *et al.* 1997, Pearman 2001).

Como puede verse en lo explicado en los párrafos anteriores, siendo la escala geográfica un continuo el cual solemos dividir convencionalmente en categorías, para hacerlo más accesible, el entendimiento de la dimensión espacial respecto a especies silvestres implica necesidades de diagnóstico global, regional y subregional (que implica a los ecosistemas y a las propias especies). También implica la necesidad de evaluar la situación de las poblaciones de la especie en regiones geográficas determinadas, a distintas escalas.

Es claro que el conocimiento científico actualmente disponible nos ha convencido de que es necesario mantener un concepto estratégico de alcance global para la conservación de la diversidad biológica (McNeely *et al.* 1990). Pero también lo es que, sin perder esa perspectiva de gran alcance, se analicen los problemas de conservación a escalas subcontinental, regional, de países, de regiones dentro de cada país, y de situaciones locales específicas. La expresión corta de este desafío contemporáneo es que primero necesitamos pensar global y progresivamente, ir analizando cada tema en escalas cada vez a mayor detalle, hasta que sea posible plantear acciones locales que sean congruentes con todos los demás niveles. Como un ejemplo entre varios, Uzbekistán cuenta desde 1998 con una estrategia nacional de conservación de su biodiversidad que, ya como decreto oficial No. 139, incluye planes de acción a distintas escalas, incluyendo lo nacional, lo regional y lo local (República de Uzbekistán, 1998)

El diseño de estrategias de escala nacional, la definición de programas estatales y la puesta en práctica de acciones locales son necesarios para que los programas locales de conservación de vida silvestre tengan mejores posibilidades de trascender a escalas de mayor extensión. Es una tarea compleja, pero en buena parte la atención eficaz de estos temas pasa por el entendimiento de lo que implican las distintas escalas de espacio en términos de la integridad biológica, funcional y evolutiva de los ecosistemas, y también de las poblaciones de especies particulares que habitan en ellos.

La importancia de la escala espacial puede ilustrarse metafóricamente: alteraciones causadas en pequeñas áreas dentro de extensiones amplias y continuas de un ecosistema natural pueden ser comparables a pequeñas heridas que, gracias a la presencia de un gran banco de germoplasma y de procesos ecológicos consolidados, pueden "cicatrizar" de forma efectiva y oportuna, con lo que la perturbación es sólo un fenómeno temporal, que no afecta la continuidad de los procesos ecológicos y evolutivos e, inclusive, es un mecanismo que pone a prueba la adaptabilidad de las especies y su potencial evolutivo. En contraste, si la composición y abundancia de especies de un ecosistema se alteran significativamente y la extensión espacial del daño es grande, se vencerá la resistencia del ecosistema y se afectarán permanentemente las relaciones ecológicas ; y todo ello afectará la capacidad de auto-reparación, es decir, vencerá el límite de resiliencia del ecosistema (véase, por ejemplo, Kerkhoff

y Enquist 2007). En otras palabras, se producirá una herida suficientemente grande como para producir una degradación mayor, que puede conllevar el riesgo de desaparición del ecosistema como tal y de muchos de sus componentes.

La dimensión tiempo

Respecto a la escala de tiempo, cualquier programa orientado a la conservación y uso sustentable de especies silvestres debe considerar que distintos fenómenos biológicos y procesos ecológicos ocurren en lapsos que van desde días hasta cientos o miles de años. Esto resalta la importancia de conocer bien las características de las especies que se pretende manejar, así como las de los distintos tipos de hábitat que ocupan.

Quizá uno de los hechos más relevantes que deben mantenerse en mente es que los procesos ecológicos son el núcleo funcional de la evolución y que actúan sobre los individuos. La vida de un individuo de una especie dada, vista en una perspectiva evolutiva, significa un evento de duración relativamente corta que provee una oportunidad de probar su capacidad de adecuación al entorno. La muerte de unos individuos y la supervivencia de otros, hace la diferencia entre la permanencia o la eliminación de genes dentro de la población. Claramente, esto tiene distintos tipos de consecuencias, por ejemplo, que los genes que han sido positivamente seleccionados confieran mejor compatibilidad de los individuos con las condiciones particulares de cada sitio a las generaciones futuras. Este proceso, sin embargo, no ocurre en una o dos generaciones, sino al menos en varias decenas o centenas de ellas. Por ello, los procesos de adaptación y evolución se consideran de largo plazo (Maynard Smith 1998). En consecuencia, cualesquiera acciones que se tomen para manejar ya sea las poblaciones de especies silvestres o su hábitat, sobre todo cuando implican cosecha de individuos, deben ponderar cuidadosamente las posibles consecuencias, que inclusive pueden alcanzar a otras especies con efectos de rebote.

La alteración de un hábitat local puede tomar tan solo minutos u horas, pero este evento, de muy corta duración, puede tener efectos ecológicos persistentes durante años, décadas o centurias, y de magnitud suficiente como para afectar la adaptación y evolución de las poblaciones silvestres locales. Un ejemplo puede ser la llegada de una especie exótica invasora a un sitio natural, es un evento corto, pero sus consecuencias a largo plazo pueden incluir el desplazamiento de especies nativas, la afectación de cadenas de alimentación, o cambios fisonómicos en el hábitat, entre otros efectos deletéreos (Strayer et al. 2006, Álvarez-Romero et al., 2008). Es por esto que los programas de conservación, manejo y uso sustentable de especies silvestres deben tener un componente que considere distintos escenarios de protocolos de acción y de sus posibles consecuencias a corto, mediano y largo plazo.

Los daños significativos en la en la estructura del hábitat de un sitio y en la composición de especies local tienden a ser muy duraderos o hasta permanentes, lo que implica alteraciones funcionales severas, las cuales reducen el potencial de continuidad y de reparación autónoma del ecosistema local. Las consecuencias de esto incluyen una pérdida neta del valor del sitio desde todos los puntos de vista (biológico, evolutivo, de opción para el futuro y de uso en plazos cortos o medios).

Las afectaciones a poblaciones locales de especies silvestres pueden ocurrir en plazos desde cortos hasta muy largos, y sus consecuencias pueden ir desde la reversibilidad cíclica hasta la irreversibilidad, dependiendo de la severidad, la intensidad y el modo de las afectaciones.

También en relación con el tiempo, debemos reconocer que es propio de nuestra especie tomar el lapso de una vida humana como referente natural del entorno. Por ello es común que fenómenos biológicos de muy larga duración pasen inadvertidos para nosotros o que no los comprendamos de modo inmediato. Y aún en lapsos más cortos tendemos a simplificar en exceso; los ciclos diarios en la naturaleza son una percepción concreta para nuestra mente y quizá también los ciclos anuales, pero cuando los fenómenos biológicos ocurren en ciclos más largos, por ejemplo, a partir de multi-anuales, nuestra percepción deja de ser suficien-

temente objetiva y por ello comúnmente no advertimos de inmediato su importancia o fragilidad. Más allá de los ciclos, los efectos a corto y largo plazo de eventos momentáneos pueden ser muy trascendentes para las especies silvestres, en unos casos a favor, en otros en contra (Lemelin et al. 2007).

Así, un requisito básico para actuar con efectividad a favor de la conservación de la integridad biótica del entorno silvestre es expandir la percepción más allá del paisaje local y, especialmente, más allá de la duración de una vida humana. Esta es una actitud clave para comprender mejor los procesos ecológicos y evolutivos que han configurado la biodiversidad actual, para conocer más profundamente sus atributos, para esclarecer las causas de su deterioro actual y para buscar formas de revertirlo.

La biodiversidad actual no apareció de un día para otro, en un evento único, sino que es producto de procesos complejos, prolongados e irrepetibles, lo cual debiera movernos cuando menos hacia una actitud de respeto.

Conservación de la biodiversidad

Es clara la necesidad de mantener la atención en los fenómenos de cambios perceptibles en los ecosistemas, especies y poblaciones silvestres, considerando sus características y sus impactos en escalas espaciales grandes y pequeñas, y en corto, mediano y largo plazo. La prevención de daños permanentes en ecosistemas y en poblaciones de especies nativas, y la reversión de tendencias de deterioro de éstos en distintas escalas de espacio y tiempo, deben integrarse en la filosofía de trabajo de quienes ejercen la conservación y el manejo de la biodiversidad. El resto de este texto intenta ofrecer algunos elementos básicos para la reflexión sobre estos temas.

El término biodiversidad se refiere al conjunto de las distintas manifestaciones de la vida en la Tierra. Es una palabra que, por fortuna, hoy forma parte del léxico cotidiano en todos los rincones del planeta, y una cuyo uso frecuente parece reflejar la preocupación por el deterioro ambiental progresivo que experimentamos.

La especie humana actual ha transformado culturalmente los escenarios naturales al menos desde hace 59,000 años, a juzgar por evidencia arqueológica y de genética molecular (Underhill *et al.* 2000). Esto implica que nuestra propia evolución biológica y tecnológica ha ocurrido gracias a una larga interacción con distintos ambientes en varios continentes, hacia los cuales nuestros ancestros se fueron desplazando poco a poco desde África oriental. En cada una de esas áreas se ha venido interactuado con una amplia variedad de especies vegetales y animales, las cuales nos han aportado desde alimento hasta materias primas para vestimenta, albergues y utensilios. La diversidad de formas de vida significó para nuestra especie tener al alcance materiales con distintas cualidades útiles; eventualmente algunas de las especies silvestres fueron domesticadas, lo cual favoreció nuestro desarrollo cultural al disminuir la incertidumbre respecto a la disponibilidad de alimento, a lo largo del año y en plazos mayores (Sánchez 2005).

Todo esto es algo que generalmente hemos estado dispuestos a comprender y aceptar. Pero algo quizá no tan evidente es que en comparación con en el corto curso de nuestra evolución –la cual representa apenas un instante en la escala del tiempo geológico– el extenso catálogo de especies silvestres con el que hemos coexistido es el resultado de lapsos mucho mayores, muchos cientos de millones de años de evolución en el medio natural, mediante la interacción cotidiana entre los ancestros de esas plantas, animales, hongos, microorganismos, y su interacción con el entorno físico (suelo, luz, calor, agua, aire). Debería ser obvio el riesgo que conlleva malgastar esta riqueza tan lentamente acumulada, en la forma que lo hemos estado haciendo y en un tiempo tan peligrosamente corto (Costanza *et al.* 1999, p. 2). Si nos mantenemos conscientes de nuestro origen y de nuestra edad evolutiva como especie, y de que la biodiversidad es la matriz en que nos hemos desarrollado, no podemos menos que sentir un imperativo ético por conservarla. Este debería ser un

motivo más que suficiente para documentar, para reconocer los errores en el uso y manejo de la diversidad biológica y del entorno natural, y para revertir sus consecuencias tanto como sea posible.

Sin embargo, los humanos somos seres poco dados al altruismo y, en contraste, somos fácilmente movidos por otros intereses hacia lo inmediato. Respecto a la biodiversidad, dado que no hemos logrado una actitud de plena solidaridad hacia las generaciones futuras, algunos sectores esperan que al menos el interés directo sobre algunas especies silvestres resulte un aliciente para impulsar su conservación y la de su hábitat; esta perspectiva es muy parcial y sus alcances pueden ser limitados. Claramente ha sido una equivocación histórica (y también prehistórica), considerar a las especies silvestres como si se tratara de simples artículos en el gran supermercado de la naturaleza y como si su abasto pudiera ser ilimitado y pudiera cubrir demandas siempre crecientes (Costanza *et al.* 1999, p. 6). El proceso, hasta ahora, ha sido tomar de los anaqueles del paisaje todo aquello que necesitamos, sin asumir plena conciencia de que cada individuo –vegetal o animal– removido del escenario natural, significa una oportunidad menos de mantener la integridad y continuidad biológica de las comunidades ecológicas, las cuales, además de proporcionarnos bienes y servicios, forman nada menos que el caldero donde continúa la evolución.

Podría argumentarse que los cambios en las cantidades de individuos de cada especie, en las frecuencias de los genes, en la estructura de la vegetación y en las condiciones del medio físico también han sido motores del cambio evolutivo a través de eones. Es cierto, pero la verdad es que por cientos de millones de años no hubo antecedente de una especie capaz de influir en esos cambios, en un grado tan alto y con tal rapidez que se cambiara el curso natural de la evolución, en muchos casos de manera negativa. Por ello, el uso intenso y poco reflexivo que hemos hecho de las comunidades ecológicas, de multitud de paisajes naturales y de poblaciones de especies silvestres que los habitan, han tenido consecuencias que incluso han reducido el abasto que, de modo incongruente, seguimos reclamando de ellas. Es un contrasentido, que sigue alimentando muchos debates (véase por ejemplo Tilman, 2000).

Ante la aparente insuficiencia de la ética, el interés económico ha sido visto por algunos como un posible aliciente para hacer efectiva la conservación; sin embargo esto no ha demostrado ser suficiente, pues continúa siendo más fácil y redituable recurrir al saqueo que a la moderación y al mantenimiento. Mucho menos hemos avanzado en intentar la restauración de aquellas fuentes de insumos vitales para nuestra vida cotidiana que ya hemos deteriorado. Si nos preocupa realmente el futuro, todo lo dicho debería agregar un imperativo utilitario a nuestro imperativo ético de la conservación de la biodiversidad. Habrá que admitir que los humanos debemos seguir utilizando especies y hábitat silvestres, pues la economía humana depende de numerosos insumos provenientes de ese mundo natural; pero precisamente por esto deberíamos tener claro que el deterioro del entorno silvestre significará cada vez menor disponibilidad, menor calidad y mayor costo de esos insumos. ¿Realmente podremos ignorar esto indefinidamente?

Si se aprovechan algunos alicientes éticos y socioeconómicos, para reforzar el mantenimiento de la integridad y el valor de la vida silvestre, la conservación de la biodiversidad tiene posibilidades significativas de éxito. Pero para poner en práctica maneras más efectivas de uso y conservación de la diversidad biológica, es necesario comprender primero cómo operan los procesos ecológicos y evolutivos, a fin de situar nuestras estrategias de trabajo en las escalas correctas, tanto de integración biológica, como de espacio y de tiempo. Este conocimiento es de la mayor importancia para quienes tienen a su cargo programas de conservación de vida silvestre, pues si una intervención sobre el ambiente o sobre especies en particular es equivocada, puede trascender de manera negativa, abonando a su deterioro en plazos y con magnitudes impredecibles.

Biodiversidad a distintas escalas

Sabemos que la biodiversidad puede percibirse a distintas escalas de organización, desde moléculas y genes hasta individuos, poblaciones, comunidades ecológicas y ecosistemas. Este amplio panorama de manifestaciones de la biodiversidad, aunque es muy ilustrativo, por su complejidad puede hacer parecer casi imposible la tarea de la conservación. Por ello es necesario , primero, entender el tema de las escalas y, luego, abordar los problemas de conservación en las formas en que sean más asequibles y de modos que favorezcan la conservación efectiva de la diversidad biológica. Para el trabajo de conservación debe tenerse una perspectiva de las dimensiones globales de los problemas que enfrenta la biodiversidad. Una vez en ese marco, debieran elegirse escalas de espacio y de tiempo que permitan incidir de manera más realista y contundente en el mantenimiento de la integridad, la funcionalidad y la continuidad biológica, por ejemplo a escala de paisajes locales y luego, de predios, pues así se incluye en el manejo el nivel geográfico en el cual suelen funcionar las comunidades ecológicas. Frecuentemente esto se traduce en tomar decisiones y actuar respecto a extensiones donde existen comunidades biológicas determinadas (comúnmente entendidas como el hábitat silvestre) y sobre las poblaciones locales de una o varias de las especies que las forman.

El tema de la escala no sólo es importante en cuanto al propio nivel de integración de los entes biológicos que se desea conservar (desde genotipos hasta comunidades), sino que también tiene relevancia en términos de las extensiones geográficas (escala espacial) y de los lapsos (escala de tiempo) en los que ocurren determinados fenómenos ecológicos o evolutivos (Gaines *et al*. 1999). En consecuencia, es claro que la filosofía de trabajo del responsable de un programa de conservación de vida silvestre no puede restringirse a la mera preservación de la vida de individuos aislados de especies silvestres, a su reproducción en cautividad, ni a la restauración con un mero reverdecimiento de áreas, sin considerar las especies vegetales nativas de cada sitio. El enfoque necesita ubicarse en el conocimiento, el monitoreo y la conservación de las comunidades de vegetación naturales y de las poblaciones de especies nativas que allí se hallan en vida silvestre, con sus atributos ecológicos íntegros respecto a otras especies con las que coexisten.

Origen antiguo de la biodiversidad

Las especies biológicas actuales existen como resultado de millones de años de interacción de sus poblaciones ancestrales, tanto con poblaciones de otras especies como con los rasgos del entorno físico de aquellas áreas en que han habitado por períodos que van desde cientos de miles hasta millones de años. Por ello, la existencia y la permanencia de las actuales especies dependen de la presencia, la continuidad e integridad funcional de los ecosistemas que les son nativos. Y a su vez, en muchos aspectos la persistencia de un ecosistema depende de la viabilidad e integridad biológica (y genética) de las poblaciones de cada especie componente, en el marco de su distribución geográfica original.

Escalas de tiempo de los procesos ecológicos y evolutivos

Desde el punto de vista de la física, el tiempo es sólo una percepción humana. Así es, pero ciertos procesos cíclicos en el universo que nos rodea proveen referencias de lapsos, con unidades relativamente estables como los días (un giro de la Tierra sobre sí misma) o los años (un giro de la Tierra alrededor del Sol). Con estos datos hemos construido un sistema de referencia respecto al tiempo que, para nosotros, tiene significado en la escala de una vida humana. Pero mientras algunos fenómenos naturales pueden tener sentido en escala de días o bien de una vida humana (70 años en promedio), otros no los comprendemos automáticamente pues su duración es o muy corta (milisegundos) o demasiado larga (millones de años).

En el caso de la evolución biológica, tratamos con fenómenos de interacciones ecológicas entre poblaciones de especies silvestres y su ambiente, las cuales ocurren en lapsos del orden de cientos de miles hasta cientos de millones de años. En este contexto, claramente una vida humana no es suficiente para observar muchos fenómenos morfológicos o fisiológicos que van ocurriendo en las poblaciones de las especies silvestres (aunque con la tecnología actual ha sido posible documentar algunos cambios ocurridos en plazos menores, estos son básicamente de nivel molecular). En realidad, la evolución puede proceder más rápido mientras menor sea el tiempo que transcurre entre generaciones en las especies; por ejemplo, mientras una generación de elefante africano puede tomar un lapso de 40 años, para una bacteria el tiempo de una generación puede ser de sólo minutos. Esto se ha expresado como el tiempo evolutivo efectivo, que depende de la duración de las generaciones, de las tasas de mutación y de la rapidez de la selección por mortalidad diferencial de los individuos (Rohde 1992).

Los cambios evolutivos ocurren mediante la selección natural de tendencias de forma y función, que van manifestándose genotípica o fenotípicamente en los individuos de una población a través de las generaciones y que, sujetas a un permanente proceso de ajuste con el entorno, dan una respuesta de compatibilidad respecto a los cambios paulatinos en las condiciones físicas, químicas y bióticas. Este lento proceso de prueba y acomodo ocurre en lapsos muy prolongados y significa que la continuidad de las interacciones ecológicas entre los organismos y su medio es la clave de la evolución, cuyos procesos tienen lugar, como se dijo antes, en una escala de cientos de miles o millones de años.

Evolución geológica y evolución biológica

Por la larga duración de sus procesos, no es extraño que la evolución biológica esté estrechamente vinculada con la evolución geológica, y particularmente con los cambios climáticos que han experimentado distintas regiones de la Tierra. De hecho, las continuas y distintas transformaciones en el escenario geográfico han planteado retos continuos y muy distintos a las formas de vida, por lo que la variedad de especies y de ecosistemas (biodiversidad) que vemos hoy en día, es asombrosa. Muchas de las formas de vida que hoy llamamos especies –incluida la nuestra– aunque pueden tener su origen en ancestros muy antiguos, son el resultado de interacciones con los ecosistemas que se han transformado por causas variadas, incluyendo cambios climáticos ocurridos aproximadamente en el último millón de años (Bobe *et al*. 2002)

Las poblaciones de especies silvestres tienen distintos umbrales de tolerancia a las condiciones ambientales, sean éstas bióticas o abióticas. Así, en el ejemplo extremo, una especie acuática no puede sobrevivir indefinidamente en tierra, y aún en ejemplos menos drásticos, una especie terrestre afín a situaciones de alta humedad y temperatura moderada se hallará en el hábitat óptimo –por ejemplo– en un bosque húmedo, mientras que encontrará estrés en situaciones sólo un poco más secas y cálidas. Y las relaciones pueden ser aún más sutiles pues, como ejemplo, una especie cuya supervivencia dependa de la presencia de otras ya sean vegetales, animales, fúngicas o microorganísmicas, podrá hallarse en desventaja si las especies acompañantes en el ambiente desaparecen o son sustituidas abruptamente por otras distintas, aun cuando a ojos humanos el ambiente pueda parecer propicio (por ejemplo, un bosque reforestado con las especies equivocadas puede parecernos fresco y hospitalario, pero no lo será para especies silvestres que dependan de bosques con especies vegetales nativas del área que les brindan alimento y cobijo entre otras condiciones).

Y aún hay más detalles; el entorno físico, químico y biológico que para una especie puede resultar adecuado, para otra puede resultar simplemente hostil. Esto es, en buena medida, lo que hace que los ambientes silvestres formen un complejo mosaico de comunidades vegetales estructuradas, que a su vez genera una amplia variedad de hábitat, en los cuales numerosas y distintas especies animales han venido evolucionando.

En lapsos durante los cuales los cambios ambientales se mantienen dentro de ciertos límites, la evolu-

ción suele mostrar un patrón de estabilización de las tendencias de forma y función de las especies y de las comunidades que forman. En contraste, en lapsos de cambio abrupto (abrupto en términos del amplio tiempo geológico) la selección natural tiende a producir nuevos equilibrios con base en distintas variaciones de forma y función de los organismos, determinadas por su material genético y su compatibilidad con las nuevas condiciones del ambiente (Davis *et al.* 2005). Todos estos mecanismos forman la base de la evolución, a las escalas de integración de individuos, poblaciones y comunidades.

Queda claro que desde el punto de vista geológico la superficie del planeta, asiento de la vida acuática y terrestre, no es inmutable; por el contrario, ha experimentado y experimenta múltiples cambios. Algunos de esos cambios pueden parecer modestos si se observan a la escala de una vida humana, pero si se consideran sus efectos en lapsos de millones de años, resultan profundos, por ejemplo en el modelado del paisaje debido a la erosión por el viento que, mientras disgrega lentamente las rocas, también acumula lechos de arena, todo lo cual propicia la formación de distintos hábitat. De hecho, los procesos orogénicos resultantes del movimiento de placas continentales y marinas de la corteza terrestre pueden abarcar miles o millones de km^2 y elevar montañas descomunales, pero su formación ocurre de manera paulatina en el tiempo geológico, por lo que la adaptación biológica va ocurriendo de manera concomitante.

Es verdad que ciertos cambios pueden ser drásticos y pueden suceder en lapsos cortos (como un huracán de categoría 5 en la escala Saffir-Simpson o la erupción de un volcán que transforma totalmente un paisaje en un período de meses o años; como ocurrió en el Paricutín, en Michoacán, México). En esos casos, aunque el daño a los ecosistemas locales puede ser grande, la extensión puede ser relativamente limitada, por lo que mientras exista germoplasma en regiones circundantes, existirán oportunidades de recolonización diferencial del área afectada (Dalsgaard *et al.* 2007).

Los cambios físicos de la corteza terrestre, en las distintas escalas en que ocurren, han determinado además cambios climáticos –algunos locales y otros muy extendidos, unos de corta y otros de larguísima duración– que hacen aún más complejo el mosaico de ambientes en el planeta. Los cambios en la configuración de la corteza terrestre acarrean cambios químicos (por ejemplo en las cualidades del agua) y otros efectos. En este marco de espacios, tiempos y condiciones, es que se ha originado el resultado que hoy percibimos como la biodiversidad actual. Claramente no se trata de un proceso repetible, lo cual nos hace responsables como usuarios de esta biodiversidad, de mantener la riqueza de especies, sus patrones de distribución originales y sus arreglos en comunidades ecológicas estructuradas y funcionales, de modo que puedan seguir respondiendo a los cambios ambientales mediante la adaptación autónoma y paulatina. Hoy la continuidad de varios procesos evolutivos en distintas escalas, particulares y generales, empieza a verse comprometida (Woodruff 2001).

Algunos mecanismos de la evolución

La evolución de una especie no es un proceso que ocurra en forma aislada, sino uno que ocurre en estrecha relación con el resto de las especies con las cuales coexiste, y con la propia evolución del entorno físico. Por ello, resulta más justificable hacer referencia a la evolución de biotas (entendida aquí una biota como un conjunto de seres vivientes que coexisten en una región relativamente homogénea) en lugar de anclar la mente en la idea de la evolución independiente de especies y su dispersión hacia los sitios donde viven (Cracraft 1994).

Así, por ejemplo, biotas históricamente relacionadas con condiciones templadas han existido por millones de años. Las plantas, hongos, animales y microorganismos que las caracterizan tienen una trayectoria evolutiva compartida, que incluye épocas de expansión geográfica, por ejemplo cuando las glaciaciones han propiciado condiciones de temperaturas más bajas en sitios antes ocupados por biotas tropicales (en esos casos, las biotas templadas extienden su cobertura

territorial mientras que aquellas tropicales se retraen, quedando confinadas en sitios de menor altitud y más cálidos). Pero también ha ocurrido a la inversa; cuando los patrones de temperatura y humedad en la Tierra han favorecido la expansión geográfica de biotas tropicales, son las biotas de afinidad templada las que se retraen, principalmente hacia las montañas, donde la altitud tiende a preservar condiciones más frescas y húmedas.

Con lo que hoy se sabe sobre biogeografía, cuando se hace referencia a la dispersión de una especie no hay necesidad de buscar explicaciones complicadas (por ejemplo, que una especie de bosque templado haya atravesado desiertos, humedales y otros ambientes inhóspitos hasta llegar a un bosque en otra montaña). Por el contrario, el proceso de contracción y expansión de distintas biotas en respuesta a los cambios climáticos permite entender mejor los cambios de esos ensamblajes de especies como conjuntos, lo que explicaría, por ejemplo, porqué muchas floras o faunas de montaña tienen especies muy similares y emparentadas entre sí.

Es interesante comentar que cuando ocurre la contracción geográfica temporal de un ambiente dado –en el ejemplo que se propuso, un bosque templado que se contrae hacia las cumbres– puede generarse un aislamiento de corta duración (en términos del tiempo geológico). En cualquier caso, probablemente la siguiente expansión de los fragmentos aislados los hará encontrarse mutuamente, de nuevo, a través de los valles intermontanos, con lo que la biota mantendrá ciertas características generales y las especies que la componen habrán acumulado poca diferenciación. Pero si el lapso de aislamiento es largo y gracias a que las condiciones tropicales o de aridez en los valles que separan montañas se prolongan por mucho tiempo, el aislamiento de las biotas templadas montanas genera un proceso de diferenciación evolutiva debido a un mayor tiempo disponible para acumular cambios que permiten una mejor adaptación local, que desemboca en mayor divergencia genética entre las poblaciones de cada sierra o montaña aislada (por la sencilla razón de –salvo quizá plantas polinizadas por el viento y otras especies muy vágiles– los animales y plantas de una montaña no pueden reproducirse con los de otra, estando ambas aisladas entre sí por ambientes radicalmente distintos. En este ejemplo, si el aislamiento geográfico se prolonga por un lapso suficiente las poblaciones de plantas y animales de cada macizo montañoso se irán diferenciando cada vez más, genética y hasta morfológicamente, y eventualmente pueden dar origen a especies nuevas, aunque relativamente emparentadas entre sí, dado que provienen de una misma población ancestral. Este fenómeno, llamado vicarianza evolutiva, puede ocurrir tanto cuando ocurren cambios climáticos en el curso de cientos de miles de años (Birmingham *et al.* 1992, DeChaine y Martin 2004)) como en escalas de tiempo más amplias por ejemplo cuando una extensión de desierto o de selva queda fragmentada por la formación de cadenas montañosas. La vicarianza es, en buena parte, responsable de la enorme riqueza de especies que se hallan en países con topografía y climatología compleja como México. La vicarianza puede ocurrir a muchas escalas geográficas distintas; desde montañas individuales y relativamente cercanas hasta islas que se separan de continentes, por lo que la biodiversidad que apreciamos hoy día, es producto de estos procesos evolutivos complejos.

Importancia de los procesos evolutivos en el marco de la conservación

El conocimiento de los procesos evolutivos, que usualmente son de larga duración en comparación con una vida humana y que suceden en escalas espaciales frecuentemente mayores que el paisaje observable desde un punto determinado obliga a que la conservación de los ecosistemas silvestres tome en consideración los factores de escala, de espacio y de tiempo. Acciones de manejo para la conservación, ejercidas en un predio determinado y/o sobre un grupo de individuos de una especie que pueden detectarse en él, no necesariamente tienen un efecto de conservación a la escala correcta para el ecosistema y/o la especie. Paradójicamente acciones destructivas locales, ejerci-

das en un lapso muy reducido, sobre el hábitat o sobre poblaciones locales de una especie (por ejemplo la tala, cosecha o caza desmesuradas) no solo tienen efectos inmediatos; pueden tenerlos y muy profundos en los plazos mediano o largo, y no necesariamente resultan previsibles (Nunez-Iturri *et al.* 2008). Otros procesos destructivos pueden ser paulatinos (como ejemplo, la contaminación persistente), y aunque sus efectos de deterioro de ecosistemas y especies puedan parecer poco aparentes al principio, a la larga serán inexorables y pueden ser irreversibles.

En la prolongada y compleja historia evolutiva de las biotas, entendidas como grandes unidades en las cuales ocurre la evolución de las especies, mientras el ambiente permanezca relativamente estable, los cambios ocurren con un ritmo usualmente parsimonioso y sólo excepcionalmente catastrófico. Dentro de este marco evolutivo, desde luego ocurren pérdidas de poblaciones animales y vegetales, de hongos y de microorganismos, que a veces representan por sí mismas la extinción de especies, pero el punto es que todo esto ocurre en escalas de tiempo mucho más largas que las que solemos percibir en nuestra vida cotidiana. Esto explica que los efectos de distintas alteraciones causadas por muchas actividades humanas hayan acelerado el proceso de extinción, a tal grado que los ritmos naturales de los procesos ecológicos y evolutivos no pueden compensar el daño y retomar el curso original. Por ejemplo, aún si sólo toma unos días quemar una extensión de selva baja o de matorral desértico, los efectos de estos actos pueden ser suficientes para interrumpir procesos ecológicos y evolutivos, especialmente para especies geográficamente muy restringidas. El resultado es un enorme y rápido empobrecimiento de las comunidades bióticas, con la consecuente pérdida de especies que conlleva el abatimiento de la resistencia y la resiliencia (capacidad de auto-recuperación) propias del ecosistema.

La naturaleza, la extensión, la intensidad y el rápido ritmo de muchas alteraciones ambientales que estamos originando –incluidos temas como los hoy muy citados cambio de uso del suelo y cambio climático– simplemente no están dando oportunidad a las poblaciones silvestres de adaptarse a estos cambios mediante la adaptación paulatina como mecanismo evolutivo y el resultado es un empobrecimiento de la bodiversidad (Van Vuuren et al. 2006).

La evolución es un resultado, a largo plazo y en extensiones espaciales distintas, amplias y reducidas, de intrincados cambios en las interacciones ecológicas que ocurren, tanto entre especies como entre éstas y el entorno. Así, los ensamblajes regionales y locales (biotas), son conjuntos irrepetibles cuya integridad debe conservarse. Esta integridad de los ecosistemas, a su vez, depende de la integridad biológica de las poblaciones de las distintas especies presentes. Esto último justifica que, a veces, la conservación se enfoque en una especie en particular, ya sea por su importancia social, económica o cultural; pero aún así, bajo ninguna circunstancia debe perderse de vista que los individuos que forman la población de una especie en un terreno determinado sólo representan una parte, seguramente, de una población mayor funcional que interactúa con el resto de la biodiversidad.

Entonces, no necesariamente los animales o plantas que existen en un predio constituyen una población capaz de perpetuarse de manera autónoma. Por el contrario si, como suele ocurrir, un grupo de ejemplares de una especie en un predio es parte de una población de mayor número de individuos, los cuales están en un área mucho mayor, el manejo a escala geográfica reducida no será suficiente, sino que el manejo en los predios deberá obedecer a una estrategia basada en extensiones geográficas mayores, donde se satisfagan las necesidades de una población silvestre realmente funcional, viable para el largo plazo. Esto implicará mayor esfuerzo, pues frecuentemente se necesitará concertar la participación de distintos actores sociales, con distintos regímenes de propiedad de la tierra, con distintos intereses y percepciones.

Es la población funcional la que interesa conservar (y no sólo un grupo de individuos en un terreno), por lo que es necesario mantener extensiones naturales en las cuales la continuidad natural no haya sido interrumpida por carreteras, cercos u otros obstáculos insalvables generados por las actividades humanas. Todas las

acciones que se emprendan para la conservación de grupos de individuos de una especie a escala de cada predio, deben responder a las necesidades y prioridades de la población mayor de la cual forman parte.

La construcción de pueblos y ciudades, de carreteras, presas, cercos agropecuarios y hasta de muros fronterizos, significa un riesgo adicional para las biotas y las diversas especies que las componen, porque esos productos de la actividad humana acentúan el efecto de fragmentación no natural, el cual afecta directamente sus procesos ecológicos y evolutivos. Los efectos negativos de la fragmentación generalizada del hábitat son de magnitud imprevisible y no se conoce el grado de impacto negativo que pueden tener, inclusive para los propios intereses humanos.

Lejos de continuar fragmentando el entorno natural, lo que deberíamos estar haciendo es buscar maneras eficaces de reconectar los actuales fragmentos, según convenga en busca del mejor sucedáneo posible de los patrones de distribución de la vegetación original bajo condiciones naturales. Lamentablemente la remoción de barreras artificiales, uno de los temas importantes de la restauración (pero muy polémico), usualmente está restringida por factores de tipo social, económico o hasta político, pero sin duda representa una vía potencial de acción, que puede apoyar en la recuperación de los patrones naturales de continuidades y discontinuidades del hábitat y, por tanto, a la salud biológica de las poblaciones de muchas especies. Con ello se favorecería la integridad de las biotas que éstas forman. Es claro, además, que la conservación de la biodiversidad dependerá también de que nuevas afectaciones se mantengan a un mínimo, lo cual está resultando igualmente difícil, en un mundo cuya economía sigue basada en el hiperconsumo.

Integridad biológica y funcional de biotas y de especies particulares

Ciertas iniciativas de conservación se enfocan en los ecosistemas, mientras que otras lo hacen sobre especies en particular. ¿Por qué? La respuesta tiene que ver con distintas perspectivas de un mismo fenómeno: la integridad biológica y funcional.

Un ecosistema dado (para efectos prácticos, una biota) interesa a los humanos por su potencial aportación de recursos para uso, para transformación e intercambio económicos, por su importancia étnico-cultural, por su valor estético u otras razones. Pero en la ya prolongada relación de *Homo sapiens* con distintos ecosistemas (como una especie cuya actividad intelectual le ha hecho ir mucho más allá de las interacciones conocidas entre otros taxones), no nos hemos detenido lo suficiente a considerar que la riqueza y la productividad, de los distintos ecosistemas y especies que usamos, dependen de que éstos conserven para plazos largos su integridad biológica y funcional.

Integridad biológica e integridad funcional de los ecosistemas

En el nivel más elemental del concepto, la integridad de un ecosistema se refiere a que cuente con el elenco completo de las especies que históricamente lo han formado. Más allá de esto –que sin duda representa una condición fundamental– las especies sésiles (vegetales y hongos en tierra, y los corales y otros seres de vida fija en ecosistemas acuáticos como ejemplos), están organizadas en el espacio físico de tal manera que forman una estructura definida y compleja en la que las condiciones de luz, humedad, abrigo y otras, suelen ser más diversas mientras más irregular sea el relieve. La complejidad topográfica y la riqueza y acomodo espacial de las especies sésiles determina la existencia de rincones con distintas condiciones específicas, usualmente llamados microhábitat. A su vez, las especies móviles (esencialmente los microorganismos y los animales) se ubican en los distintos microhábitat según sus distintas necesidades específicas. Existen especies estrictamente vinculadas con un microhábitat específico y restringido, en tanto que otras pueden utilizar ampliamente distintos microhábitat. Según los casos, esto puede ocurrir en diferentes etapas de su vida, en distintas épocas del ciclo anual o en distintos años

en ciclos multianuales. En síntesis, hay especies de hábitat restringido y otras generalistas.

La mera coexistencia, lado a lado, de un conjunto de especies en un sitio determinado no explica por sí misma la serie de funciones –complejas y usualmente delicadas– que presentan los ecosistemas, tanto dentro de ellos como interacciones con otros ecosistemas vecinos. El entramado de relaciones entre las especies (en unos casos de simple compatibilidad, en otros de complementariedad obligada) más el conjunto de relaciones entre las especies y el entorno abiótico, en un todo autónomo plenamente funcional, es lo que se entiende como la base de la integridad de los ecosistemas. Puede encontrarse una ilustrativa discusión al respecto en Grumbine (1994).

En ese contexto general se desarrollan multitud de interacciones que integran procesos ecológicos. La integridad ecológica, actualmente, debe incluir un acomodo compatible de las actividades humanas, tal que no afecte los procesos de mantenimiento autónomo a largo plazo, pues no somos una especie espectadora de los cambios, sino generadora de muchos de ellos. Somos un componente, en realidad muy reciente, en la historia evolutiva (de sólo unos cuantas decenas de miles de años), cuya incorporación a muchos ecosistemas no fue producto de un proceso paulatino, sino de la irrupción de una especie muy móvil (en realidad calificamos en el concepto de especie exótica invasora en numerosos y distintos ecosistemas; Álvarez Romero *et al*., 2008) originada en África, de rápida expansión, con un sistema social complejo y con la capacidad de producir tecnología capaz de generar cambios drásticos en el hábitat en plazos brevísimos. Este nuevo componente no puede ignorarse cuando se trata de hacer conservación o restauración, primero porque existe en todos los ecosistemas del planeta y, segundo, porque normalmente es el componente decisivo en esos ecosistemas para que se produzca –o no– la conservación de la biodiversidad.

De lo anterior debería resaltar, de manera clara, que no puede atenderse correctamente ningún problema de conservación sin considerar los factores humanos como parte del ecosistema. Sea el objetivo mantener o recuperar el hábitat natural, manejar poblaciones de especies en peligro o de especies de interés utilitario, queda claro que las actividades humanas pueden ser crucialmente favorables o desfavorables. Y en ese contexto general, no puede considerarse solamente un subconjunto de factores, ignorando el resto del ecosistema local. Al menos deben esclarecerse las interacciones de mayor relevancia de la población local de la especie que interesa, con el hábitat, con otras especies incluida la humana, y con los principales factores abióticos.

Uno de los principales errores en el manejo de vida silvestre ha sido tratar de modificar el entorno nativo de manera que se favorezca a una especie de interés, en busca de su productividad máxima (este es un enfoque que, visto en retrospectiva, ha plagado sobre todo al manejo de fauna silvestre con fines cinegéticos y otros de tipo extractivo). Si se tiene presente que las modificaciones que se hagan a un ecosistema para favorecer a una especie determinada, pueden ejercer efectos negativos sobre muchas otras que son igualmente importantes, se entenderá porqué es necesario mantener la integridad biológica y funcional de cada ecosistema como un todo, dentro del margen de seguridad que proveen sus propios límites de resistencia (oposición al cambio) y resiliencia (posibilidad de recuperación autónoma luego de un cambio) (Loreau y Behera 1999). No puede ocultarse que la búsqueda de grandes rendimientos económicos en plazos cortos simplemente no es compatible con las funciones y límites de los ecosistemas y de sus especies nativas.

Integridad biológica y funcional de las especies

Visto el concepto de la integridad, ahora desde la perspectiva de una especie en particular, involucra aspectos que por su trascendencia también deben considerarse explícitamente en las actividades de conservación.

La noción de especie, para quien observa un paisaje cualquiera, suele ser la de un tipo de animal o planta que se diferencia de otros presentes en el mismo hábitat, ya sea por su tamaño, forma, color o comporta-

miento; aparentemente no podría ser más simple. Pero esta visión omite otras dimensiones fundamentales del concepto de especie que, por su naturaleza, son de especial importancia para quienes tienen la responsabilizar de planear y realizar programas de conservación de vida silvestre.

La biodiversidad y la integridad propia de las especies están irremisiblemente ligadas (Ho y Tappeser, 1997). Y ambas son vulnerables; la primera principalmente ante los cambios de uso del suelo, y la segunda tanto al abuso extractivo como, más recientemente, a agresiones por manipulación transgénica. A semejanza de los ecosistemas, las especies también tienen atributos de integridad biológica funcional. En primer término, una especie es mucho más que un concepto de tipo, sólo basado en forma, color y actividad. Una especie debe entenderse como aquel conjunto de organismos individuales que provienen de un ancestro común y que, hoy día, forman poblaciones que conservan cierta cohesión y unidad genética, ya sea que estén ampliamente distribuidas o restringidas a una pequeña área geográfica. La cohesión y la relativa unidad genética de las poblaciones que forman una especie dada se mantienen gracias a cierto grado de intercambio de genes, que se produce mediante la reproducción. Las especies forman algún tipo de continuo reproductivo, aunque no siempre se reproducen todos con todos, pues en algunos casos, puede ocurrir que las poblaciones de un extremo de la distribución geográfica de una especie se conecten con las del otro extremo sólo indirectamente, es decir, a través de la reproducción de las poblaciones intermedias; esto mantiene relativamente estable la configuración genética de una especie.

En algunos casos los genotipos de poblaciones extremas en una cadena pueden ser relativamente parecidos y en otros casos, sobre todo cuando la especie ocupa distintos hábitat, diferentes entre sí, la composición genética puede tener variantes que están claramente correlacionadas con la propia distribución geográfica de esos distintos hábitat; a esto se le llama variación genética geográficamente estructurada y, en ella, cada genotipo regional reconocible puede entenderse como la mejor respuesta de la especie a las condiciones prevalecientes en el área. Así, por ejemplo, genotipos reconocibles como subespecies formales (o para algunos autores, lo que quizá sea un exceso, hasta unidades evolutivas significantes desde el punto de vista molecular, ESU por sus siglas en inglés) son variantes regionales adaptadas a las presiones específicas de su ambiente. No obstante que la diferenciación entre genotipos-fenotipos geográficos (usualmente conocidos como subespecies) es claramente de menor jerarquía que la diferencia entre el genotipo de la especie con respecto a otras, no debe tomarse a la ligera, pues por ejemplo la traslocación de subespecies puede acarrear desarreglos de la integridad de la especie, además de problemas de adaptación a ambientes no del todo compatibles con el sitio de origen de cada subespecie. Los procesos evolutivos han implicado la integridad genética de las poblaciones, un hecho que no puede soslayarse en biología de la conservación y, aunque no sea necesario ir hasta el nivel de ESU, al menos las grandes variantes geográficas dentro de cada especie deben considerarse en el manejo para conservación de la vida silvestre (Crandall *et al*. 2000).

La integridad biológica de una especie, tiene un primer punto de referencia en la genética. Debe conservarse el patrón natural de variación genética de cada especie, procurando: a) evitar que desaparezcan poblaciones de la especie asociadas con ecosistemas distintos, b) procurar que cada una de esas poblaciones contenga suficientes individuos reproductivos como para mantener la riqueza y vigencia de su acervo de genes, y c) procurar que donde dos o más poblaciones de la misma especie mantengan contacto geográfico su reproducción se mantenga viable, pues a diferencia de otros sitios, en esas áreas de contacto, la mezcla de genes mantiene una variabilidad que resulta esencial para la especie para enfrentar cambios ambientales futuros.

La integridad biológica de una especie se mantiene gracias a la riqueza genética que está contenida en cada una de sus distintas poblaciones. Asimismo, la integridad de los fenómenos biológicos propios de una especie dada se mantiene gracias a la propia reproducción la cual, a su vez, depende de que cada una de las

poblaciones tenga una estructura adecuada de individuos por sexos y edades, tal que garantice la viabilidad reproductiva. La proporción entre sexos puede ir desde 1:1 en especies que se aparean de manera simple hasta a desproporciones enormes cuando el sistema social involucra machos dominantes que competirán entre sí hasta que algunos obtengan y defiendan harenes, sea en una sola temporada o en varios ciclos anuales. Además de lo anterior, la integridad genética de una especie también depende de factores del ambiente tales como el grado de continuidad del hábitat al nivel local y de la conectividad entre distintos manchones de vegetación del mismo tipo, al nivel regional.

Desde el punto de vista del manejo para la conservación, la integridad de una especie debe enfocarse a mantener el estado de viabilidad de cada población, de modo que la especie pueda cumplir de manera adecuada hacia el futuro su papel ecológico, es decir, si es un herbívoro, que mantenga el patrón de consumo de vegetación que le es característico (y que, inclusive, puede dar forma al hábitat); si es presa de otras especies, que su producción continúe siendo suficiente y compense sin problemas la merma de individuos; o si se trata de un depredador, de manera que su papel como eliminador de individuos débiles, deformes o enfermos de las especies presa, se mantenga. Las funciones efectivas de una especie en los ecosistemas que habita dependen de la integridad real de sus poblaciones, no sólo de que haya densidades aparentemente altas en un terreno determinado.

Mientras algunos atributos de integridad de las especies silvestres se perciben con más claridad al nivel local, otros deben ser vistos con un enfoque de escala geográficamente más amplia. Por ello es indispensable que las estrategias de conservación, locales, estatales, nacionales e internacionales tengan congruencia, puesto que una acción local que ignore –o contradiga– las necesidades de conservación de una especie a escala regional o global, no estará contribuyendo realmente al logro de ese objetivo. Esto es particularmente cierto para México, donde el manejo y uso sustentable de la vida silvestre está basado en dos conceptos articulados: las áreas naturales protegidas (ANP), que pueden ser relativamente grandes y en las que el aprovechamiento es relativamente bajo, y las llamadas Unidades de Conservación y Manejo de Vida Silvestre (UMA) que son predios mucho menores, de propiedad particular y donde generalmente el objetivo es cosechar la producción de algunas especies silvestres. En las UMA, los propietarios y los técnicos deben mantener en mente que cualquier programa de conservación que instalen y desarrollen, debe estar claramente articulado con programas regionales de conservación basados criterios biogeográficos, a la escala adecuada y que sean sinérgicos con los programas de ANP, lo que implica que los programas de UMA vecinas deberán estarlo también, a fin de que el conjunto pueda ser congruente.

La integridad de ecosistemas y de especies es una condición esencial para la continuidad ecológica y evolutiva y, por ende, para el bienestar humano. Por eso es claramente justificable y recomendable que existan estrategias internacionales dirigidas a ecosistemas y a especies particulares. Pero también es indispensable que existan estrategias claras a la escala de naciones, para conservar sus ecosistemas y sus especies. En este último caso, cada país debería proceder a generar una estrategia de conservación que se base en un enfoque por regiones, de suerte que se pueda atender a las necesidades de ecosistemas y especies en escalas geográfica y de tiempo que sean adecuadas. Este enfoque complementario de visión amplia (ecosistemas) y visión focal (especies), se analizará más adelante. Por ahora debe quedar claro que, en ambos casos, la integridad biológica y funcional deben ser los valores a proteger.

La extinción de especies

¿Qué es la extinción biológica?

La extinción puede definirse como la desaparición total e irreversible de un grupo de organismos genética, morfológica y funcionalmente definido, sea una subespecie reconocida como válida, una especie o alguna categoría taxonómica mayor. Otros autores han definido la extinción como la pérdida irrevocable de

un elemento biológico mediante un proceso que ocurre al nivel de las poblaciones (Gilpin y Soulé, 1986). Considerando las definiciones anteriores, no debe confundirse el término extinción con la desaparición local de una especie, pues en ese caso aún podría suponerse posible la recolonización a partir de poblaciones vecinas de la misma especie, una vez que desaparezcan las causas de esa extirpación. La extirpación local puede obedecer a una excesiva extracción deliberada de ejemplares o a un deterioro drástico del hábitat.

Sin embargo, no debe subestimarse la importancia de la desaparición local de una especie, pues frecuentemente ocurre que la desaparición no sucede únicamente en un punto, sino en varios en una región determinada. El empobrecimiento general del hábitat y el deterioro de un número cada vez mayor de poblaciones locales pueden ser, para una especie, la antesala de un proceso de extinción el cual, una vez rebasado un cierto punto crítico de resistencia y resiliencia, puede precipitarse de manera irremediable.

Aunque en este texto, la extinción se considera parte del proceso evolutivo, no existe razón alguna que justifique la aceleración de ésta atribuible a abusos humanos, trátese de la alteración del hábitat o de la extracción rapaz de individuos de especies particulares. Una vez más, las escalas naturales de espacio y de tiempo que son propias de los procesos biológicos forman un marco de referencia indispensable, dentro del cual deben mantenerse las actividades humanas. Esta es una lección esencial que, desafortunadamente, hemos demorado ya demasiado en aprender.

Los valores biológicos de ecosistemas y comunidades naturales deben protegerse, ante todo porque cualquier alteración significativa de ellos puede conducir a la desaparición de poblaciones locales, la cual a su vez interrumpirá el flujo de genes entre poblaciones antes contiguas, con lo cual se empobrecerá el acervo genético general de la especie, haciéndola cada vez más vulnerable al proceso de extinción. A su vez, la pérdida de aquellas funciones ecológicas que desempeñaba una población local desaparecida degradará el ecosistema local; si este proceso se repite en muchas localidades y con varias especies, sin duda empobrecerá la funcionalidad general de las comunidades biológicas hasta niveles de alto riesgo, como los que ya se han detectado en numerosas partes del planeta.

Las especies de todos tipos, deben comprenderse a la escala de su distribución global para entender mejor lo que implicaría su extinción. Suele pensarse que una especie que está muy restringida geográficamente (por ejemplo, a una sola cañada) es más vulnerable a la extinción; pero no sólo éstas pueden estar en riesgo, pues aún especies que estuvieron ampliamente distribuidas en México (como el borrego cimarrón, *Ovis canadensis*, sólo para citar un ejemplo espectacular) han sufrido grandes pérdidas, tanto por modificación drástica del hábitat como por el establecimiento de barreras artificiales, y también por el número excesivo de animales cazados. En este ejemplo, todo esto ha reducido la distribución efectiva de la especie a unos cuantos sitios y sus números, a unas cuantas centenas en México. Aunque como especie el borrego cimarrón puede no extinguirse a plazo mediano, dado que su distribución alcanza hasta las montañas boscosas de la Columbia Británica en Canadá, las poblaciones genética-geográficamente diferenciadas en el desierto mexicano ya no son lo que eran, y esto ha empobrecido a la especie como entidad global, lo cual puede tener repercusiones importantes en su evolución. Otras especies, cuyas poblaciones originalmente eran numerosas, genéticamente ricas y ampliamente distribuidas, como la paloma pasajera (*Ectopistes migratorius*), ya se han extinguido debido a la sobre utilización por el hombre y a la destrucción de los ecosistemas nativos. Claramente, la integridad biológica y la integridad funcional de esta especie fueron vulneradas más allá de los límites de la resistencia y resiliencia que poseían.

Procesos que conducen a la extinción

La extinción no tiene un solo camino, sino muchos. Esto incrementa nuestro desaliento por la aceleración general que se observa respecto a la desaparición de especies. Reid y Miller (1989) intentaron resumir los principales factores involucrados en las amenazas de

extinción a especies silvestres; explorando la información disponible para mamíferos, aves, reptiles, anfibios y peces, estos autores hallaron que entre 5 y 35% de las extinciones conocidas han tenido como causa principal la pérdida de hábitat, entre 4 y 32% han resultado ocasionadas por sobreexplotación y entre 20 y 42% de los casos principalmente debido a la introducción de especies ajenas al sitio. Las causas de otras extinciones aún son obscuras. Por otro lado, dos o más de estos factores pueden actuar simultáneamente y, dado el impacto negativo de cada uno, puede suponerse que el efecto combinado acelera aún más el proceso.

En cuanto a amenazas de extinción Reid y Miller encontraron, hacia 1989, que entre 58 y 78% de los casos habían tenido relación con la pérdida de hábitat silvestre, entre 12 y 63% con la sobreexplotación y entre 6 y 28% con la introducción de especies ajenas a la región. Debe aclararse que especie exótica no quiere decir especie espectacular o particularmente hermosa (como frecuentemente se entiende en ciertos círculos de aficionados a las mascotas), sino que debe entenderse como una especie no nativa de un área determinada (Álvarez Romero *et al.*, 2008). Asimismo, una especie exótica no es solamente aquella que proviene de otro continente u otro país, sino aquella ajena a un sitio, aún si proviene de otra región geográfica u ecosistema distinto dentro de un mismo país. No todas las especies introducidas son invasoras, ni todas las especies con amplia capacidad de dispersión son colonizadoras exitosas, pero la precaución es necesaria ante la presencia de especies no nativas en un área esencialmente silvestre.

Hechas las anteriores precisiones, regresemos a los procesos de extinción. Brussard (1985) ayudó a definir el camino usual de la extinción de comunidades biológicas de una manera muy gráfica, al señalar que la pérdida de un tipo dado de comunidad ecológica ocurre debido a la pérdida acumulativa de los parches de esa comunidad y que, a su vez, cada parche se pierde debido a la desaparición de las poblaciones de las especies que lo componen. Adaptando esa secuencia al caso de una especie particular, puede decirse que la pérdida de especies sucede debido a la pérdida acumulativa de su diversidad genética, de su integridad biológica y de su funcionalidad, a medida que las poblaciones van quedando progresivamente empobrecidas y aisladas en toda su área de distribución. En última instancia, la extinción de una especie ocurre debido a la pérdida acumulativa de sus poblaciones, vista en la escala geográfica global que corresponda a su distribución original.

De entre varios modelos relativos a la extinción biológica, uno especialmente relevante para efectos de conservación y manejo de especies silvestres, es el propuesto por Clark *et al.* (1990). El planteamiento general es que mientras una especie tenga una distribución amplia y sea abundante, los factores principales de su posible deterioro serán principalmente *deterministas*, por ejemplo la conversión o la pérdida de hábitat (es decir, a mayor conversión o pérdida de hábitat se puede predecir un mayor deterioro del taxón). En el otro extremo, cuando una especie ya ha quedado reducida a una pequeña extensión geográfica, con manchones dispersos y en los cuales existe con abundancias muy por debajo de las originales conocidas, su deterioro futuro probablemente obedecerá más a factores *estocásticos* (azarosos), tales como cambios drásticos en la proporción de sexos por mortalidad diferencial variable, mortalidad por fuegos, sequías, enfermedades, competencia con especies exóticas introducidas u otros.

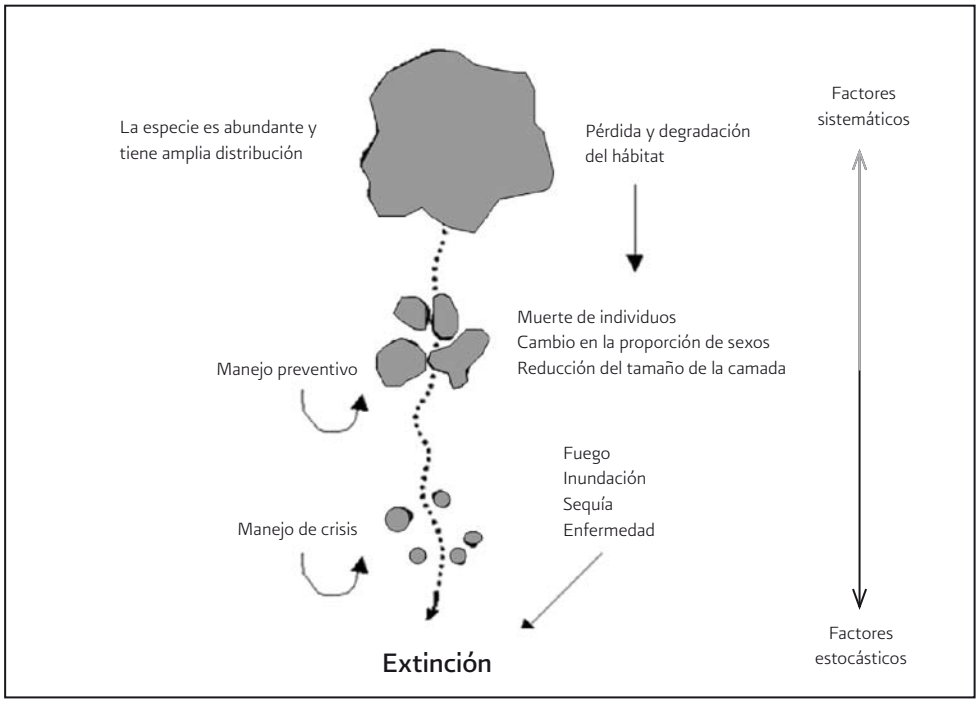
Claramente, entre esos dos extremos inclusive especies con amplia distribución geográfica original pueden quedar reducidas a pequeñas áreas. Usualmente la reducción de la extensión geográfica no ocurre en un solo bloque, sino que muchas actividades humanas van removiendo paulatinamente distintas partes del hábitat (por ejemplo al construirse carreteras y fraccionar áreas forestales abriendo terrenos al cultivo, los cuales terminan por formar extensas barreras infranqueables para ciertas especies). Las especies animales son usualmente las más afectadas, aunque para muchas especies vegetales no dispersadas por el viento o animales el fenómeno puede ser igualmente severo). Así, puede inferirse que probablemente el factor más importante

que desencadena la reducción efectiva de la extensión geográfica de una especie (y que hace más probable que su abundancia disminuya) es la fragmentación de su área original. Al eliminar la continuidad del entorno natural, la fragmentación dificulta los desplazamientos naturales de los individuos, además de que reduce localmente la cantidad de hábitat idóneo, la disponibilidad de agua, de alimento y, también, la posibilidad de encontrarse con distintos individuos de la misma especie, lo que redunda en una reducción de la variabilidad genética. Como se aprecia claramente, la disminución de opciones vitales como éstas puede conducir rápidamente a una especie a tendencias de mayor deterioro, en las cuales la importancia de amenazas fortuitas se incrementa y puede acelerar la extinción.

En este aspecto, es afortunado que hoy existan algunos métodos de análisis del hábitat a escalas grandes basados en la percepción remota, es decir, en la captura de imágenes aéreas y satelitales que luego se colocan en sistemas de cómputo de información geográfica, de manera que las extensiones, tipos y cobertura de hábitat, su continuidad, contigüidad, densidad y otros atributos puedan cruzarse con aquella información social y de actividad económica que resulte relevante para diagnosticar el estado de una especie y su hábitat, a distintas escalas geográficas. Inclusive, si este tipo de análisis se repiten en períodos adecuados, pueden proporcionar una idea de las tendencias, lo que facilita determinar medidas preventivas necesarias, antes de que el deterioro empiece a representar una amenaza para la permanencia ecológica y evolutiva de una especie.

Si bien las especies biológicas no existirán por siempre como hoy las conocemos, sus poblaciones indudablemente serán la base de la evolución de cualesquiera formas de vida futuras. Así ha sido por cientos de millones de años, pero la increíblemente rápida fragmentación y el deterioro del hábitat causados por in-

Figura 1. La secuencia de eventos que pueden conducir a la extinción de una especie se relaciona con la escala de distintos fenómenos de deterioro, que son cada vez más dependientes del azar. La prevención es clave, pero también la acción oportuna antes de que la pérdida de poblaciones se acelere en un vórtice irreversible.



Fuente: www.nre.vic.gov.au/CA25677D007DC87D/D/LUbyDesc/FF0052a/$File/FF0052a.jpg.

fluencia humana (en apenas cientos de años), ya amenazan por igual a especies que desde antiguas épocas han sido de interés directo para distintas sociedades y a especies que ni siquiera conocemos, pues aún no han sido descritas para la ciencia. Si a este panorama se agrega que la cuantía de la demanda de individuos de ciertas especies silvestres de interés para varias actividades productivas humanas no ha disminuido, y que la población humana sigue creciendo, el pronóstico no puede ser bueno; ni para el hombre ni para la naturaleza en su conjunto.

Modificando un poco el planteamiento del modelo de Clark *et al.* (1990), puede decirse que la detección temprana de tendencias negativas de conversión y pérdida de hábitat debe ser la base para un manejo preventivo del entorno natural y de las especies silvestres, especialmente antes de que los principales atributos geográficos, ecológicos y evolutivos de éstas lleguen a un punto de irreversibilidad. De manera muy pragmática, me atrevería a recomendar que para garantizar la permanencia ecológica y evolutiva de una especie dada, la fragmentación y/o deterioro de su área de hábitat natural debe revertirse antes de que afecte a más del 20% de la extensión original ocupada. Para muchas especies silvestres en México ese límite ha sido rebasado desde hace décadas o cientos de años por lo cual, dicho de manera sencilla, ahora sólo queda intentar manejar las respectivas crisis lo mejor posible en intentos –a veces desesperados– por salvarlas de la eventual extinción. La Figura 1 resume los conceptos expuestos acerca del proceso de extinción, modificando el esquema originalmente propuesto por Clark *et al.* (1990) para dar una idea de cómo pudiera describirse y abordarse este complejo problema.

El concepto de metapoblación

En referencia a la conservación, se ha expresado la importancia de mantener un enfoque estratégico dual, complementario, que considere tanto a los ecosistemas (comunidades ecológicas) como a especies particulares. Algunos enfoques prácticos de la conservación y restauración a escala de ecosistemas han sido tratados en otros trabajos (Sánchez 2005), aunque debe reconocerse que los ambientes tropicales tanto con sequía estacional como húmedos a lo largo del año, y los ecosistemas áridos, representan desafíos complejos para su conservación y sobre todo para su restauración. En lo que se refiere a las especies, éstas deben evaluarse respecto a su problemática particular para la generación de estrategias adecuadas según el estado que guarden su estado de fragmentación, su grado de integridad biológica y de funciones ecológicas; a fin de cuentas, los determinantes de su viabilidad evolutiva. Asimismo, toda estrategia debiera considerar la ubicación de los factores de amenaza, los lapsos en que éstos operan, y las consecuencias previsibles de su presencia y acción.

La viabilidad evolutiva de una especie requiere que ésta mantenga poblaciones genéticamente viables lo cual supone, en mayor o menor grado, el mantenimiento de la continuidad entre las poblaciones. Olivieri *et al.* (1990) propusieron que tanto en la ecología como en la genética, ciertos mecanismos de regulación no podrían explicarse fácilmente de no ser porque se tenga una visión de nivel superior al de una población local simple. Esto significa que a distintas escalas, por ejemplo de predio, de paisaje o de región, las visiones respecto a la conservación pueden ser distintas. En la base de esta idea, que además refuerza la importancia de considerar distintas escalas espaciales para la conservación, está un concepto muy importante: el de metapoblación.

Una forma de definir una metapoblación es considerarla como el conjunto de individuos de una especie formado por varias poblaciones locales (estas últimas a veces llamadas *demos*). Algunas de las poblaciones constituyentes son permanentes y otras efímeras; las primeras suelen actuar como fuentes de individuos de la especie, en tanto que las segundas resultan verdaderos resumideros, donde se pierden individuos (aunque no toda población permanente es, necesariamente, una población fuente). El concepto de metapoblación fue generado esencialmente por Levins (1970) y ha venido desarrollándose desde entonces.

El propósito de esta breve exposición no es explorar exhaustivamente la teoría y los enfoques de trabajo con

metapoblaciones, para lo cual se remite al lector a fuentes detalladas como Gilpin y Hanski (1991). Sin embargo, se desea destacar la importancia de este concepto y sus implicaciones prácticas. Algunos *demos* de una especie dada pueden hallarse en extensiones relativamente grandes y con hábitat favorable (tanto respecto a factores bióticos como abióticos y con poca afectación humana), por lo cual pueden mantener mayores densidades y mejor composición por sexos y edades, de tal forma que son productores continuos de nuevos individuos; estos son *demos* suelen ser fuentes de población. Pero además de ser productores, de hecho esos *demos* actúan como centros "exportadores" de excedentes, es decir de animales que son impulsados desde esas áreas con densidades de población altas hacia otras adyacentes (o al menos indirectamente conectadas) en las que las condiciones ambientales pueden no ser óptimas y donde la densidad de individuos de la especie es menor. En esos sitios vecinos, ubicados en manchones ya sean menores y/o con hábitat sub-óptimo hacia los cuales pueden ser empujados los individuos "excedentes" de una fuente poblacional, los animales que llegan por dispersión forman un *demo* que puede subsistir por un tiempo. Pero su existencia puede ser discontinua en el tiempo, debido a que allí existen factores de estrés ambiental que no permiten alcanzar las condiciones de densidad y/o de composición por sexos necesarias para producir descendencia local exitosamente y reclutar suficientes adultos para formar una unidad que ejerza la reproducción de forma continua y exitosa. Así, un *demo* de "resumidero" puede existir por un tiempo, desaparecer en otra etapa y quizá volver a aparecer cuando la densidad de población en los *demos* "fuente" sea tal que impulse a nuevos individuos hacia esa área ambientalmente sub-óptima.

La mayor parte de las poblaciones de especies silvestres hoy se encuentran fragmentadas (debido a la pérdida de hábitat que originalmente las conectaba y, consecuentemente, pérdida de poblaciones de la propia especie). En la mayoría de los casos, esta fragmentación se ha originado por actividades humanas. El funcionamiento de una metapoblación depende de varios atributos de aquellas poblaciones menores que la forman. Así, deben considerarse factores como la integridad biológica del hábitat en cada manchón donde existe la especie, la interconexión real entre manchones, el número y la densidad de individuos de la especie en cada *demo*, la proporción de sexos y edades en cada *demo*, las tasas de reproducción y de reclutamiento de adultos en cada *demo*, y las tasas de migración (inmigración y emigración) de individuos entre manchones, y sus variaciones.

Aunque los numerosos atributos mencionados son mensurables de una u otra forma, lo que en la práctica puede resultar más difícil es definir espacialmente donde empieza y termina cada demo. Por fortuna, los enfoques basados en la cartografía digital de la distribución de asociaciones vegetales proveen una base de trabajo la cual, mediante la verificación de campo apropiada (tanto de la vegetación y su estado, como de la presencia y atributos de las poblaciones de la especie de interés) permite definir, al menos a un nivel operativo, unidades que hagan sentido en distintas escalas. Así, en presencia de un número suficiente de registros efectivos de la especie en distintos manchones de hábitat, al menos puede intentarse inferir la ubicación y extensión geográfica de *demos* funcionales, con base en la distribución espacial y patrones de conexión/aislamiento de manchones del hábitat habitados por el taxón. La importancia del concepto de metapoblaciones en el manejo de vida silvestre ha sido destacada por autores como McCullough (1996).

La dinámica de las metapoblaciones es sin duda compleja, por lo cual, si se desea generar una estrategia de conservación que las tenga en cuenta, habrá que mantenerse en apego a una secuencia lógica. Por ejemplo, una vez que se logre identificar aquellas grandes unidades ecorregionales (por ejemplo, fisiográficas) en las que se distribuye una especie que interesa conservar, cada una de esas ecorregiones tendrá que analizarse a mayor detalle, para determinar los patrones de distribución espacial de fragmentos (=manchones) de las distintas asociaciones vegetales, teniendo en mente la distribución histórica de la vegetación, para identificar problemas, fenómenos en proceso y, también, oportunidades de reconexión de fragmentos

actualmente aislados. De esos manchones, será necesario determinar cuáles constituyen hábitat potencial para una especie de particular interés y, muy importante, verificar la presencia efectiva de ésta en cada manchón. Un paso más avanzado, recomendable aunque poco aplicado, es determinar índices de los atributos poblacionales más significativos de cada *demo* de la especie presente en cada manchón, a fin de determinar su condición (al menos mediante la densidad, la composición por sexos y edades y los movimientos de individuos). Cuando este proceso se efectúa de manera sistemática, pueden conocerse tendencias del complejo metapoblacional de la especie de interés con lo cual, luego de un tiempo, se podrá tener una idea base acerca del funcionamiento del mismo y planear mejor su conservación. Un resultado deseable de esto será la posibilidad de generar un programa de conservación para una unidad mayor, de tamaño significativo para la especie, por ejemplo cada gran manchón relevante de hábitat. Con base en ese conocimiento a escala ecorregional debieran generarse lineamientos estratégicos a los cuales apegar los planes y programas de conservación, incluyendo directrices de y manejo a la escala de predios que se encuentren dentro de cada ecorregión.

En este panorama, los conceptos y explicaciones resultantes de la teoría de metapoblaciones claramente son de utilidad para propósitos de conservación de vida silvestre. Cuando se encara la conservación de vida silvestre con un enfoque orientado a especies, no debe olvidarse que cada especie está formada por una red de *demos* –compleja en mayor o menor medida– la cual debe entenderse oportunamente y de manera suficiente, a fin de construir una estrategia de conservación que atienda adecuadamente las necesidades planteadas por el complejo metapoblacional propio de cada taxón. Aquí queda claramente de manifiesto la necesidad de analizar los problemas y perspectivas para la conservación de especies en distintas escalas de espacio y tiempo pues, de otro modo, si se considera como unidad de trabajo ("población") solamente a un grupo de individuos detectables en un predio determinado, se corre el riesgo de sobreestimar o subestimar la población mayor, al suponer que ese grupo de individuos detectados en el predio puede ser, por sí mismo, una población funcional; o de que lo que respecto a él se observe es representativo de la población mayor. Por lo mismo, también es incorrecto considerar uno de estos pseudo-*demos* (el conjunto de animales detectados en un predio) como una unidad de manejo, pues puede ocurrir que la movilidad de los individuos de la especie sea tal que solamente se hayan avistado en el predio durante una estancia temporal; por ejemplo, puede acontecer que sólo se alimenten en él, pero que se apareen en otro sitio, entre varias otras situaciones posibles.

México está en un momento histórico en el cual, por el estado actual de las poblaciones de especies particulares y del hábitat, es imprescindible y oportuno modificar el manejo de la vida silvestre y su hábitat, con visión de una escala más amplia que sólo predio por predio. Inclusive, parte del pacto federal se cumpliría mejor si se generasen estrategias nacionales por especies (estrategias que, claramente, deben considerar las diferencias por regiones), al menos para las que están en mayor riesgo o que representen mayor interés para actividades humanas, tales que definieran los objetivos y metas a lograr para la especie en cada ecorregión. La idea es producir estrategias en torno a las cuales los estados y municipios pudieran ejercer articuladamente sus facultades de apoyo y fomento a la conservación, obteniéndose así logros de escala nacional sin merma alguna de las facultades constitucionales de los propios estados y municipios. El conocimiento científico es cada vez mayor y mejor, de modo que ha llegado el momento de reconsiderar y mejorar la conservación enfocada en especies, centrándola en la escala de ecorregiones y dotándola de objetivos concretos, que se agreguen significativamente entre sí para lograr la conservación del taxón en el ámbito nacional, lo que se sumaría de manera sinérgica con los esfuerzos similares en otras naciones donde también existe el taxón.

Como se ve, los conceptos aportados por la teoría de metapoblaciones ameritan su incorporación, lo antes posible, en programas de conservación de vida silvestre. Programas de conservación enfocados sólo a predios determinados, que no han sido cotejados con-

tra un marco de referencia estratégico concebido a escalas espaciales de mayor extensión, corren el riesgo de que sus resultados queden cortos respecto a las necesidades de congruencia y complementariedad entre programas que exige la conservación de cada especie, a las escalas regional, nacional, internacional y hasta global.

Evaluación del estado que guardan una población animal y su hábitat

En muchos casos se solicita, a predios que ejercen programas de manejo de vida silvestre, que proporcionen datos relativos a la estimación de la condición de la "población", un conjunto de individuos observables pero que no necesariamente representa una población funcional *per se*, ni implica que ésta se halle restringida al predio).

Por otra parte, para que predios como las UMA cumplan su cometido de contribuir a la conservación de la biodiversidad no deben ser encierros, puesto que varias especies tienen alta movilidad y pueden requerir libre tránsito entre distintas extensiones de ambientes naturales, sin que sean necesariamente residentes en una de ellas en particular. Por ello debiera reflexionarse en que los datos de población recabados para una especie a la escala de un predio pueden ser de utilidad considerándolos como puntos de muestra de datos de población y hábitat (levantados con técnicas adecuadas, como las descritas en varios capítulos de esta obra) para un área mayor. En comparación, no necesariamente serán representativos, por sí mismos, del *demo* de la especie del cual forman parte. Salvo especies de tamaño pequeño cuyos ámbitos de actividad son reducidos y por ello pueden reproducirse con éxito a escala de predio (reptiles y anfibios pequeños, ardillas), para otros de mayor talla, un predio puede ser insuficiente para mantener una población viable en el largo plazo, tanto desde el punto de vista ecológico como del genético. Como ejemplo, para el caso de ungulados como los cérvidos, probablemente tendría más sentido que el levantamiento de datos sobre población y hábitat se planeara incluyendo suficientes puntos de muestra efectivamente representativos de toda la extensión geográfica ocupada por el *demo* (extensión previamente definida con base en la geografía del hábitat a la escala adecuada). Para ello, el levantamiento cooperativo de información demográfica y de hábitat entre varios predios de manejo y áreas naturales protegidas, cada uno haciendo su parte en un diseño de muestreo adecuado para el área total ocupada por el demo y con métodos homogéneos, permitiría aspirar a la conservación y manejo de "hatos naturales", en lugar de mantener un programa de manejo anclado a un concepto de población inadecuado, un tanto oscuro y elusivo, centrado en predios individuales. Desde luego, la presencia de cercos, para animales muy vágiles, por ejemplo los berrendos, significa una barrera efectiva y no pocas veces hasta letal; todo esto deteriora en el corto plazo las poblaciones naturales y su funcionamiento adquirido durante millones de años.

Para el caso de la conservación enfocada en una especie particular, en realidad lo que hace falta es generar y aplicar estrategias que sean congruentes y complementarias a distintas escalas, para dar articulación a las acciones locales de conservación que se desarrollen para una especie. Para ello, habrá que insistir; primero deberían determinarse a la escala global (*i. e.* en el área de distribución total de la especie) aquellas grandes regiones fisiográficas que de manera natural significan divisiones reales para la especie y que, para fines prácticos, pueden considerarse las grandes unidades de conservación y manejo. Luego, para cada una de esas unidades debería mantenerse un inventario actualizado y suficiente de los patrones de distribución y fragmentación de las asociaciones vegetales más importantes, a fin de determinar cualesquiera subdivisiones que pudieran tener algún sentido biológico y una utilidad práctica (por ejemplo, un patrón de manchones con hábitat continuo, separados entre sí por agroecosistemas). Este ejercicio permitirá, por principio, disponer de un esquema básico que considere las continuidades y discontinuidades del hábitat como un indicador subrogado (*surrogate*) del patrón real y actual de fragmentación de la población de la especie. Este puede resultar un indicador que represente suficientemente el complejo metapoblacional, al menos

como para trazar estrategias de evaluación, de monitoreo y de manejo para la conservación de la especie basadas en unidades más realistas que un solo predio.

Evaluación, seguimiento y manejo de especies particulares en unidades geográficas racionalizadas

Sin detrimento alguno de la importancia de la conservación a escala de ecosistemas, es posible hacer confluir las anteriores ideas respecto al enfoque por especies en un concepto como Regiones de Manejo por Especie, aquí designadas provisionalmente como RME y que pueden equipararse a conceptos como las Wildlife Management Units (WMU) de países anglosajones. No existe una regla estricta pero Las RME pueden tomarse como unidades ambientales de referencia estándar para enfocar comparativamente, hacia mayor o menor escala, programas de conservación de una especie dada. Para propósitos prácticos aquí podemos definir una RME como una extensión específica, dentro de una ecorregión dada, que cuenta con continuidad ambiental interna y cuyo perímetro y forma quedan definidos por delimitadores tanto naturales (por ejemplo ríos u otros obstáculos) como de origen humano (carreteras, tierras agropecuarias, cercos y otras) que constituyan barreras significativas para el movimiento natural de la especie de interés. Asumiendo la efectividad de esas barreras, puede inferirse que los individuos de la especie residentes en una RME formarán un grupo de población relativamente natural, esencialmente confinado a ella y el cual puede, y debiera, manejarse como una unidad funcional. Las especies menos sensibles a ciertas barreras (por ejemplo las voladoras, particularmente las migratorias) no obstante que pueden desplazarse, también pueden manejarse mediante un esquema de RME con tal de que esa región sea de la escala adecuada, puesto que su gestión requiere un enfoque a escalas mayores, pero con acciones de manejo local que pueden orientarse sobre todo a la conservación del hábitat natural y sus cualidades. En todo ello debe mantenerse en mente que la RME debe ser de una escala geográfica en la que efectivamente se satisfagan las necesidades conocidas de la especie que interesa, tanto si es residente como visitante migratoria, y donde su reproducción y sus funciones ecológicas se cumplan cabalmente. Claramente, una RME bien puede incluir áreas naturales protegidas (ANP) y predios de manejo como las UMA si así se justifica geográficamente, esquema que haría uso justificado de la teoría de metapoblaciones, puesto que muy frecuentemente las ANP funcionarían como productoras de individuos y muchos predios como receptores de los mismos (sin descartar que predios bien manejados pueden ser productores de individuos, lo que deberá valorarse caso por caso una vez determinadas las RME).

Una de las mayores ventajas que pueden vislumbrarse para México, en un enfoque de la conservación especie por especie basado en ecorregiones y en RME, es que el fantasma de la indefinición del término "población" para efectos de muestreo y monitoreo, que aqueja a estimaciones y programas de manejo a escala de un predio, podría conjurarse parcialmente. A diferencia de lo oscuro y elusivo de referirse a la "población" de cada predio en particular, la población de una especie en una RME puede considerarse espacialmente mejor delimitada y, en términos relativos, demográficamente más cerrada, puesto que la idea sería que las RME se definan precisamente con base en barreras naturales y artificiales, significativas sobre todo para muchas especies terrestres. Asimismo el esquema aquí propuesto puede ser la base para una mejor determinación de la cosecha de una especie en cada una de las RME, tomando a ésta como unidad de gestión y distribuyendo el uso de la cantidad a cosechar entre los predios contenidos en la correspondiente RME.

Pero también deben considerarse los retos que plantea crear un sistema basado en RME. Uno de ellos es que será necesario consolidar métodos y técnicas de campo y análisis adecuados en términos de las características de cada especie, tales que sean un estándar para la gestión de vida silvestre en el país, aún si fuera necesario adaptarlas a las condiciones específicas de cada ecorregión o de sus RME. Cabe señalar que en 2006 se hizo un primer esfuerzo en este sentido en México, mediante un taller de especialistas enfocado

a métodos aceptables para la gestión pública de especies de mamíferos y aves (http://www.ine.gob.mx/dgoece/con_eco/index.html; http://www.ine.gob.mx/dgoece/con_eco/talleres2006.html), sin embargo debe admitirse que por ahora esto ha sido un punto de partida, cuyos resultados aún deben completarse, refinarse y actualizarse, mediante la reiteración de ese ejercicio en lapsos adecuados. Otros posibles retos a considerar son la insuficiente cooperación entre predios con programas de conservación y la insuficiente comprensión de productores agropecuarios, respecto a programas estatales y federales de conservación de especies silvestres en RME; esto puede dificultar el levantamiento coordinado de la información poblacional y de hábitat necesaria para la administración correcta de las distintas RME. Sin embargo este es un problema práctico que se presenta en México y en otras partes del planeta, y que requiere atenderse considerando los entornos socioeconómico y administrativo. Otro posible reto para configurar y operar un esquema de gestión de especies silvestres basado en RME, puede ser la necesidad que plantearía, respecto a una mayor cantidad de personal a cargo de los programas de conservación en los niveles estatal y federal, así como a su progresiva capacitación y actualización; sin embargo, visto en el largo plazo y con enfoque en el mantenimiento de la biodiversidad del país, puede considerarse como un desafío que vale la pena. De hecho, en México hace al menos una década se han venido produciendo cursos de conservación biológica con enfoque hacia especies y hábitat para personal de campo y se han producido publicaciones de referencia técnica.

Parece posible aspirar a que, una vez que se explore a fondo el concepto de RME para México y que se logren definir RME debidamente fundamentadas en cada ecorregión, y que se logre integrar el esquema en los programas estatales de conservación, será posible ordenar mejor las tareas que desempeñe el personal técnico de gobiernos estatales y federal (incluyendo ANP) y de predios particulares. Esto, especialmente respecto al muestreo y análisis de poblaciones de especies silvestres y su hábitat. Si así ocurriera, es previsible que los resultados que se integren logren mayor trascendencia para hacer diagnósticos y pronósticos sobre las poblaciones de la especie de interés en cada RME y para buscar la congruencia de objetivos y acciones de conservación de especies y su hábitat a escalas más amplias. Esto haría trascender los resultados más allá de las propias RME, hacia las ecorregiones y hasta globalmente, para cada especie de interés.

Para aspirar a la conservación de cualquier especie en los contextos global, regional y local, no sólo es necesario definir unidades de escala apropiada para el manejo del taxón y su hábitat sino, además, generar y mantener congruencia y coordinación adecuadas entre los distintos actores del proceso de conservación y sus quehaceres. La congruencia y complementariedad de las acciones de monitoreo y manejo entre predios específicos dentro de cada RME es esencial. Pero puede ocurrir que un predio sea parte de más de una RME, en cuyo caso deberá considerar en su plan de manejo detallado las prioridades de cada RME con la que esté vinculado. A otra escala, también puede acontecer que dos entidades federativas compartan una misma RME, por lo cual sería recomendable que los respectivos programas estatales de conservación busquen la mejor manera de cooperar para el cumplimiento de los objetivos de manejo de esa RME (quizá subdividiendo la RME sólo para fines administrativos, pero manteniendo el espíritu de la misma y dando complementariedad a los respectivos programas estatales para su conservación integral.

El potencial de un esquema de conservación de especies particulares y su hábitat, basado en la teoría de metapoblaciones y materializado en RME, es considerable. Sin embargo, es necesario aplicar un gran esfuerzo para generar este esquema de regionalización ecológica. Pero se justifica pues sería la base para determinar objetivamente las RME para cada especie de interés y las necesidades de conservación en cada una de ellas, tanto de la población como de su hábitat.

Debo reconocer que, por el momento, las ideas que he expresado arriba son en realidad sólo un marco de referencia que intenta promover la aplicación práctica de la teoría de metapoblaciones a la conservación de vida silvestre en México. Sin embargo, estoy convenci-

do de que su análisis a fondo, y la ponderación cuidadosa de retos y oportunidades para su instauración en el país, puede conducirnos a una etapa más avanzada y de mayor efectividad en la gestión de la vida silvestre.

Algunas bases para la integración y manejo de la información del muestreo para cada RME

Bajo el supuesto de que se determinen RME por especie será necesario definir qué tipo de datos resulta necesario recabar en ellas, a fin de hacer evaluaciones y diagnosticar las principales tendencias del hábitat y de las poblaciones de la especie de interés. Con esos datos deberían producirse diagnósticos y pronósticos que orienten todos los programas de manejo en el área de cada RME.

Debe tenerse un primer nivel de acuerdo respecto a las ecorregiones consideradas justificables en el país. A continuación y para cada especie de interés, cada ecorregión debería dividirse en RME determinadas con criterios biogeográficos y de metapoblaciones. En cada una de las RME se necesitará documentar aspectos como:

a) Las asociaciones vegetales presentes, sus tipos y distribución en la RME, el estado de conservación de cada manchón, prioridades para su restauración y necesidades de reconexión entre manchones, de acuerdo con la información histórica disponible.
b) La presencia y distribución de ANP y de predios con programas de manejo de vida silvestre en el área de la RME, determinada mediante un Sistema de Información Geográfica (SIG).
c) La presencia, tipos, magnitudes y distribución de actividades productivas en la RME, igualmente proyectada hasta donde sea posible en el esquema, mediante SIG.
d) Las listas de especies vegetales, animales y de otros grupos biológicos efectivamente presentes en la RME.
e) La presencia, distribución y estado de conservación de especies en riesgo en la RME.
f) La presencia, distribución y estado de conservación, en la RME, de aquellas especies que son de interés por sus usos.

La información gruesa acerca de asociaciones vegetales y otros temas en el área de una RME puede obtenerse de proveedores de imágenes satelitales y procesarse mediante sistemas de información geográfica, para proceder más adelante a las verificaciones de campo necesarias. Con este mismo enfoque pueden hacerse proyecciones geográficas de las ANP y los predios con programas de conservación y manejo de vida silvestre relacionadas con cada RME, así como la de aquellas actividades productivas más relevantes en la propia RME.

Las listas prospectivas de especies vegetales, animales y otras con existencia potencial en la RME pueden obtenerse de la literatura científica disponible y, en el curso de la verificación de campo, puede irse precisando la presencia de las especies de interés en distintos manchones. Esto es especialmente posible si se acuerda algún tipo de colaboración con universidades estatales y otros centros de investigación. En este proceso se incorporaría la verificación de presencia tanto de especies en riesgo como de especies de interés por sus usos. Los métodos de evaluación rápida conocidos como RAP y RAVE pueden ser de utilidad para la verificación de presencia de especies, iniciando así el inventario de cada RME.

Además de completar las listas generales de especies silvestres por RME, resulta de especial importancia para la conservación que, una vez verificada allí la presencia de especies de interés, se recabe información sobre cuáles son las partes de la RME con las que se relacionan de modo más consistente, Asimismo deberá procurarse obtener indicadores demográficos, al menos los básicos, sobre cada especie elegida y hacer el mejor diagnóstico posible sobre cuál es su estado de conservación en la propia RME. Esta información, por su grado de detalle, es la que requiere mayor tiempo, recursos y esfuerzo para su levantamiento; sin embargo, se justifica por la trascendencia especial que tiene para la gestión pública de vida silvestre, especialmente

para las especies que están sujetas a uso en predios contenidos dentro de la RME.

Claramente, esto requiere la participación de personal técnico, quizá preferiblemente del sector oficial, asignado a cada RME o al menos a cada ecorregión. La información fundamental para la gestión de especies en vida silvestre dentro de cada RME, especialmente para aquellas sujetas a uso, incluye la de tipo demográfico. Para que esta información pueda ser representativa de la condición y tendencia de la población de una especie de interés en una RME, necesita levantarse en distintos puntos de muestra, que sean representativos de la propia RME. Esto implica la cuidadosa planeación de los muestreos por RME, con participación de personal técnico calificado y atendiendo a los métodos estándar convenidos para cada especie de interés y su hábitat, y la realización del levantamiento de datos en las ANP y otros tipos de predios presentes en la RME, complementada con aquella información que puedan proveer productores agropecuarios y otros actores sociales.

Especialmente en el caso de las ANP y predios que cuentan con programas de conservación, el trabajo de campo para el seguimiento del hábitat y de poblaciones de especies particulares debe ser robusto. Por fortuna, existen métodos cada vez más refinados para ello, pero veamos por ahora aquellos dirigidos a evaluar la condición y la tendencia de poblaciones animales.

Existen métodos de muestreo basados en el levantamiento de datos de detección de individuos en trayectos (=transectos); si se aplican *en suficientes puntos de muestra en cada RME*, proveerán datos que pueden conducir a estimaciones relativamente aceptables de densidad de población y de composición por sexos y edades de una especie en la RME. Además, de manera paralela es recomendable recabar información para evaluar el estado del hábitat, en cada fecha de muestreo. Varios capítulos de esta obra aportan información al respecto.

Para el caso de la demografía, la información tomada en cada uno de los puntos de muestra de una RME puede sujetarse a análisis numéricos mediante la aplicación de programas de cómputo que, utilizados adecuadamente, pueden proveer datos útiles sobre la condición momentánea de la población y, repitiendo el muestreo sistemáticamente, con el tiempo también sobre las tendencias de la población de la RME. Esta información será de mucha utilidad para la gestión de la RME, puesto que eventualmente puede reflejar inclusive los resultados de programas de restauración del hábitat natural y del manejo de poblaciones de especies de interés particular. Un programa de cómputo ampliamente utilizado para integrar y analizar este tipo de información sobre poblaciones es Distance; actualmente ha evolucionado hasta la versión Distance 5.0 (Thomas *et al*. 2006; Distance 5.0-Versión 2 actualizada en 2008) que incluye varias mejoras en los algoritmos de cálculo. Puede descargarse, mediante registro, desde http://www.ruwpa.st-and.ac.uk/distance/distance50download.html.

Cabe mencionar que la claridad de objetivos y la calidad del diseño de muestreo son lo que hace la diferencia entre un uso prudente de programas como Distance y un uso que puede conducir a sobreestimaciones de población (peligroso para la conservación) o a subestimaciones (que pueden reducir el interés de usuarios en apoyar los programas de conservación).

Los datos que puede proveer la evaluación reiterativa de la densidad y composición de una población por sexos y edades para una especie dada, en cada una de sus RME, pueden extender su utilidad cuando se les vierte en esquemas de análisis a mayor grado de integración, que permiten diagnosticar las mínimas condiciones de población que permitirían -al menos en el plano teórico- a la población de la especie en cada RME subsistir por lapsos prolongados. Uno de los logros más difundidos es el llamado reconocimiento de viabilidad de especies (*population viability assessment*, PVA, por sus siglas en inglés; Simberloff, 1988). El análisis conjunto de viabilidad de población y hábitat para una especie dada, se conoce comúnmente como PHVA (*population and habitat viability analysis*).

El vigoroso desarrollo de estos métodos y la creciente capacidad de cómputo electrónico han conducido a la generación de programas avanzados como Vortex que, en su versión 9.95 (13 de mayo de 2009;

Lacy 2009) ya incluía los factores más relevantes que operan en el proceso de extinción. De esta manera, con una serie de datos (de historia natural, de población, de hábitat y de factores externos como la remoción de individuos) tomados de una muestra *representativa* de las poblaciones de la especie en una RME, es posible calcular posibles trayectorias de la población global de la misma inclusive bajo distintos escenarios. Aunque no se trata de un esquema infalible, este programa de simulación numérica ha probado en numerosos casos ser una herramienta muy útil para el diagnóstico, el pronóstico y la consecuente planeación de estrategias de conservación de las poblaciones de especies que son motivo de preocupación en un área dada. En un esquema de conservación de especies silvestres basado en RME, el uso de programas como Distance y Vortex en cada una de ellas puede ser uno de los elementos clave para una gestión exitosa de los taxones.

En la naturaleza los procesos de extinción incluyen tanto factores deterministas como aleatorios (estocásticos); afortunadamente los métodos de análisis PVA recientes, incluyendo Vortex 9.95 (13 de mayo de 2009; Lacy 2009) han incorporado factores relacionados con la incertidumbre debida a factores del azar y, aunque análisis de este tipo nunca podrán predecir exactamente el futuro de una población silvestre, si se elaboran cuidadosamente, considerando la escala geográfica adecuada y los tiempos adecuados para la especie en su conjunto, ofrecen orientaciones útiles para generar escenarios distintos y preparar mejores estrategias de conservación. Para ilustrar esto; una vez logrado un sistema de referencia estándar para el manejo de una especie y su hábitat (por ejemplo las RME arriba propuestas), además de las evaluaciones del estado y tendencia de la vegetación en cada una de ellas, la población de la especie allí presente puede ser objeto de diagnósticos mediante PVA y PHVA, en distintos tiempos.

Debe quedar claro que el uso de programas indicativos como Vortex u otros de los mencionados *requiere* información de campo muy sólida, recabada con un diseño de muestreo que sea efectivamente representativo para la RME, particularmente acerca de la densidad de individuos de la especie de interés, de la composición por edades y sexos, de los sistemas de apareamiento, y otros aspectos de la historia de vida. Asimismo, la evaluación de los distintos componentes críticos del hábitat de cada una de las especies de interés debe ser sistemática y coordinada. Esto sólo será posible si los distintos predios, las ANP y otros actores relacionados con el medio silvestre coadyuvan para lograr un muestreo representativo.

Es importante mencionar que cualquier estrategia nacional de conservación especie por especie, basada en ecorregiones y sus respectivas RME, debe ser congruente con la estrategia óptima para la conservación global de la especie. A su vez la estrategia nacional debe quedar claramente reflejada en los programas de conservación estatales, para que resulte efectiva. En todas estas escalas de espacio queda implícita la necesidad de lograr acuerdos de cooperación, para que las acciones sean sinérgicas y eficaces.

El manejo de especies silvestres y de su hábitat siempre requiere un análisis de congruencia, comparando reiteradamente entre escalas grandes y pequeñas de espacio y de tiempo. Ninguna estrategia global de manejo de una especie puede prescindir de un análisis suficiente del estado y tendencias de sus poblaciones y de su hábitat al nivel ecorregional, lo que a su vez depende de la determinación periódica del estado y tendencias que guardan las distintas poblaciones componentes (por ejemplo, las poblaciones en cada RME) así como de los factores de demanda y uso real que las afectan.

Hoy parece necesario ir hacia una la conservación de especies silvestres basada en unidades ambientales y de población mejor definidas (por ejemplo, considerando la población en cada RME) unidades dentro de las cuales, se considere a predios específicos como puntos de muestra en una RME y no como áreas que contienen una población *per se*. Este concepto puede ser importante para desarrollar con mayor efectividad un esquema de gestión de vida silvestre, especialmente en un sistema nacional basado en la descentralización, como está ocurriendo en México.

La regionalización ecológica como un marco de referencia estándar

A escala mundial se han reconocido 825 ecorregiones terrestres macro y 425 de agua dulce y 229 marinas (WWF 2009), lo cual provee un marco de referencia de divisiones mayores, basadas en las características ambientales y no en fronteras políticas. Una ecorregión es un área fisiográfica definible tanto por su relativa uniformidad interna como por su diferenciación respecto a otras, vecinas. La uniformidad dentro de cada ecorregión se puede avaluar en general con base en el relieve (espacios continuos, delimitados por barreras geográficas), en la presencia de un régimen climático determinado, en la hidrología de superficie, en las comunidades vegetales presentes, y también en los patrones de distribución de especies animales, fúngicas y de otros tipos. Aunque no se trata de divisiones obligatorias para los gobiernos, son divisiones del mundo natural que tienen una base científica y que representan cierta congruencia ecológica, lo que resulta de utilidad práctica para los gobiernos si éstos refieren a esas ecorregiones sus estrategias y programas de conservación, particularmente los enfocados a especies. Otra de las grandes ventajas del uso de las ecorregiones es que proveen una base objetiva para articular la cooperación internacional en materia de conservación, puesto que algunas de ellas comprenden territorios de dos o más países. Por ejemplo, en el caso de México y de los Estados Unidos de Norteamérica, la distribución geográfica de distintas especies de vertebrados en el área fronteriza se halla estrechamente relacionada con ecorregiones determinadas, las cuales proveen un marco de referencia común para los programas cooperativos para la conservación, pues las necesidades de conservación que debe atender cada país son las mismas, aunque los presupuestos y la operación se manejen de modo independiente.

A una escala más reducida, esas grandes ecorregiones pueden ser divididas en ecorregiones menores, las cuales adquieren un sentido más práctico desde el punto de vista de la generación y puesta en práctica de estrategias de conservación de especies dentro de cada país.

Además de lo anterior, debe tenerse presente que muchas especies animales tienen alta movilidad individual y/o suelen organizarse en grupos (hatos, manadas, parvadas, cardúmenes) que utilizan, de distinta manera y en diferentes tiempos, partes definidas de una ecorregión. Por esto, una vía para tratar de incrementar la efectividad de programas de conservación y manejo enfocados a especies particulares es ponderar previamente su patrón de presencia en una ecorregión menor dada, así como los modos, extensión y ubicación de sus movimientos dentro de la misma (y hacia otras, si fuera el caso), para tratar de determinar la necesidad de eventuales subdivisiones, en términos de unidades de hábitat que tengan sentido práctico para definir unidades de manejo de población más objetivas (por ejemplo las RME que aquí se propone empezar a definir para México). Es justo reconocer que, con otros nombres, conceptos similares al de las RME existen en varios países, los cuales tratan de efectuar el manejo con base en un sistema formado por ese tipo de unidades.

Asimismo hay que decir que en un marco administrativo de progresiva descentralización, como el que ha iniciado México desde hace algunos años, el concepto de RME puede hacer más efectiva y práctica la gestión. Pero también obliga al fortalecimiento técnico y al incremento de personal especializado, especialmente en aquellas oficinas estatales responsables de la gestión de vida silvestre. Para el gobierno federal también podría resultar útil la definición de RME puesto que, en principio, provee un marco geográfico más natural para la concertación de acciones de conservación entre los actores sociales dentro de cada unidad y, por otro lado, permite integrar mejor las cifras nacionales con base en la información por RME. Esto será útil para determinar la situación nacional de aquellas especies de mayor importancia por su demanda de uso y, también, para determinar eventuales cambios de situación de aquellas especies en riesgo, entre otros muchos aspectos.

Por otra parte, un esquema de gestión pública de vida silvestre basado en ecorregiones y sus respectivas

subdivisiones (tales como las eventuales RME), permitiría atender mejor a algunas especies que efectúan extensos movimientos migratorios, determinando cuáles ecorregiones y RME tocan en su ruta (o rutas) de migración, para así intentar distribuir mejor las responsabilidades de las distintas RME que cuentan con hábitat críticos para las distintas fases de la historia de vida de esas especies (cortejo, reproducción, alimentación, crecimiento, o más frecuentemente tránsito y descanso en México). Claramente, la participación nacional en el diseño y operación de estrategias de conservación continentales y subcontinentales también podría beneficiarse de este enfoque.

Al nivel internacional, también es posible conjeturar que el uso de ecorregiones como unidades de referencia (y sus respectivas subdivisiones, RME) puede contribuir a facilitar las interacciones en programas de conservación de hábitat silvestre nativo y de especies. En el caso de la cooperación internacional resultaría esencial que las RME de cada ecorregión que sean adyacentes, en las zonas de frontera, coordinen los respectivos programas en cada país, de modo que resulten complementarios en beneficio del hábitat y de las especies que comparten. Independientemente de que, para avanzar hacia la definición de RME será necesario acordar un marco estándar referencia de las ecorregiones mayores de México mediante ejercicios amplios de consenso, para el caso particular de los estados fronterizos del norte del país es posible iniciar acuerdos provisionales a partir de ecorregiones terrestres previamente reconocidas por el World Wildlife Fund (Olson *et al*. 2001, , que ya se han estimado de interés para la conservación de vertebrados en el norte de México y el sur de los Estados Unidos de Norteamérica. Este esquema, de hallarse justificado para la franja norte de México, puede ser una base común para actuar en cada estado fronterizo mexicano, y simplemente requerirá articularse con la regionalización ecológica que logre consenso en el país. Para ilustrar mejor este esquema preexistente, se muestran las ecorregiones reconocidas por el WWF en la frontera común entre México y los EUA.

Ecorregiones reconocidas en el N de México y el S de EEUU (WWF, de oeste a este):

NA1201	California Coastal Sage and Chaparral
NA0526	Pinares y Encinares de las Sierras de Juárez y de San Pedro Mártir
NA1310	Desierto Sonorense
NA0503	Montañas y Bosques de Arizona
NA1303	Desierto Chihuahuense
NA0303	Pinares y Encinares de la Sierra Madre Oriental
NA1312	Mezquital Tamaulipeco
NA1311	Bosques Húmedos de Veracruz
NA0701	Pastizales Costeros del Oeste de la Costa del Golfo
NA0201	Bosques Subtropicales Secos Transicionales de Sonora-Sinaloa

Conclusiones

Las actividades de conservación suelen hacer mayor sentido cuando se refieren a ecosistemas, pues mediante su aplicación se espera que éstos mantengan, a través de plazos largos, sus atributos naturales de composición de especies, de estructura y de funcionalidad de procesos naturales, inorgánicos y orgánicos. En este aspecto pueden distinguirse dos vertientes: la conservación y la restauración; claramente la primera suele ser menos costosa e incierta que la segunda, pues esta última implica un alto conocimiento de los componentes y procesos de regulación de los ecosistemas, para tratar de inducir su regeneración funcional (generalmente no es posible regresar al estado original), así como un alto costo de las acciones para lograrlo. La conservación implica claramente que al mantener los ambientes silvestres nativos, se está propiciando que cada especie cumpla por largo tiempo su papel fundamental en el mantenimiento de esos atributos entrelazados del ecosistema.

Precisamente por ello es que, en casos donde se empieza a apreciar deterioro de un ecosistema, puede resultar de particular interés enfocar una o varias especies, sobre todo cuando algún cambio de uso, por ejemplo del suelo y el agua, amenaza su permanencia y

estabilidad natural. Por otro lado, cuando especies silvestres particulares han sido objeto de uso prolongado por el hombre, las amenazas pueden gravitar sobre la totalidad de la especie (amenaza global) o bien sobre determinadas poblaciones regionales o locales, pero en todos los casos ameritan una atención especial, sin que ello signifique desatender los aspectos esenciales de la conservación del ecosistema (el cual representa el hábitat de esas especies de interés focal). El uso de cualesquiera recursos bióticos, incluyendo poblaciones de especies silvestres, implica la responsabilidad de mantenerlos a salvo de un deterioro permanente. Como es probable que distintas poblaciones locales de una misma especie se hallen en diferentes estados de conservación, es indispensable mantener una visión global de la especie como guía al tomar las decisiones de manejo para poblaciones particulares y para su hábitat local.

En el caso de ambientes previamente alterados es recomendable intentar la restauración, induciendo la restitución de flora y fauna nativas para recuperar, en plazos medianos y con grados de éxito variables, la posibilidad de usar especies silvestres en esos lugares en lugar de simplemente abandonarlos y empezar a afectar otras áreas que aún presentan su cobertura vegetal y fauna originales.

Por otra parte, la conservación de especies individuales puede tener distintas connotaciones, dependiendo de si se trata de una especie cosmopolita o de muy amplia distribución en un continente; o por el contrario, de una especie microendémica (característica de una sola localidad o de un área extremadamente pequeña, por ejemplo, restringida a unas cuantas decenas de kilómetros cuadrados). Asimismo, hay especies cuyas poblaciones se distribuyen de manera relativamente homogénea en todo su ámbito geográfico, en tanto que otras se distribuyen -o se concentran- sólo en ciertas porciones a manera de parches, irregulares en tamaño y forma. Esto obedece en buena parte al grado de homogeneidad o heterogeneidad del entorno natural. Además, algunas especies incluyen en su historia de vida movimientos extensos que inclusive pueden ser cíclicos (como los migratorios), que ocurren en muy distintas escalas geográficas y en distintos momentos, a veces en ciclos anuales y a veces en ciclos multianuales; todo esto debe considerarse en cualquier iniciativa de conservación orientada a especies en particular y requiere recurrir al mejor conocimiento científico disponible sobre cada especie de interés. Un ejemplo claramente ilustrativo son las aves migratorias, cuya conservación exige que se consideren sus distintas necesidades tanto en las áreas de reproducción como en las de invernada, las cuales suelen ser muy distintas y pueden estar a miles de kilómetros una de otra.

Como puede colegirse a partir de los argumentos presentados, una estrategia que pretenda dirigirse a la conservación de una especie dada necesitará considerar previamente las características propias de la especie y sus necesidades de hábitat, varios aspectos de su historia natural, distintas escalas geográficas y de tiempo, y los factores humanos que le son desfavorables o que, por el contrario, pueden favorecerla.

También es importante mencionar que tanto en escalas grandes como relativamente pequeñas, pueden existir tendencias geográficas que podrían significar factores de riesgo directo o indirecto para una especie dada. Particularmente, un bajo grado de continuidad e integridad del hábitat y un descenso de la densidad de las poblaciones de la especie pueden constituir por sí mismos un riesgo para la permanencia de ésta, por las consecuencias que tienen sobre los aspectos ecológicos y genéticos. Así, por ejemplo, para una especie cuya distribución original fue continua en una amplia extensión en el último millón de años, si el hábitat hubiera sido fragmentado en el último siglo por destrucción del hábitat o por la construcción de barreras, podría ver severamente afectada su integridad y funcionalidad genética, incluso de modo irreversible. Frecuentemente, los humanos erigimos barreras de alto impacto negativo para la integridad y funcionalidad de poblaciones de especies silvestres, al construir infraestructura para nuestras actividades (carreteras, cercas ganaderas, dilatados campos de cultivo, largos muros de control fronterizo y otros)

De presentarse y mantenerse ese tipo de circunstancias y tendencias adversas para una especie, la consecuencia última será su extinción. Consecuentemente,

aún para una especie cuya distribución original fue amplia, y que solía hallarse esparcida de forma más o menos homogénea en el paisaje, con densidades comparativamente altas, si se produjera fragmentación del hábitat y deterioro más allá del límite de resistencia y resiliencia del ecosistema local en cada fragmento, se tendrían condiciones de amenaza para la especie, que pueden causarle daño severo, perceptible en escalas de tiempo desde breves hasta amplias. El pronóstico sería aún peor para una especie originalmente menos extendida y menos abundante, con hábitat y hábitos muy especializados; en tal caso, si ocurriera fragmentación ostensible de sus poblaciones y su densidad disminuyera en cada fragmento, en presencia de deterioro del hábitat la probabilidad de su extinción sería alta. Y si además se tratase de una especie sujeta a uso humano, simplemente los factores de riesgo se multiplican. Para especies en esas circunstancias originales de distribución restringida, hábitat especializado y densidades bajas, cualquier tendencia de deterioro tendría que detectarse muy oportunamente, para intentar revertirla lo antes posible. Obviamente, esto no puede hacerse si se crece de información suficiente y adecuada.

Por todo esto, además de mantener una perspectiva muy clara de la conservación de los ecosistemas naturales, puede resultar necesario crear e impulsar estrategias de conservación enfocadas a especies particulares. Al hacerlo, debe quedar claro que el precio de omitir la consideración de la escala geográfica y de la escala de tiempo puede significar el fracaso y la consecuente pérdida del taxón. Esto es especialmente cierto cuando se desarrollan acciones locales de conservación aisladas, o sin coordinación, que no se encuentran adecuadamente enmarcadas en las necesidades que se han identificado para la especie, es decir, para el conjunto de sus poblaciones en toda su área de distribución.

La conservación, vista a distintas escalas, implica que es necesario continuar la protección y salvaguarda de áreas naturales con hábitat íntegro en todo el país, tanto como enfocar esfuerzos hacia la conservación de especies individuales. Esto último puede responder a la necesidad de remover o reducir el riesgo de extinción que pesa sobre algunos taxones, o a la demanda de uso de ciertas especies por ciertos grupos humanos. En el proceso de manejo para la conservación de especies es necesario tener una visión y estrategia global, pero que considere explícitamente los problemas que existen a escalas progresivamente más detalladas, hasta llegar al nivel de predios. La integración de conocimiento científico de tipo biogeográfico, ecológico y de historia de vida, de cada especie que se desea manejar, es fundamental así como también lo es la integración funcional de acciones locales, cuya suma sinérgica alimente con resultados la implementación de la estrategia global.

En México, un factor que puede resultar de alto beneficio para la conservación enfocada en especies es la instauración de un sistema de manejo que considere las distintas escalas de espacio, particularmente la definición de ecorregiones mayores y sus ecorregiones menores componentes y, en última instancia, para cada especie de interés, sus patrones de distribución, de uso de hábitat, de sistema social y reproducción, de movimientos conocidos y, si es posible, unidades genéticas poblacionales reconocibles. Con esa información pueden determinarse Regiones de Manejo por Especie (RME), las cuales permitirán dar mayor congruencia a los esfuerzos que se hagan en los distintos predios que, como las UMA, tienen la obligación de proteger tanto al ambiente natural presente como, centralmente, a aquellas especies que se pretende utilizar en forma sustentable. Este es un caso en el cual, seguramente, el resultado final puede ser mayor que la simple suma de las partes en beneficio de la biodiversidad.

Reconocimentos

Agradezco a mi colega y amigo Pablo Zamorano, así como a dos revisores anónimos, las sugerencias que hicieron este capítulo mucho más objetivo y legible.

Literatura citada

Álvarez Romero, J., R. Medellín, A. Oliveras, H. Gómez de Silva y O. Sánchez. 2008. *Animales exóticos en México: una amenaza para la biodiversidad*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Instituto de Ecología, UNAM, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México, D. F., 518 pp.

Bailey, R. G. 1983. Delineation of Ecosystem Regions. *Environmental Management* 7(4):365-373.

Bailey, R. G. 2005. Identifying Ecoregion Boundaries. 2005. *Environmental Management* 34(Supplement 1):S14-S26.

Bermingham, E., S. Rohwer, S. Freeman y C. Wood. 1992. Vicariance biogeography in the Pleistocene and speciation in North American wood warblers: a test of Mengel's model. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 89:6624–6628.

Bobe, R., K. Behrensmeyer y R. E. Chapman. 2002. Faunal change, environmental variability and late Pliocene hominid evolution. *Journal of Human Evolution* 42:475-497.

Brussard, P. F. 1985. Minimum viable populations: how many are too few? *Restoration and Management Notes* 3:21-25.

Busch, D. E. y J. C. Trexler (eds.). 2003. *Monitoring Ecosystems: Interdisciplinary approaches for evaluating ecoregional initiatives*. Island Press, 447 pp.

Clark, T. W., R. M. Warneke y G. G. George. 1990. Management and conservation of small populations. Pp. 1-18 en: T. W. Clark y J. H. Seebeck (eds.) *Management and conservation of Small Populations*. Chicago Zoological Society, Chicago, Ill.

Costanza, R., J. Cumberland, H. Daly, R. Goodland y R. Norgaard. 1999. *Una introducción a la economía ecológica*. 1a. Ed. Compañía Editorial Continental, México, D. F., 303 pp.

Cracraft, J. 1994. Species Diversity, Biogeography, and the Evolution of Biotas. *American Zoologist* 34(1):33-47.

Crandall, K. A., O. R. P. Bininda-Emonds, G. M. Mace y R. K. Wayne. 2000. Considering evolutionary processes in conservation biology. *Trends in Ecology and Evolution* 15:290-295.

Czech, B. 2000. Economic growth as the limiting factor for wildlife conservation. *Wildlife Society Bulletin* 28(1):4–15.

Daalsgard, B., G. M. Hilton, G. A. L. Gray, L. Aymer, J. Boatswain, J. Daley, C. Fenton, J. Martin, L. Martin, P. Murrain, W. J. Arendt, D. W. Gibbons y J. M. Olesen. 2007. Impacts of a volcanic eruption on the forest bird community of Montserrat, Lesser Antilles. *Ibis* 149:298–312.

Davis, M. B., R. G. Shaw y J. R. Etterson. 2005. Evolutionary responses to changing climate. *Ecology* 86(7):1704-1714. Disponible en línea: http://www.esajournals.org/doi/abs/10.1890/03-0788.

Dechaine, E. G. y A. P. Martin. 2004. Historic cycles of fragmentation and expansion in *Parnassius smintheus* (Papilionidae) inferred using mitochondrial DNA. *Evolution* 58(1):113–127.

Erickson, J. D. 2000. Endangering the economics of extinction. *Wildlife Society Bulletin* 28(1):34-41.

Gaines, W. L., R J. Harrod y J. F. Lehmkuhl. 1999. Monitoring Biodiversity: Quantification and Interpretation. United States Department of Agriculture Forest Service, Pacific Northwest Research Station. General Technical Report PNW-GTR-443 Marzo de 1999, Portland, OR.

Gilpin, M. e I. Hanski. 1991. *Metapopulation Dynamics: Empirical and Theoretical Investigations*. Academic Press, San Diego, CA.

Gilpin, M. y M. Soulé. 1986. Minimum viable populations: processes of species extinction. Pp. 19-43 en: M. E. Soulé (ed.) *Conservation Biology*. Sinauer Associates. Sunderland, Mass.

Grumbine, R. E. 1994. What is ecosystem management? *Conservation Biology* 8(1):27-38.

Hall, C. A. S., P. W. Jones, T. M. Donovan y J. P. Gibbs. 2000. The implications of mainstream economics for wildlife conservation. *Wildlife Society Bulletin* 28(1):16-25.

Ho, M. W. y B. Tappeser. 1997. Potential contributions of horizontal gene transfer to the transboundary movement of living modified organisms resul-

ting from modern biotechnology. Pp. 171-193 en: K. J. Mulongoy (ed.) *Transboundary Movement of Living Modified Organisms Resulting from Modern Biotechnology: Issues and Opportunities for Policy-Makers*. International Academy of the Environment,Switzerland. Disponible en línea como: Transgenic Transgression of Species Integrity and Species Boundaries - Implications for Biosafety http://www.psrast.org/wanho.htm.

Kerkhoff, A. J. y B. J. Enquist. 2007. The implications of scaling approaches for understanding resilience and reorganization in ecosystems. *BioScience* 57: 489–499.

Lacy, B. 2009. VORTEX Population Viability Analysis Software. Disponible para descarga en línea mediante registro http://www.vortex9.org/vortex.html.

Lemelin, L. V., L. Imbeau, M. Darveau y D. Bordage. 2007. Local, short-term effects of forest harvesting on breeding waterfowl and Common Loon in forest-dominated landscapes of Quebec. *Avian Conservation and Ecology - Écologie et conservation des oiseaux* 2(2): 10. Disponible en línea http://www.ace-eco.org/vol2/iss2/art10.

Levins, R. 1969. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bulletin of the Entomology Society of America* 71: 237-240

Levins, R. 1970. Extinction. Pp. 77-107 en: M. Gerstenhaber (ed.). *Some Mathematical Problems in Biology. American Mathematical Society*. Providence, Rhode Island.

Loreau, M. y N. Behera. 1999. Phenotypic Diversity and Stability of Ecosystem Processes. *Theoretical Population Biology* 56:29-47.

Maynard Smith, J. 1998. *Evolutionary Genetics*. Segunda edición. Oxford University Press, Oxford.

McCullough D. R. 1996. Introduction. Pp. 1-10. En: D. R. McCullough (ed.). *Metapopulations and Wildlife Conservation*. Island Press, Washington, D.C.

McNeely, J. A., K. R. Miller, W. V. Reid, R. A. Mittermeier y T. B. Werner. 1990. *Conserving the World's Biological Diversity*. IUCN, Gland, Switzerland, WRI, CI, WWF-US y World Bank, Washington, D. C., 193 pp.

Nunez-Iturria, G. O. Olsson y H. F. Howe. 2008. Hunting reduces recruitment of primate-dispersed trees in Amazonian Peru. *Biological Conservation* 141:1536–1546.

Olivieri, I., D. Couvet y P. H. Gouyon. 1990. The genetics of transient populations. Research at the metapopulation level. *Tree* 5:207-210.

Olson, D. M., E. Dinerstein, E. D. Wikramanayake, N. D. Burgess, G. V. N. Powell, E. C. Underwood, J. A. D'Amico, I. Itoua, H. E. Strand, J. C. Morrison, C. J. Loucks, T. F. Allnutt, T. H. Ricketts, Y. Kura, J. F. Lamoreux, W. W. Wettengel, P. Hedao y K. R. Kassem. 2001. Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth. *Bioscience* 51(11):933-938.

Omernik, J. M. 2004. Perspectives on the Nature and Definition of Ecological Regions. *Environmental Management* 34 Suplemento 1, pp. 27-38.

Pearman, P. B. 2001. Conservation value of independently evolving units: Sacred cow or testable hypothesis? *Conservation Biology* 15:780-783.

Petit, R. J., A. ElMousadik y O. Pons. 1997. Identifying populations for conservation on the basis of genetic markers. *Conservation Biology* 12: 844-855.

Pyke, C. R. 2007. The implications of global priorities for biodiversity and ecosystem services associated with protected areas. *Ecology and Society* 12(1):4. Disponible en línea: http://www.ecologyandsociety.org/vol12/iss1/art4/.

Reid, W. V y K. R. Miller. 1989. *Keeping Options Alive: The Scientific Basis for Conserving Biodiversity*. World Resources Institute, Washington, D. C.

Republic of Uzbekistan. 1998. Biodiversity Conservation. National Strategy and Action Plan. Tashkent, UZ. Disponible en línea http://bpsp-neca.brim.ac.cn/books/actpln_uzbek/index.html.

Rohde, K. 1992. Latitudinal gradients in species diversity: the search for the primary cause. *Oikos* 65:514-527.

Sánchez, O. 2005. Restauración ecológica: algunos conceptos, postulados y debates al inicio del siglo XXI. Pp. 15-29 en: O. Sánchez, E. Peters, R. Márquez-Huitzil, E. Vega, G. Portales, M. Valdés y D. Azuara

(eds.). *Temas sobre restauración ecológica*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, U. S. Fish & Wildlife Service, Unidos para la Conservación, A. C., México, D. F., 256 pp.

Simberloff, D. 1988. The contribution of population and community biology to conservation science. *Annual Review of Evolution and Systematics* 19:473-511.

Strayer, D. L., V. T. Eviner, J. M. Jeschke y M. L. Pace. 2006. Understanding the long-term effects of species invasions. *Trends in Ecology and Evolution*, 21(11): 645-651.

Thomas, L., J. L. Laake, S. Strindberg, F. F. C. Marques, S. T. Buckland, D. L. Borchers, D. R. Anderson, K. P. Burnham, S. L. Hedley, J. H. Pollard, J. R. B. Bishop y T. A. Marques. 2006. Distance 5.0. Research Unit for Wildlife Population Assessment, University of Saint Andrews, UK. Disponible en línea http://www.ruwpa.st-and.ac.uk/distance.

Tilman, D., 2000. Causes, consequences and ethics of biodiversity. *Nature* 405: 208-211.

Underhill, P. A., P. Shen, A. Lin, L. Jin, G. Passarino, W. Yang, E. Kauffman, B. Bonne-Tamir, J. Bertranpetit, P. Francalacci, M. Ibrahim, T. Jenkins, J. Kidd, S. Qasim Mehdi, M. Seielstad, R. Wells, A. Piazza, R. Davis, M. Feldman, L. Cavalli-Sforza y P. Oefner. 2000. Letter, Nature Genetics. V. 26, November. Wolpoff, Milford H. (in a post entitled: "No *Homo erectus* at Ngandong" to Human Origins News) Disponible en línea http://www.pro-am.com/ origins/news/article 19.html.

Van Vuuren, D. P., O. E. Sala, and H. M. Pereira. 2006. The future of vascular plant diversity under four global scenarios. *Ecology and Society* 11:(2): 25. Disponible en línea http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss2/art25.

Weber, M.; G. García-Marmolejo y R. Reyna-Hurtado. 2006. The Tragedy of The Commons: Wildlife Management Units in Southeastern Mexico. *Wildlife Society Bulletin* 34(5): 1480-1488.

Woodruff, D. S. 2001. Declines of biomes and biotas and the future of evolution. Report of the Colloquium ''The Future of Evolution,'' held March 16–20, 2000, at the Arnold and Mabel Beckman Center in Irvine, CA. Proceedings of the National Academy of Sciences, 98(10):5471–5476.

World Wildlife Fund. 2009a. World Ecoregions. Disponible en línea http://www.worldwildlife.org/science/ecoregions/item1847.html.

World Wildlife Fund. 2009b. Terrestrial Ecoregions, GIS Database Download. Disponible para descarga en http://www.worldwildlife.org/science/data/item6373.html.

La importancia de un enfoque regional para la conservación del hábitat natural en la frontera norte de México

Héctor Moya, Eduardo Peters y Pablo Zamorano

La conservación de la biodiversidad es una tarea compleja en la que los esfuerzos realizados operan a diferentes escalas en el tiempo y en el espacio (The Nature Conservancy *et al.* 2003). Actualmente hay un creciente número de esfuerzos encaminados a conservar la gran riqueza biológica y los procesos naturales; los programas de conservación son cada vez más ambiciosos, involucrando una mayor cantidad de recursos financieros y humanos, y aunque se ha diseñado una gran variedad de estrategias de conservación, actualmente no existe un consenso acerca de la mejor manera de tener éxito ya que depende de la complejidad del medio, las características socioculturales del entorno y la visión ecológico-económico-cultural de los actores.

Uno de los problemas a los que se enfrentan los planeadores de la conservación es tomar decisiones sobre el objeto de conservación, la forma en que destinarán los esfuerzos y los recursos y, finalmente, la escala geográfica a la que se llevará a cabo el programa. Respecto al objeto de conservación existen dos planteamientos: proteger las especies y las poblaciones individuales o proteger su hábitat. Por otra parte, las estrategias de conservación también pueden dividirse en aquellas que promueven la inversión directa para la conservación de áreas y/o especies, y aquellas que promueven el uso y manejo sustentable de los recursos naturales (Low 2003) como medida de conservación. Existen diferentes escalas geográficas contempladas por los planeadores o interesados en la conservación; global, regional o local (Low 2003, The Nature Conservancy *et al.* 2003; Walker 2004). Sin embargo, la mayoría de los expertos coinciden en que lo esencial es la conservación de los ecosistemas, asegurando su funcionalidad.

La literatura demuestra como muchos de los esfuerzos de conservación, en general han sido llevados a escalas locales y los conceptos y metodologías para la planeación a escala regional son un asunto relativamente reciente. Sin embargo, debido a la complejidad y la dinámica de los sistemas naturales, se ha enfatizado la necesidad de conservar la biodiversidad a múltiples escalas dentro de un contexto ecosistémico o de paisaje, junto con los procesos ecológicos que los mantienen (Poiani y Richter 2000).

A nivel internacional los planes de conservación se están dirigiendo hacia grandes áreas designadas como *puntos calientes* (*hotspots*), es decir, ecorregiones de alta diversidad biológica que frecuentemente son áreas que, traspasando los límites políticos, comparten características biológicas y ambientales y se encuentran amenazadas. Esta perspectiva de gran escala para la conservación de la biodiversidad ha sido reconocida como necesaria para asegurar la preservación de los procesos ecológicos, la viabilidad de las poblaciones de especies silvestres y para conservar áreas suficiente-

mente amplias que puedan resistir disturbios y cambios ambientales.

Las tendencias actuales en el manejo ambiental y de los recursos naturales se enfocan hacia una visión regional más colaborativa e integrada (Cortner y Moote 1994; Grumbine 1994; Innes y Booher 1999; Schuett *et al*. 2001; Margerum 2002). Actualmente, el tema de la conservación a escala regional se encuentra involucrado en conceptos como *manejo de ecosistemas* y *planeación colaborativa*. Esta perspectiva reconoce la gran complejidad ecosistémica, tomando en cuenta los procesos naturales que ocurren a nivel de paisaje, o a un nivel mayor, e involucrando a varios actores en la planeación y el manejo (Grumbine 1994; Yaffee 1996; Margerum 1999).

El manejo de ecosistema tiene el reto de mantener la integridad ecológica a partir de cinco objetivos principales (Grumbine, 1994):

- mantener poblaciones silvestres viables
- representar de manera equitativa a los diferentes tipos de ecosistemas
- mantener los procesos ecológicos que suceden en los ecosistemas
- propiciar una protección del potencial evolutivo de especies y ecosistemas, y
- considerar al humano como parte del ecosistema

El manejo basado en ecosistemas debe ser ejecutado con protocolos, políticas y prácticas que consideren a los procesos ecológicos (integridad) como punto de partida y no sólo a sus elementos (diversidad) como comúnmente sucede (Angermier y Karr 1994). Así, la diversidad es sólo una propiedad colectiva de los elementos del sistema y la integridad es una propiedad del sistema. Una biota con alta integridad refleja procesos de evolución natural y biogeográfica e incluye escalas espacio-temporal más amplias, incluyendo procesos celulares, genéticos y ecosistémicos, mientras la diversidad indica cuantos tipo de células, genes o ecosistemas existen en una escala espacio-temporal determinada. Así el manejo ecosistémico ofrece una reconsideración del marco de como los humanos podemos trabajar con la naturaleza y concluye que la política de conservación debe enfocarse a los procesos organizacionales más que a la presencia o ausencia de sus elementos.

La experiencia ha mostrado que los proyectos a escala regional requieren el apoyo de los actores locales para lograr éxito en los esfuerzos de conservación. Excepto por las áreas remotas y bien conservadas, los sistemas ecológicos están generalmente embebidos dentro de áreas que incluyen a la gente que vive y trabaja ahí (Low 2003). Las amenazas son generadas por los usos de la tierra y el desarrollo, aspectos generalmente incompatibles con la naturaleza. Las soluciones a estos problemas requieren el trabajo con los pobladores, las autoridades y los gobiernos locales.

De ahí la importancia de contar con una estrategia global a largo plazo basado en el modelo de manejo ecosistémico y manejo adaptativo donde confluyan principios democráticos, análisis científicos y educación y aprendizaje institucional para no sólo restringir el uso de la palabra sustentabilidad a fines políticos sino realmente buscar esa condición en el ecosistema y sus pobladores (Christensen *et al*. 1996).

En esta estrategia global de conservación, también es imperante resaltar que los ecosistemas son dinámicos en espacio y tiempo y que las poblaciones humanas deben de adaptarse a estos cambios sin esperar que el ecosistema se adapte a las necesidades de la humanidad. Además, se debe considerar en su estructura el término incertidumbre y asumir con responsabilidad las consecuencias de sucesos inesperados para lo cual debe de existir una planeación previa.

La vegetación en la frontera norte de México

La frontera entre México y Estados Unidos es considerada como una de las regiones más dinámicas de ambos países. Tan sólo la población conjunta de los municipios y condados fronterizos ascendió de 2.3 millones en 1950 a 9 millones en 1990 (Ham-Chande 1991). Este acelerado crecimiento ha generado cons-

tantes presiones sobre el medio ambiente y los recursos naturales y gran parte de los ecosistemas naturales de la región han sido modificados o están en peligro de desaparecer, lo que repercutiría irremediablemente en los ámbitos económico y social (Ojeda-Revah y Espejel 1993).

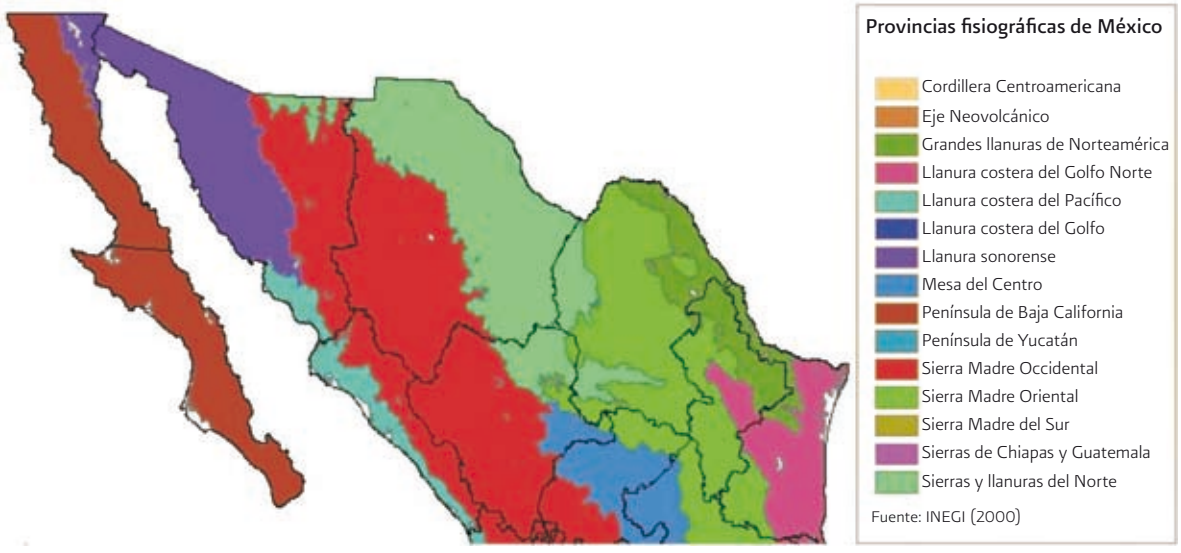
Los estados de la frontera norte de México se ubican entre las latitudes en la que se localizan los grandes desiertos mundiales del hemisferio norte (Dimmitt 2000) por arriba de los 30° y hasta los 50° de latitud, y que corresponden a zonas subtropicales de alta presión atmosférica (USGS 1997). De tal manera, los fenómenos naturales que ocurren en esta zona reflejan en general condiciones de aridez, por lo que prevalecen matorrales xerófilos y pastizales. Este patrón árido se interrumpe por grandes cadenas montañosas que lo atraviesan y presentan un clima templado-húmedo y origina la presencia de bosques de pino-encino entre otros, cortando así la homogeneidad de la zona (Rojas *et al*. 1986) y junto con la variedad de formas geológicas y topográficas, convierten a la región en un mosaico heterogéneo de ecosistemas.

La riqueza florística de la región consta de 2,500 especies en el desierto sonorense (23.2% endemismos), 3,500 en el desierto chihuahuense (28.5% endemismos) y de 1,800 a 2,000 especies de la provincia biótica tamaulipeca (Nabhan 1989).

Regiones fisiográficas en los estados de la frontera norte

La República Mexicana es considerada unos de los países con mayor diversidad topográfica y geológica a nivel mundial (González-Medrano, 2004). En este sentido, México ha sido regionalizado en provincias fisiográficas, que son unidades morfológicas superficiales con características distintivas; de origen y fisonomía propios, con un origen geológico unitario sobre la mayor parte de su área, así como una litología característica (INEGI 2007). De las quince provincias fisiográficas que conforman al país, ocho se localizan dentro de los límites políticos de los estados de la frontera norte de México (véase figura 1). Estas son: Península de la Baja California (Baja California), Llanura Sonorense (Baja California, Sonora), Sierra Madre Occidental (Sonora, Chihuahua), Sierras y Llanuras del

Figura 1. Provincias fisiográficas en los estados de la frontera norte de México Fuente: conjunto de datos vectoriales de la carta provincias fisiográficas, escala 1: 1'000,000 INEGI, 2000 (continuo nacional)



Norte (Chihuahua, Coahuila), Sierra Madre Oriental (Coahuila, Nuevo León, Tamaulipas), Grandes Llanuras de Norteamérica, (Coahuila, Nuevo León, Tamaulipas), Llanura Costera del Pacífico (Sonora), Llanura Costera del Golfo Norte (Nuevo León, Tamaulipas). Las características de cada una de las regiones fisiográficas se encuentran resumidas en la tabla I.

Cada provincia fisiográfica se caracteriza no sólo por su historia geológica y su composición petrológica particulares, sino por una serie de factores físicos y bióticos que se asocian de manera directa o indirecta, como el tipo de suelo, el clima y la vegetación.

Tipos de vegetación en los estados de la frontera norte de México

La distribución de los diferentes tipos de vegetación es el resultado de una interacción histórica entre las características físicas del ambiente y las comunidades vegetales que las habitan. Esta interacción entre los diferentes factores genera una serie de patrones particulares que determinan la distribución y la abundancia de cada especie vegetal (Petrik y Wild, 2006).

En la actualidad, la clasificación de la vegetación se basa no solo en la composición florística y las formas de vida de las plantas, sino también en la fisonomía y la estructura de la comunidad, así como en algunos rasgos ambientales y la distribución geográfica de las plantas (González-Medrano 2004). Un ejemplo claro de la relación de la vegetación con los factores físicos es la correspondencia de los tipos de vegetación propuestos por Rzedowski (1978) las provincias fisiográficas de México (figura 2).

De acuerdo con la clasificación de la vegetación de Rzedowski (1978) existen ocho grandes tipos de vegetación en los estados de la frontera norte. La clasificación y la nomenclatura de las comunidades vegetales de Rzedowski es muy general y con poco nivel de resolución, pero continúa siendo de utilidad. Se han realizado otros esfuerzos para delimitar y detallar a escala más fina a las comunidades vegetales del país sobre una base cartográfica, como el Inventario Forestal Nacional (2000), la Serie III (2002) y la Serie IV (2007) de INEGI de la carta del uso del suelo y vegetación que permiten un acercamiento a situaciones más locales.

En la tabla II se muestran los tipos de vegetación por estado, de acuerdo con la Serie III de la carta de uso del suelo y vegetación. Se puede notar que el estado de Tamaulipas es el que posee más tipos de vegetación (25) de todos los estados fronterizos, mientras que Nuevo León y Baja California posen menos (20) en parte como respuesta a una menor heterogeneidad de condiciones ambientales.

Por otra parte, la tabla IIb muestra los tipos de vegetación asociados a las provincias fisiográficas de la frontera norte de México. Se puede notar que las dos

Figura 2. Tipos de Vegetación de los estados de la frontera Norte de México Fuente: conjunto de datos vectoriales de la carta de Vegetación Potencial de Rzedowski, escala 1: 4'000,000.

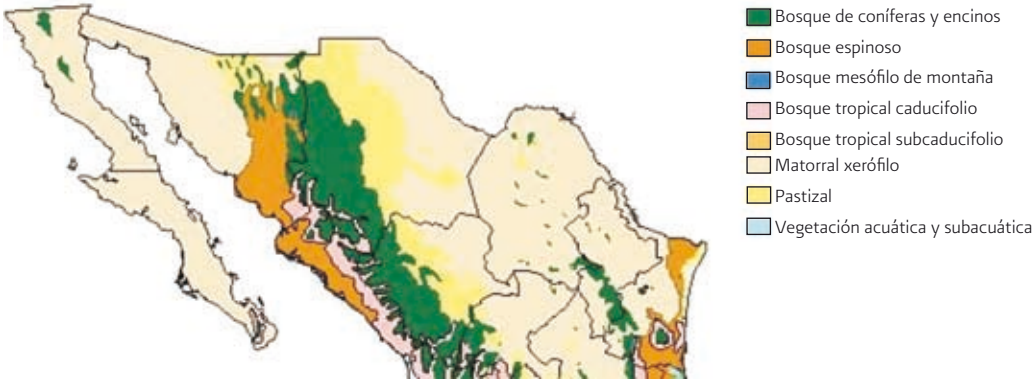


Tabla I. Características de las provincias fisiográficas en los estados de la frontera norte de México según González-Medrano (2004)

Provincia fisiográfica	Estados fronterizos que involucra	Característica
Península de la Baja California	Baja California	En a porción norte destaca la Sierra de San Pedro Mártir, con altitudes que sobrepasan los 3,000 m. La geomorfología de la península está caracterizada por sierras orientadas de forma paralela a la península, con escarpes abruptos hacia el Golfo y pendientes suaves hacia el Pacífico. La costa oeste es rocosa, con espectaculares acantilados y las costas orientales son variables.
Llanura Sonorense	Baja California, Sonora	Consta de una serie de sierras paralelas, con una orientación nor-noroeste a sur-sureste, separadas entre sí por grandes bajadas y llanuras extensas que se van ampliando hacia la costa. Aunque la mayor parte de la cuenca del río Colorado se ubica en los EE.UU., forma un gran delta en su desembocadura en el Golfo de California. Al oriente de este río se localiza una extensa zona de dunas, casi desprovistas de vegetación, que llegan hasta la Sierra del Pinacate, que con sus cráteres, mesetas de lava y su gran volcán integran una discontinuidad fisiográfica en esta provincia.
Sierra Madre Occidental	Sonora, Chihuahua	Constituye un importante sistema montañoso, de origen ígneo, volcánico en su mayor parte; la sierra se levanta hasta los 3,000 msnm con una región escarpada orientada al occidente; hacia el oriente la sierra desciende a una región con grandes mesetas. Las condiciones geológicas y fisiográficas tan peculiares de esta sierra han propiciado la formación de cañones profundos sobre su vertiente occidental, entre los que destaca el Cañón del Cobre, labrado por el río Urique y sus afluentes.
Sierras y Llanuras del Norte	Chihuahua, Coahuila	Esta provincia, enclavada en un ambiente árido y semiárido, se extiende hasta parte de los EE.UU. Sus sierras bajas y abruptas quedan separadas entre sí por grandes bajadas y llanuras; son frecuentes las cuencas endorreicas o bolsones, algunos de ellos salinos, a veces con desarrollo de lagos temporales. A 50 km al sur de Ciudad Juárez existe uno de los campos de dunas (de arena) más extensos del país, el de Samalayuca. Al sur de esta provincia se extiende la Laguna de Mayrán o Bolsón de Coahuila y más al sur se continúa la antigua región lacustre de los bolsones de Viesca así como otra pequeña zona de dunas, la de Bilbao.
Sierra Madre Oriental	Coahuila, Nuevo León, Tamaulipas	Sus montañas están constituidas por rocas sedimentarias de origen marino, calizas y lutitas, principalmente de la era Mesozoica; los estratos de estas rocas están doblados a manera de grandes pliegues, que forman una sucesión de crestas alternadas con bajos; las cumbres están entre los 2,000 y 3,000 msnm. Al oeste de Ciudad Victoria existen ventanas erosionables que permiten observar los afloramientos de rocas más antiguas de esta provincia: rocas metamórficas como gneiss y esquistos del Precámbrico y del Paleozoico, que constituyen el basamento de la sierra.

Tabla I. Continúa

Provincia fisiográfica	Estados fronterizos que involucra	Característica
Grandes Llanuras de Norteamérica	Coahuila, Nuevo León, Tamaulipas	Se extiende hasta Canadá y se desarrolla en su mayor parte en los EE.UU. Presenta una alternancia de llanuras y lomeríos compuestos por rocas sedimentarias del Terciario que no han sido plegadas fuertemente, por lo que muestran un relieve suave, semejante a una penillanura. En algunas localidades afloran cuerpos intrusivos. A principios del Terciario hubo un fuerte depósito de sedimentos transportado por los ríos en la llamada cuenca de Burgos, lo que originó la regresión marina hacia el oriente, que continua hasta hoy; así, las rocas más antiguas están depositadas al occidente y los depósitos más recientes al oriente. Las rocas más importantes son lutitas y areniscas.
Llanura Costera del Pacífico	Sonora	Es una llanura costera angosta y alargada, cubierta en su mayor parte por materiales depositados por los ríos, es decir aluviones, que bajan hasta el mar desde la Sierra Madre Occidental. Los ríos forman deltas en sus desembocaduras, como los de los ríos Yaqui, Fuerte y Grande de Santiago. Hacia la costa se han desarrollado algunas lagunas y albuferas.
Llanura Costera del Golfo Norte	Nuevo León, Tamaulipas	Esta provincia se comparte con EE.UU.; dentro del territorio mexicano se ensancha hacia el norte, a lo largo del río Bravo. Presenta las características de una costa emergida y se ve interrumpida por algunas sierras aisladas como la de Tamaulipas, de San Carlos, de Cruillas y la Serranía del Burro. Hacia el noroeste hay una alternancia de lomeríos con extensas llanuras. Existen lagunas costeras, siendo la mayor la Laguna Madre. La mayor parte de las rocas son sedimentarias, calizas y lutitas cretácicas en las Sierras de San Carlos y de Tamaulipas; calizas terciarias y lutitas depositadas al noreste de Tamaulipas (cuenca de Burgos) y otras al sudeste (cuenca de Tampico-Misantla). En esta provincia es posible encontrar intrusiones de rocas ígneas ácidas e intermedias, rocas de origen volcánico, del Terciario al Cuaternario, distribuidas al norte de Tamaulipas y cerca de Ciudad Mante.

sierras más extensas del país, la Sierra Madre Oriental y la Sierra Madre Occidental, poseen el mayor número de tipos de vegetación de todas las provincias fisiográficas fronterizas, atraviesan varios estados y albergan una gran gama de condiciones ambientales, mientras que las regiones de llanuras representadas por la Llanura Sonorense, la Llanura Costera del Pacifico, las Llanuras del Norte y las Grandes Llanuras de Norteamérica, poseen menor número de tipos de vegetación y sus condiciones ambientales han favorecido el predominio de los matorrales de zonas áridas y semiáridas.

Ecotonos y otras áreas de contacto entre distintos tipos de vegetación

Definir los límites entre las comunidades vegetales es complicado, dado que la transición entre una y otra

Tabla IIa. Tipos de vegetación de los estados de la frontera norte de México. Fuente: Datos vectoriales de la carta de uso del suelo y vegetación, escala 1: 250 000 Serie III (INEGI 2002).

Tipo de vegetación	Baja California	Sonora	Chihuahua	Coahuila	Nuevo León	Tamaulipas
Vegetación acuática y subacuática						
Manglar		*				*
Tular o popal	*					*
Vegetación de galería	*	*	*	*		*
Selvas subhúmedas y secas						
Mezquital	*	*	*	*	*	*
Palmar	*					*
Selva baja caducifolia		*	*			*
Selva baja espinosa caducifolia		*	*		*	*
Selva baja espinosa subperennifolia						*
Selva baja subcaducifolia						*
Bosques de coníferas y encinos						
Bosque de ayarín			*	*	*	
Bosque de encino	*	*	*	*	*	*
Bosque de encino-pino		*	*	*	*	*
Bosque de galería	*	*	*	*	*	*
Bosque de oyamel			*	*	*	
Bosque de pino	*	*	*	*	*	*
Bosque de pino-encino		*	*	*	*	*
Bosque de tascate	*	*	*	*	*	*
Bosque mesófilo de montaña						*
Chaparral	*	*	*	*	*	
Matorral de confieras					*	
Pastizal	*	*	*	*	*	*
Pradera de alta montaña				*		
Matorrales de zonas áridas y semiáridas						
Matorral crasicaule	*	*		*		*
Matorral desértico micrófilo	*	*	*	*	*	*
Matorral desértico rosetófilo	*	*	*	*	*	*
Matorral espinoso tamaulipeco				*	*	*
Matorral rosetófilo costero	*					
Matorral sarcocaule	*	*				
Matorral sarco-crasicaule	*	*				
Matorral submontano			*	*	*	*
Matorral subtropical		*	*			
Pastizal gipsófilo					*	

Tabla IIa. Continúa

Tipo de vegetación	Baja California	Sonora	Chihuahua	Coahuila	Nuevo León	Tamaulipas
Pastizal gipsófilo					*	
Pastizal halófilo	*	*	*	*	*	*
Vegetación de desiertos arenosos	*	*	*	*		
Vegetación de dunas costeras	*	*				*
Vegetación gipsófila				*		
Vegetación halófila	*	*	*	*	*	*
Total de tipos de vegetación	20	23	21	22	20	25

no siempre parece ser muy clara. Las zonas de transición entre las comunidades constituyen ambientes especiales con características ecológicas particulares. Asociadas a estas zonas se encuentran los ecotonos y los bordes.

Un borde es un área en donde se dividen o encuentran dos comunidades vegetales. Un ecotono es una zona en donde no solo se encuentran las comunidades sino que se integran, produciendo una zona de características mixtas.

Por su parte, los bordes pueden señalar cambios abruptos de las condiciones ambientales (Smith y Smith, 2000) por causas naturales o antropogénicas por lo que, para propósitos de sistematización, se han clasificado en:

a) Bordes inherentes. Son bordes habitualmente estables y permanentes, que han sido definidos por condiciones ambientales a largo plazo.
b) Bordes inducidos. Son bordes con permanencia temporal, producidos por perturbaciones periódicas o procesos estocásticos, sean naturales o de origen antropogénico.

Los bordes en las comunidades naturales acarrean una serie de fenómenos ecológicos que se conocen como *efectos de borde* y que se originan por la yuxtaposición de ambientes distintos en un ecosistema.

Hoy en día, el hombre ha alterado en su propio beneficio la mayor parte de la tierra emergida útil (Lord y Norton 1990) con la fragmentación inducida y destrucción de su hábitat, produciendo así cambios progresivos en la configuración del paisaje (Santos y Tellería 2006) que pueden definirse adecuadamente mediante la tendencia de cinco variables paisajísticas que cambian simultáneamente y que tienen, en conjunto, un incidencia perniciosa sobre la supervivencia de las especies afectadas (Saunders *et al*. 1991; Fahrig 2003), estas son: pérdida regional en la cantidad del hábitat, disminución del tamaño medio de los ecosistemas fragmentados, aumento del número de fragmentos de hábitat resultantes, aumento de la distancia entre fragmentos y efecto de borde.

La fragmentación y el aislamiento como factores de deterioro de los ecosistemas

La fragmentación es un proceso de degradación de los ecosistemas, ocasionado principalmente por actividades humanas como la deforestación, la expansión urbana, la construcción de carreteras, el aclareo de tierras, el cambio de uso de suelo, entre otras. En este proceso, áreas naturales continuas resultan fraccionadas en parches de tamaños y formas variables, con diferente grado de dispersión y de discontinuidad espacial (Lord y Norton 1990; Franklin *et al.* 2002). En general, el proceso de fragmentación es la interrupción de la continuidad del hábitat; la continuidad a su vez es crítica para el funcionamiento de los ecosistemas. Debido a

Tabla IIb. Tipos de vegetación por provincia fisiográfica en la frontera norte de México. Fuente: Datos vectoriales de la carta de uso del suelo y vegetación, escala 1: 250 000 Serie III (INEGI 2002).

Tipo de Vegetación	Península De Baja California	Llanura Sonorense	Llanura Costera Del Pacifico	Sierra Madre Occidental	Sierras Y Llanuras Del Norte	Sierra Madre Oriental	Grandes Llanuras De	Llanura Costera Del Golfo Norte
Vegetación acuática y subacuatica								
Manglar	*	*	*					*
Tular o Popal	*	*	*	*		*	*	*
Selvas subhúmedas y secas								
Mezquital	*	*	*	*	*	*	*	*
Palmar	*		*			*		*
Selva Baja Caducifolia	*	*	*	*		*		*
Selva Baja Espinosa Caducifolia		*	*	*		*	*	*
Selva Baja Espinosa Subperennifolia								*
Selva Baja Subcaducifolia				*		*		
Selva Mediana Subcaducifolia			*	*		*		*
Selva Mediana Subperennifolia			*	*		*		*
Selva Alta Perennifolia						*		*
Selva Alta Subperennifolia								*
Selva de Galeria				*		*		
Bosques de coníferas y encinos								
Bosque de Ayarín				*		*		
Bosque de Encino	*	*	*	*	*	*	*	*
Bosque de Encino-Pino	*			*	*	*		*
Bosque de Galería	*	*	*	*	*		*	*
Bosque de Oyamel				*		*		
Bosque de Pino	*			*	*	*	*	*
Bosque de Pino-Encino	*			*	*	*		*

Tabla IIb. Continúa

Tipo de Vegetación	Península De Baja California	Llanura Sonorense	Llanura Costera Del Pacifico	Sierra Madre Occidental	Sierras Y Llanuras Del Norte	Sierra Madre Oriental	Grandes Llanuras De	Llanura Costera Del Golfo Norte
Bosque de Tascate	*			*	*	*	*	
Bosque Mesófilo de Montaña				*		*		
Chaparral	*			*	*	*	*	
Matorral de Coníferas						*		
Pastizal	*	*		*	*	*	*	
Pradera de Alta Montaña						*		
Matorrales de zonas áridas y semiáridas								
Matorral Crasicaule	*	*		*	*	*	*	*
Matorral Desértico Micrófilo	*	*	*	*	*	*	*	*
Matorral Desértico Rosetófilo	*			*	*	*	*	*
Matorral Espinoso Tamaulipeco						*	*	*
Matorral Rosetófilo Costero	*							
Matorral Sarcocaule	*	*	*	*				
Matorral Sarco-Crasicaule	*	*	*					
Matorral Sarco-Crasicaule de Neblina	*		*					
Matorral Submontano				*	*	*	*	*
Matorral Subtropical		*		*				
Pastizal Gipsófilo						*		
Pastizal Halófilo	*		*	*	*	*	*	*
Vegetación de Desiertos Arenosos	*	*			*	*		
Vegetación de Dunas Costeras	*	*	*					*
Vegetación de Galería	*	*	*		*	*	*	*
Vegetación Gipsófila						*		
Vegetación Halófila	*	*	*	*	*	*	*	*
Total de tipos de vegetación	25	17	18	27	17	33	17	25

que los ecosistemas funcionan en un amplio intervalo de escalas (Lord y Norton 1990), la fragmentación no está restringida a ninguna escala en particular y sus efectos tampoco.

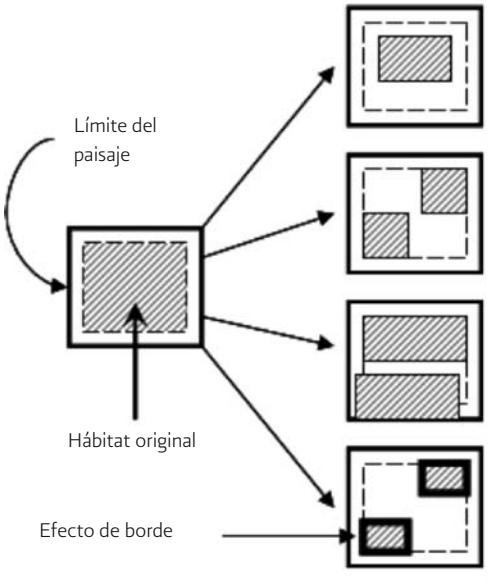
La fragmentación por si misma es un agente de deterioro y/o pérdida de los hábitat que tiene varios efectos asociados, como la disminución del área total del hábitat, la disminución del área de los fragmentos remanentes, el aumento en el número de fragmentos del hábitat remanente y la disminución en la conectividad de los fragmentos (Meffe y Carroll 1994).

Es importante resaltar que un hábitat específico para una población o especie en particular, puede abarcar más que un simple tipo de vegetación y, en realidad, es la suma de los recursos específicos para la población o la especie (Franklin *et al.* 2002). De tal manera, cuando un área es sujeta a procesos de fragmentación se deterioran los hábitat de diferentes especies y, aún cuando estos prevalezcan, su calidad puede verse afectada.

La pérdida de hábitat puede ocurrir independientemente de que exista fragmentación. De acuerdo con Franklin y colaboradores (2002) existen cuatro posibles escenarios de degradación de hábitat dentro de un paisaje (figura 3). El primero incluye la pérdida de hábitat sin procesos de fragmentación; el segundo es una combinación de la pérdida de hábitat y de fragmentación; el tercero incluye la fragmentación sin pérdida de hábitat, pero que implica cambios o extensiones del hábitat local dentro de los límites del paisaje, por ejemplo, cuando se intenta efectuar medidas de compensación o mitigación; el cuarto escenario es una derivación del segundo, pero incluye un factor anexo que incluye cambios en la calidad del hábitat por efecto de borde.

Los efectos de la fragmentación de los hábitat sobre los seres vivos son múltiples, sin embargo, dentro de los más comunes se encuentran los cambios en la estructura espacial de la vegetación, el efecto de borde, la disminución del tamaño poblacional y otros aspectos demográficos, el aislamiento genético entre

Figura 3. Relación entre Pérdida de hábitat, fragmentación y calidad de hábitat en un paisaje determinado. Adaptado de Franklin *et al.* (2002)



Pérdida de hábitat	Fragmentación
Si	No
Si	Si
No	Si
Si	Si Cambio en la calidad de hábitat

subpoblaciones y la endogamia (Herrerías y Benítez-Malvido 2005).

Pérdida de área en hábitat deteriorado

Una de las consecuencias típicas de los procesos de deterioro de los ecosistemas es la pérdida de hábitat para muchas especies (Ehrlen y Eriksson, 2000). Esta pérdida se manifiesta como una disminución del área de un hábitat o de un fragmento de hábitat, lo que trae como consecuencia la disminución en abundancia, cambios en la distribución o extirpación e incluso la extinción local o regional de las poblaciones o especies.

La teoría de biogeografía de islas propuesta por McArthur y Wilson (1963) hace clara mención sobre la relación entre el área de una isla y el número de especies que la ocupan. Esta relación especies área (REA) se ha convertido en una de las piedras angulares de la biología de la conservación (Ney-Nifle y Mantel 2000), ya que al ser extrapolada a las "islas de hábitat" o fragmentos de hábitat en paisajes terrestres permite predecir hasta cierto punto las tasas de colonización-extinción de las especies que los ocupan (p. ej. Laurance *et al.* 1999), y ha sido ampliamente utilizada para sustentar el diseño de reservas naturales.

La REA se basa en el cambio en el número de especies en una isla o un fragmento de hábitat en función del cambio en el área del mismo. Mientras un incremento en el área puede traer como consecuencia un incremento en el número de especies o poblaciones de especies (figura 4a), la pérdida sostenida del área de los fragmentos de hábitat puede llevar a la extinción local de las especies o poblaciones (figura 4b).

Pérdida de la conectividad del hábitat

Los efectos de la pérdida y la degradación de hábitat se magnifican con la perdida de conectividad, el aumento del aislamiento y los efectos provocados por el cambio climático. Se considera que el aislamiento de hábitat por barreras a la dispersión o a libre movimiento de los organismos es un efecto de la fragmentación tan importante como la reducción en el área.

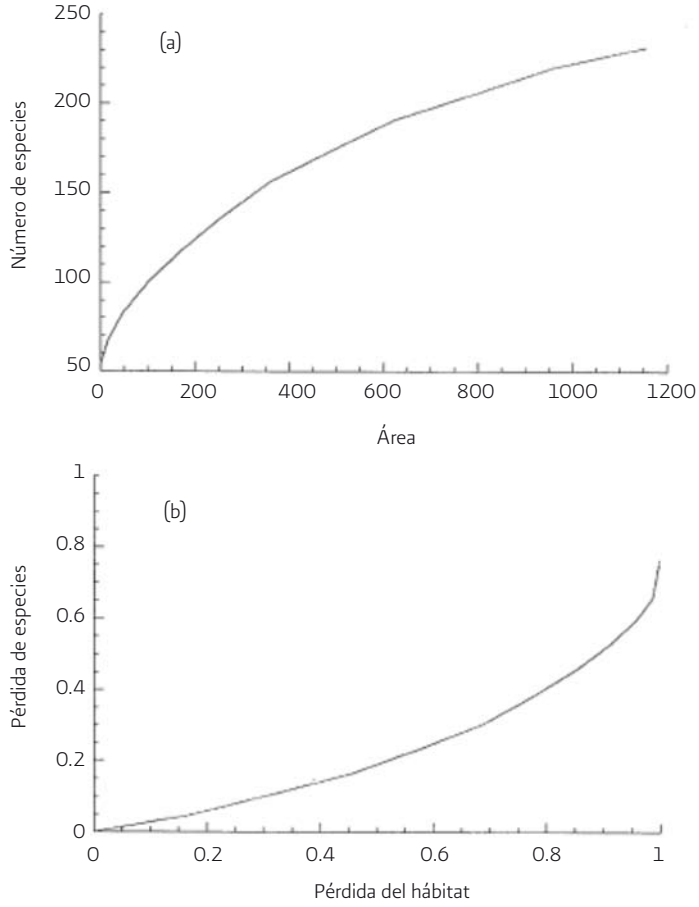
Aunado a lo anterior, el cambio climático representa un reto para la estrategia tradicional de la conservación de la biodiversidad que se basa en áreas protegidas fijas, porque se espera que el cambio climático cambie la distribución de áreas adecuadas para muchas especies (Willians *et al.* 2005) ya que algunas especies, solo persistirán si pueden colonizar nuevas áreas (Pounds y Crump 1990; Kiesecker *et al.* 2001; Pounds 2001).

Por ello, es necesario incorporar políticas de manejo de ecosistemas basado en diseño de redes de reservas donde la conectividad sea parte de la función objetivo de la conservación y no una limitación (Orestes-Cerdeira *et al. en prensa*). Este enfoque debe de incluir un compactación de reservas (reducción de superficie pero incremento de los límites) (Cabeza *et al.* 2004, McDonell *et al.* 2002), la planificación de la contigüidad de la unidad (Fuller *et al.* 2006), la cohesión y proximidad de las reservas (Rothley, 1999) y el diseño de corredores biológicos (Williams 1998).

Lo anterior permitiría complementar el modelo actual de reservas estáticas para que éstas sean consideradas como parte del paisaje dinámico, dando paso a la creación de reservas dinámicas en tiempo y espacio donde el humano es parte de y no aparte de la naturaleza y así favorecer a la expresión de la resiliencia ecológica y concebir a los disturbios como parte de la dinámica de los ecosistemas (Bengtsson *et al.* 2003).

El concepto del ciclo de renovación de los ecosistemas implica más que simplemente decretar una reserva natural con el único propósito de mantenerla tal como está, lo anterior no garantizará la protección de la biodiversidad dentro de la reserva porque la perturbación es parte de la dinámica, ya que una reserva es un sistema abierto que en cualquier momento se puede ver afectada por las perturbaciones que suceden fuera de sus límites y si una reserva no está preparada para recibir afectaciones, cualquier cambio puede alterar la capacidad de la reserva para reorganizarse después de la perturbación, dichos cambios provocan legados duraderos en la estructura física y biológica del paisaje, situación

Figura 4. a) Relación entre el número de especies y el área de una isla o un fragmento de hábitat. b) Relación de la proporción de pérdida en el número de especies y la proporción de pérdida de hábitat. Adaptado de Ney-Nifle y Mangel (2000).



que influye directamente en los procesos de los ecosistemas por décadas o siglos (Foster *et al.* 1998) y que de alguna forma, refuerzan la resistencia y resiliencia del sistema antes y después de los disturbios.

Los disturbios más que considerarse como enemigos de las reservas, deben de concebirse como aliados del sistema y pueden contribuir a la formulación de planes y estrategias de manejo basándose en los regímenes históricos de los disturbios incluyendo en la metodología además de la variables superficie, los términos frecuencia, probabilidad y severidad (Ciessel *et al.* 1999).

El propósito de reserva dinámica es mantener la diversidad dentro y entre los grupos funcionales y así garantizar la capacidad de amortiguamiento y uso sostenible de los recursos naturales. De esta manera, las actividades humanas no están separadas de la conservación de la biodiversidad y las reservas dinámicas deben ser colocadas tanto en espacios dominados por la producción humana junto con los paisajes y los ecosistemas más prístinos.

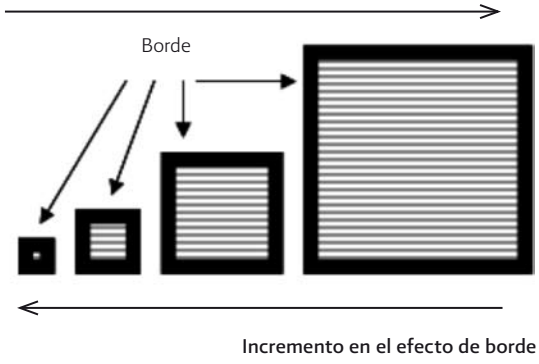
Una vez logrado esta integración, se estarían complementando las dos corrientes filosóficas de la conservación imperantes en nuestros días, la primera lla-

mada composicionalismo que concibe a la naturaleza mediante la ecología evolutiva y considera a *Homo sapiens* separado de la naturaleza; y una segunda corriente llamada funcionalista, que concibe a la naturaleza mediante la ecología de ecosistemas y considera a *Homo sapiens* como parte de la naturaleza (Callicot *et al*., 1999).

Efecto de borde

Uno de los problemas asociados a la fragmentación es que el espacio disponible de los fragmentos de hábitat remanentes, en realidad, puede ser mucho más pequeño de lo que parece. Además del efecto de la reducción de área, existe una serie de fenómenos asociados conocidos comúnmente como efecto de borde. Cuando se interrumpe la continuidad de un ecosistema se crea un borde, y el área fuera del límite del fragmento es alterada, el ecosistema es seriamente afectado a alguna distancia desde el borde hacia el centro. El efecto de borde implica un cambio en la calidad de hábitat. En general, mientras que este cambio en la calidad del hábitat favorece el establecimiento de especies invasoras y oportunistas, en la mayoría de los casos afecta negativamente a las especies locales.

Figura 5. Relación entre el área del fragmento y el perímetro del borde bajo el supuesto de que la amplitud del borde es la misma en todos los casos



El efecto de borde se manifiesta de diferentes maneras, comprometiendo la capacidad de los organismos para sobrevivir o continuar sus funciones biológicas y afectando los procesos ecológicos. Algunos ejemplos de sus efectos son los cambios en la estructura y la composición vegetal (Laurance *et al*. 1999), cambios en la tasa de acumulación de biomasa (Laurance *et al*. 1997), aumento de la tasa de depredación hacia el borde del fragmento (Andren y Angelstam 1988), cambios en la tasas de supervivencia y aumento de la mortalidad (Anderson y Boutin 2002), cambios en la distribución y la abundancia, entre otros.

El efecto de borde se presenta en función de la forma y el tamaño del fragmento y es especialmente más pronunciado en fragmentos pequeños. Esto se debe a la relación perímetro/área (RPA). Por ejemplo, un fragmento de forma cuadrada con un área de 1 km^2 y un perímetro de 4 km tiene una RPA= 4; en cambio un fragmento cuadrado con un área de 25 km^2 y un perímetro de 20 km tiene una RPA= 1.25. Cuanto más grande sea el valor de RPA mayor es el grado de exposición al efecto de borde (Figura 5).

Resistencia y resiliencia de los ecosistemas

Un ecosistema es una unidad natural conformada por factores bióticos y abióticos entre los que existe intercambio de materia y transferencia de energía, a través de una red multidimenssional de procesos, entre todos sus componentes. Al igual que todos los sistemas naturales, los ecosistemas tienen un cierto intervalo de tolerancia a diferentes tipos de perturbaciones o cambios ambientales de corto o largo plazo, dentro de un esquema de equilibrio dinámico.

La *resistencia ecológica* ha sido definida como la capacidad o cantidad de disturbio que un ecosistema puede tolerar sin sufrir cambios significativos en sus procesos y estructuras (Gunderson 2000). La capacidad de carga de los ecosistemas está íntimamente relacionada con su resistencia a perturbaciones ambientales.

Por otra parte, la *resiliencia ecológica*, término acuñado por Holling (1973), es la capacidad de un ecosistema para regresar a un estado estable tras una perturbación. Esta capacidad tiene un umbral, el cual representa el límite hasta el cual un ecosistema puede soportar tales perturbaciones sin desequilibrarse definitivamente. En general, ésta es mantenida por procesos fundamentales a lo largo de una gran cantidad de escalas, fuentes de renovación y regeneración, y biodiversidad funcional (Bengtsson *et al.* 2003) a lo que se le conoce como capacidad adaptativa (Gunderson 2000).

Lineamientos generales para la conservación y la recuperación ecológica

Los involucrados en la conservación de la naturaleza buscan mantener varios aspectos importantes: la diversidad biológica, la composición, la estructura y el funcionamiento de dichos sistemas (integridad ecológica) y su resiliencia y capacidad de persistir en el tiempo (salud ecológica) (Callicott *et al.* 1999).

a) La diversidad biológica es una medida de la diversidad de toda la vida en todos los niveles de organización.
b) La integridad ecológica es una medida de la composición, la estructura y el funcionamiento de los sistemas biológicos.
c) La salud ecológica es una medida de la resiliencia de los sistemas biológicos y de su capacidad de mantenerse en el tiempo.

Los esquemas de conservación, en general, requieren la combinación de muchas estrategias diferentes como las que se enlistan a continuación (sin un orden jerárquico de importancia):

a) Proteger especies en riesgo de extinción.
b) Designar reservas ecológicas.
c) Disminuir la magnitud de los impactos humanos sobre los sistemas naturales.
d) Recuperar los ecosistemas que han sido degradados.
e) Aumentar las poblaciones con individuos provenientes de cultivos o en cautiverio.
f) Controlar el número de individuos cosechados en la naturaleza.
g) Prevenir el establecimiento de especies exóticas, o en dado caso de que ya se dio, eliminarlas, controlarlas, erradicarlas.
h) Entender y participar en los procesos de creación de políticas públicas.
i) Educar a otros acerca de la importancia de la conservación.

Sin embargo, estas estrategias deben ponerse en práctica de manera conjunta para garantizar el éxito del esquema de conservación. Por otra parte, cuando se trata de que los esquemas de conservación se lleven a diferentes escalas, se deben de considerar otros aspectos más allá de los enlistados arriba. Se deben considerar los determinantes ecológicos que inciden sobre la funcionalidad y la conectividad de los sistemas ecológicos.

La visión de conservación a gran escala implica conservar una gama de sistemas ecológicos y especies nativas viables dentro y a través de eco-regiones. Las áreas funcionales de conservación requieren de un gradiente de escalas de complejidad, el cual va desde sitios que conservan un pequeño número de sitios clave para la conservación, hasta grandes paisajes que conservan muchos de esos sitios clave a escalas espaciales múltiples. Los sitios funcionales de escala regional requieren grandes áreas para mantener los procesos necesarios para conservar a las especies, las comunidades o ecosistemas claves.

En otras palabras, cuando se trata de establecer esquemas de conservación a escala regional, éstos deben promover proyectos que contemplen sistemas interconectados de áreas de conservación y manejo, las cuales deberán estar unidas a través de corredores biológicos y tierras circundantes que funcionen como zonas de amortiguamiento (McGregors 2003). El sistema debe estar unido de tal manera que se permita la

conectividad de los procesos de los ecosistemas y de las poblaciones silvestres, a través del paisaje y de los límites jurisdiccionales (Noss 1992).

Las Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre (UMA) y su papel en la conservación del hábitat

Se sabe que el esquema de UMA para el norte de México, ha brindado resultados satisfactorios para la conservación de los ecosistemas y la vida silvestre (Zamorano, 2009) y ha ayudado a que los estados fronterizos, sean aquellos en los cuales se mantiene la mayor cantidad de vegetación natural remanente.

A partir del año 2000, tras la promulgación de la Ley General de Vida Silvestre (LGVS) se consolidó el marco normativo para la protección de especies y sus hábitat; de igual manera se crearon condiciones para su aprovechamiento legal y sustentable. Las Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre (UMA) representan uno de los instrumentos que establece la LGVS para cumplir dicho fin.

El Sistema de UMA promueve esquemas alternativos de producción rural compatible con el cuidado del ambiente, a través del uso adecuado, ordenado y planificado de los recursos naturales renovables, asimismo pretende frenar y revertir los procesos de deterioro ambiental manteniendo las condiciones naturales del hábitat.

De acuerdo con la Ley General de Vida Silvestre, las UMA tienen como objetivo general la conservación del hábitat natural, poblaciones y ejemplares de especies silvestres. De manera específica, las UMA podrán encaminar esfuerzos de restauración, protección, mantenimiento, recuperación, reproducción, repoblación, reintroducción, investigación, rescate, resguardo, rehabilitación, exhibición, recreación, educación ambiental y aprovechamiento sustentable.

La idea general de las UMA es modificar prácticas de subvaloración, de uso abusivo y modelos restrictivos tradicionalmente empleados en el país para la gestión de la vida silvestre; la intención es crear oportunidades de aprovechamiento que sean complementarias de otras actividades productivas convencionales como la agricultura, la ganadería o la silvicultura, y del mismo modo fomentar la conservación del hábitat y las poblaciones de vida silvestre.

Las UMA son predios cuyo régimen de propiedad puede ser privado, ejidal, comunal, federal, estatal o municipal. Para poder establecer proyectos para el establecimiento de una Unidad de Manejo, los propietarios deben presentar un Plan de Manejo ante la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). Los planes de manejo de cada UMA deben incluir un programa de conservación y manejo adaptable del hábitat y de las especies que se desea aprovechar. De acuerdo con la Dirección General de Vida Silvestre el programa de manejo del hábitat debe establecer acciones a corto, mediano y largo plazo, como se ejemplifica en la tabla III.

Un aspecto importante que las autoridades ambientales deberán vigilar es que las acciones de manejo y la conservación del hábitat sean encaminadas, de manera específica, a incrementar la abundancia de aquella(s) especie(s) sujeta(s) a aprovechamiento. Por otra parte, el manejo del hábitat en una UMA debe estar dirigido a mantener o igualar las condiciones ambientales naturales originales, en concordancia con las condiciones de la región y no encaminadas al aumento de la producción de alguna especie en particular.

Las UMA en una perspectiva regional

El conjunto de las UMA se conoce como Sistema de Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre (SUMA). Uno de los objetivos del SUMA, que deberá consolidarse a mediano plazo es conseguir que los programas de manejo y conservación de las UMA se ajusten necesariamente a una escala regional. Las UMA deberán llegar a conformar un sistema de áreas que no sólo conserven la naturaleza dentro de sus límites sino más allá de ellos. De manera ideal las

Tabla III. Ejemplo de un programa de conservación y manejo del hábitat en una UMA

Acción	Plazo	Objetivo	Resultado
Control y erradicación de especies invasoras de flora.	Corto	Eliminar las especies de flora que resulten un factor limitante para la fauna y la flora nativa.	Mejoran las condiciones del hábitat disponible.
Regulación de las actividades rurales productivas	Corto	Restringir los sitios de pastoreo de ganado doméstico dentro de la UMA. Optimizar el uso de suelo agrícola.	Se evita el sobrepastoreo, erosión, pérdida de la calidad del suelo y el crecimiento de la frontera agrícola.
Control de la Erosión	Mediano	Eliminar sitios afectados por actividades humanas (sobrepastoreo, desmonte, etc.) que se encuentren erosionados o propensos a la erosión.	Se detienen los procesos de erosión en zonas afectadas que limitan la distribución de las especies silvestres
Restauración y revegetación de zonas afectadas	Mediano	Promover la sucesión ecológica en sitios afectados que limiten la distribución de las especies silvestres.	Mejora en la calidad y aumento de la superficie del hábitat disponible.
Monitoreo y mantenimiento del hábitat	Largo	Mantener las condiciones ecológicas y la productividad del hábitat.	Hábitat conservado y de alta calidad que permita la autoregeneración de las poblaciones con menos manejo.

UMA deben de estar interconectadas por corredores de conservación y manejo. El reto al que se enfrenta el SUMA es establecer una estrategia a escala regional que permita la conservación de una amplio catálogo de sistemas ecológicos, y de la vida silvestre y la funcionalidad ecosistémica de los mismos.

Esto implica que todas las UMA dentro de una misma región se encarguen no solo del uso sustentable de los recursos naturales para los cuales se les ha otorgado el permiso, sino que se comprometan a compartir información local, a monitorear el desarrollo de los sistemas productivos y biológicos, y a implementar conjuntamente los programas de manejo y conservación de los sistemas ecológicos. Bajo este esquema sería necesaria la creación de una estructura civil o de gobierno que se encargue de centralizar la información generada en las UMA y de coordinar, impulsar y difundir los programas de conservación a nivel regional.

Así, las UMA de la región fronteriza podrán funcionar como un sistema de unidades dinámicas a manera de corredores biológicos, sujetos a un manejo adaptativo donde intereses políticos, sociales, económicos, científicos y culturales compartan el espacio y el tiempo enfocados a mantener la sustentabilidad de la región. Este esquema regional tendría que acoplarse a la gran cantidad de espacios protegidos o sujetos a manejo especial en México y Estados Unidos y dejar a un lado los límites jurisdiccionales de ambos países, permitiendo la continuidad y conectividad de los ecosistemas compartidos.

En concreto, la propuesta consiste en explorar un mecanismo mediante el cual todos los espacios de la conservación de la región fronteriza entre México y Estados Unidos se comuniquen para lograr una integridad ecológica y mantener la biodiversidad de la región.

Se han logrado muy buenos resultados con el hermanamiento de áreas protegidas y algunos espacios silvestres de ambos lados de la frontera y sin embargo estos esfuerzos siguen teniendo un efecto de "islas de conservación" en un mar de actividades productivas y crecimiento urbano desordenado y todo ello con amenazas como son el muro fronterizo (Córdova y de la Parra 2007, Moya y Peters 2008a, 2008b) y con el

agravante de una ambiente cambiante propiciado por el cambio climático.

Literatura citada

Anderson, E.M. y S. Boutin. 2002. Edge effects on survival and behaviour of juvenile red squirrels (*Tamiasciurus hudsonicus*). *Canadian Journal of Zoology* 80(6): 1038-1046.

Andren, H. y P. Angelstam. 1988. Elevated predation rates as an edge effect in habitat islands: experimental evidence. *Ecology* 69(2): 544-547.

Angermeier, P.I. y J.R. Karr. 1994. Biological integrity versus biological diversity as policy directives. *BioScience* 44(10): 690-697.

Bengtsson, J., P. Angelstam, T. Elmqvist, U. Emanuelsson, C. Folke, M. Ihse, F. Moberg, y M. Nyström. 2003. Reserves, resilience and dynamic landscapes. *Ambio* 32(6): 389-396.

Cabeza, M., M.B. Araújo, R.J. Wilson, C.D. Thomas, M.J.R. Cowley y A. Moilanen. 2004. Combining probabbilities of occurrence with spatial reserve design. *Journal of Applied Ecology* 41: 242-262.

Callicott, J.B., L.B. Crowder, y K. Mumford. 1999. Current normative concepts in conservation. *Conservation Biology* 13:22-35.

Christensen, N.L., A.M. Bartuska, J.H. Brown, S. Carpenter, C. D'Antonio, R. Francis, J.F. Franklin, J.A. MacMahon, R.F. Noss, D.J. Parsons, C.H. Peterson, M.G. Turner y R.G. Woodmansee. 1996. The report of the Ecological Society of America Committee on the scientific basis for ecosystem management. *Ecological Applications* 6(3): 665-691.

Cissel, J.H., F.J. Swanson y P.J. Weisberg. 1999. Landscape management using historical fire regimes: Blue River, Oregon. *Ecological Applications* 9(4): 1217-1231.

Córdova, A. y C.A. de la Parra.(Eds.). 2007. *Una barrera a nuestro ambiente compartido, el muro fronterizo entre México y Estados Unidos*. SEMARNAT, INE, COLEF y Consorcio de Investigación y Política Ambiental del Suroeste, México. 214 pp.

Cortner, H.J., y M.A. Moote. 1994. Trends and Issues in Land and Water Resources Management: Setting the Agenda for Change. *Environmental Management* 18(2): 167-173.

Dimmitt, M.A. 2000. Biomes and communities of the Sonoran Desert region. En: S.J. Phillips y P.W. Comus (eds.). *A natural history of the Sonoran Desert*. Arizona-Sonora Desert Museum Press, Tucson. Pp 3-18.

Ehrlen, J. y O. Eriksson. 2000. Dispersal limitation and patch occupancy in forest herbs. *Ecology* 81(6): 1667-1674.

Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology and Systematics* 34: 487-515.

Foster, D.R., D.H. Knight y J.F. Franklin. 1998. Landscape patterns and legacies resulting from large, infrequent forest disturbances. *Ecosystems* 1: 497-510.

Fuller, T., M. Munguía, M. Mayfield, V. Sánchez-Cordero y S. Sarkar. 2006. Incorporating connectivity into conservation planning: a multi-criteria case study from central Mexico. *Biological Conservation* 133: 131-142.

González-Medrano, F. 2004. Las comunidades vegetales de México. 2ª ed. Instituto Nacional de Ecología-SEMARNAT. México, D.F.

Grumbine, R.E. 1994. What is Ecosystem Management? *Conservation Biology* 8(1): 27-38.

Gunderson, L.H. 2000. Ecological resilience in theory and application. *Annual Review of Ecology and Systematics* 31: 425-439.

Ham-Chande, R. 1991. Etnicidad y estructuras de población en la frontera de Estados Unidos con México. *Frontera Norte* 3(5): 119-140.

Herrerías, D. Y., y J. Benítez-Malvido. 2005. Consecuencias de la fragmentación de los ecosistemas. En: Ó. Sánchez, E. Peters, R. Márquez-Huitzil, E. Vega, G. Portales, M. Valdez y D. Azuara (eds). *Temas sobre restauración ecológica*. Instituto Nacional de Ecología (INE-SEMARNAT). Pp 113-126.

Holling, C.S. 1973. Resilence and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 4: 1-23.

Innes, J.E., y D.E. Booher. 1999. Consensus Building and Complex Adaptive Systems: A framework for Evaluating Collaborative Planning. *Journal of the American Planning Association* 65(4): 412-423.

Kiesecker, J. M., A. R. Blaustein y L. K. Belden. 2001. Complex causes of amphibian population declines. *Nature* 410(5): 681-683.

Laurance, W.F., S.G. Laurance, L.V. Ferreira, J. M. Rankin de Merona, C. Gascon, y T.E. Lovejoy.1997. Biomass collapse in Amazonian forest fragments. *Science* 278:1117-1118.

Laurance, W.F., C. Gascon, J.M. Rankin-de Merona. 1999. Predicting effects of habitat destruction on plant communities: a test of a model using Amazonian trees. *Ecological applications* 9(2): 548-554.

Lord, J. M., y D.A. Norton. 1990. Scale and the Spatial Concept of Fragmentation. *Conservation Biology* 4(2): 197-202.

Low, G. 2003. Landscape scale conservation: A practitioner's guide. The Nature Conservancy. Obtenido en Agosto de 2007. <http://conserveonline.org/coldocs/2003/09/Landscape_Practitioners_Handbook_July03_--_NEW.pdf.

Margerum, R.D. 1999. Integrated environmental management: the foundations for successful practice. *Environmental Management* 24(2): 151-166.

Margerum, R.D. 2002. Evaluating collaborative planning: implications from an empirical analysis of growth management. *Journal of the American Planning Association* 8(2): 179-193.

McDonnell, M.D., H.P. Possingham, I.R. Ball y E.A. Cousins. 2002. Mathematical methods for spatially cohesive reserve design. *Environmental Modeling and Assessment* 7: 107-114.

Meffe, G.K., y C.R. Carroll. 1994. *Principles of Conservation Biology*. Sinauer Associates, Massachusetts.

Moya, H. y E. Peters. 2008a. Cercando la naturaleza el muro fronterizo entre México y Estados Unidos. *Especies,* Naturalia A.C.: 18-22.

Moya, H. y E. Peters. 2008b. Poner muros a la vida: entre México y Estados Unidos se construye una barrera artificial a procesos naturales. Gran Angular, Pronatura A.C. 26: 20-27.

Nabhan, G.P. 1989. El papel de la etnobotánica en la conservación de los recursos fitogenéticos en reservas de la biosfera. *Biotam* 1(2): 1-4.

Ney-Nifle, M., y M. Mantel. 2000. Habitat loss and changes in the species-area relationship. *Conservation Biology* 14(3): 893-898.

Ojeda-Revah, L. e I. Espejel. 1993. El sistema de áreas naturales protegidas en la frontera de México y Estados Unidos. *Frontera Norte* 5(10): 11-52.

Orestes-Cerdeira, J., L.S. Pinto, M. Cabeza y K.J. Gaston. En prensa. Species specific connectivity in reserve-network design using graphs. *Biological Conservation.*

Petrik, P., y J. Wild. 2006. Environmental correlates of the patterns of plant distribution at the meso-scale: a case study from Northern Bohemia (Czech Republic). *Preslia* 78: 211–234.

Poiani, K., y B. Richter 2000. Functional landscapes and the conservation of biodiversity. The Nature Conservancy. Obtenido en Agosto de 2007. <http://conserveonline.org/docs/2000/11/WP1.pdf.

Pounds, J.A. 2001. Climate and amphibian declines. *Nature* 410(5): 639-640.

Pounds, J.A. y M.L. Crump. 1990. Amphibian declines and climate disturbence: The case of the golden toad and the harlequin frog. *Conservation Biology* 8(1): 72-85.

Rojas, L., R. Solis, G. Pozo, y V. Sánchez. 1986. Vegetación, fauna y conservación del patrimonio natural en la franja fronteriza México-Estados Unidos. Cuaderno de trabajo. El Colegio de México. México, D.F.

Rothley, K.D. 1999. Designing bioreserve networks to satisfy multiple, conflicting demands. *Ecological Applications* 9(3): 741-750.

Santos, T. y J.L. Tellería. 2006. Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies. *Ecosistemas* 15(2): 1-7.

Saunders, D.A., R.J. Hobbs y C.R. Margules. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5(1): 18-32.

Schuett, M.A., S.W. Selin, y D.S. Carr. 2001. Making It Work: Keys to Successful Collaboration in Natural

Resource Management. *Environmental Management* 27(4): 587-593.

The Nature Conservancy, World Wildlife Fund, Wildlife Conservation Society, Conservation International, and BirdLife International. 2003. A Resource Guide to Terrestrial Conservation Planning at the Regional Scale. Virginia, Estados Unidos. Obtenido en agosto de 2007. <http://conserveonline.org/coldocs/2003/09/region.pdf.

Unites States Geological Survey. 1997. How atmosphere the influences aridity. Obtenido en agosto 2007. <http://pubs.usgs.gov/gip/deserts/atmosphere>

Walker, N. 2004. Effects of regional-scale conservation planning at the local level: Chachi (Cayapa) and Afro-Ecuadorian communities' utilization of the endangered coastal forests of the Ecuadorian Chocó and their understanding of sustainable development and biodiversity conservation. University of Oxford, Reino Unido. Obtenido en Agosto de 2007. < http://ma.caudillweb.com/documents/bridging/papers/walker.nathalie.pdf-

Williams, J.C. 1998. Delineating protected wildlife corridors with multi-objective programming. *Environmental Modeling and Assessment* 3: 77-86.

Williams, P., L. Hannah, S. Andelman, G. Midgley, M. Araujo, G. Hughes, L, Manne, E. Martínez-Meyer y R. Pearson. 2005. Planning for climate change: Identifying minimu-dispersal corridors for the cope proteaceae. *Conservation Biology* 19(4): 1063-1074.

Yaffee, S.L. 1996. Ecosystem Management in Practice: The Importance of Human Institutions. *Ecological Applications* 6(3): 724-727.

Zamorano, P. 2009. La flora y fauna silvestre en México y su regulación. *Estudios Agrarios* 40: 159-167.

Segunda parte

Estrategias, métodos y técnicas para la conservación de vertebrados silvestres en México

Estrategia para el manejo de anfibios sujetos a uso en México

Romel René Calderón-Mandujano

Referirse a los anfibios de México implica hablar de uno de los grupos de fauna más diversos del país. México ocupa el cuarto lugar a nivel mundial en cuanto a la diversidad de este grupo con 361 especies (Flores-Villela y Canseco-Márquez, 2004), con un alto grado de endemismo de esas especies (más de la mitad se encuentran solamente en México). Es un grupo muy diverso, tanto en sus hábitos como en sus formas y se caracteriza, en la mayoría de las especies, por presentar dos etapas durante su desarrollo, una etapa acuática (los conocidos renacuajos, cabezones o gusarapos) y otra etapa terrestre (ranas, sapos, salamandras, cecilias), (Duellman y Trueb, 1986). Sus orígenes se remontan a más de 370 millones de años; a lo largo de ese tiempo, se han venido diversificando tan ampliamente que resulta difícil agruparlos para su descripción como un solo grupo.

Los anfibios se encuentran ampliamente distribuidos y se han adaptado a los diferentes ambientes o biomas de todo el mundo a pesar de su dependencia del agua. Al igual que otros grupos biológicos, los anfibios presentan una mayor diversidad en los trópicos, la cual va disminuyendo hacia latitudes mayores. Han desarrollado estructuras morfológicas y mecanismos fisiológicos que les permiten habitar desde la Tundra en el Ártico hasta los desiertos más secos (Duellman y Trueb, 1986). Se caracterizan, en general, por presentar una piel delgada y frágil cubierta de glándulas dérmicas que adicionalmente les sirve para complementar o realizar intercambio de gases con el medio (es decir, respirar). El tamaño de los anfibios varía desde algunos milímetros hasta varios centímetros y, en algunos pocos casos, superan el metro. Su alimentación se basa principalmente en invertebrados, aunque se sabe que algunos sapos o cecilias grandes pueden ingerir pequeños roedores o lagartijas (Lee, 1996). Debido a que los anfibios no beben agua en situaciones naturales, sino que la toman del medio ya sea por la piel o por los alimentos, el medio en el que se encuentran tiene que proveerles la humedad suficiente para realizar sus funciones, una vez que están en tierra. Las modificaciones para almacenar agua son varias y van desde el almacenamiento en los sacos urinarios o linfáticos, hasta el desarrollo de estrategias de estiaje, que implican quedar envueltos en sustancias gelatinosas secretadas por ellos mismos para evitar la pérdida de agua en la temporada de secas, en la cual suelen quedarse bajo tierra (Lee, 1996). Las formas, tamaños y colores varían dependiendo del entorno en el que hayan evolucionado. Las especies arborícolas han desarrollado colores crípticos que les permiten esconderse de sus depredadores. Éstas han desarrollado también discos adhesivos que les ayudan a trepar por diferentes sustratos y, en algunos casos, estructuras corporales extremas como las membranas interdigitales ensanchadas de las ranas "voladoras" de Asia (Género *Rhacophorus*), que les permiten el planeo entre árboles.

La reproducción de los anfibios se realiza esencialmente en presencia de agua, ya sea en ríos, estanques y lagunas; o en pequeñas cantidades como las que pueden acumularse en bromelias, en huecos de árboles, o inclusive en sus propios cuerpos, como es el caso la rana sudamericana *Rhinoderma* (rana de Darwin), que toma en la boca los huevos de su pareja y los incuba en sus sacos vocales (Young *et al*., 2004). Aunque la mayoría de las especies presentan una fase metamórfica, algunos géneros como *Craugastor* y *Eleutherodactylus* no la tienen; sus huevos producen directamente crías con la misma forma de los adultos al eclosionar (Cedeño-Vázquez *et al*., 2006). Las ranas y los sapos realizan la atracción sexual mediante cantos que emiten los machos; una vez que atraen a las hembras, comienza el cortejo y posteriormente la reproducción. La forma en que ésta última se realiza tiene sus variantes; dado que la fecundación es externa en la mayoría de las especies. Lo más frecuente es que recurran al abrazo nupcial, el cual puede variar en posición, y cuya finalidad es activar la expulsión de los huevos, mismos que fertiliza el macho casi inmediatamente, en el exterior (Duellman y Trueb, 1986).

Importancia económica

Los anfibios son un grupo cuyo aprovechamiento en el mercado mundial abarca varios sectores productivos. Desde la industria de la cosmetología en la producción de ceras y reactivos que son extraídos de su piel y carne; la peletería, donde la piel o es utilizada para hacer carteras, cintos y otros artículos; en la medicina, donde algunos elementos secretados por su piel se utilizan como antibióticos, alucinógenos, calmantes del dolor, entre otros (Lips *et al*., 2001). Actualmente, el comercio de este grupo como mascotas es uno de los más rentables en ese mercado (Young *et al*., 2004).

El uso de los anfibios como un recurso en México es amplio. Antes de la llegada de los españoles, nuestros antepasados indígenas incluían dentro de sus dietas algunas especies como el Uo (*Rhinophrynus dorsalis*) y las ranas leopardo (*Lithobates* spp.) (Lee, 1996; Cedeño-Vázquez *et al*., 2006; Calderón-Mandujano *et al*,. en prensa). Su aprovechamiento varía en cada región de México. En el sureste actualmente, su consumo es muy bajo, se realiza de manera ocasional y con fines medicinales (Calderón-Mandujano *et al*., *en prensa*). En el centro y norte del País es más común encontrar granjas de ranas, en estados como Querétaro, Sinaloa o Guanajuato, entre otros. Sin embargo, no involucran efectivamente a la anfibiofauna nativa, ya que en muchos casos se trata de especies introducidas de otras partes (Juárez, 1977). Se sabe por trato directo, que existen algunas Unidades de Manejo Ambiental (UMA), que dentro de sus actividades ofrecen la venta de algunas especies de anfibios, entre ellos los ajolotes (*Ambystoma* sp.) y algunas ranas arborícolas como la ninfa del bosque o rana de ojos rojos (*Agalychnis callidryas*), o la rana verde (*Pachymedusa dacnicolor*). La información al respecto no se pudo cuantificar debido a la falta de informes precisos y a lo reciente de esta actividad en México.

Importancia ecológica

A pesar de que los anfibios son organismos que se ven con poca frecuencia en el ambiente, diversos trabajos han demostrado que son más abundantes de lo que parecen. La biomasa, es decir el número de organismos por unidad de área, que pueden alcanzar es alta para varias especies (Young *et al*., 2004). Si consideramos que son organismos relativamente abundantes y que se alimentan de insectos e invertebrados en proporción correspondiente, su importancia como controladores de las poblaciones de insectos y otros invertebrados es alta (Duellman y Trueb, 1986). Además de controlar poblaciones de algunas especies que pueden ocasionalmente convertirse en plaga, a su vez sirven de alimento para otros vertebrados e invertebrados como peces, aves, reptiles, mamíferos e incluso arácnidos. La biomasa que este grupo aporta a los diferentes niveles de la cadena alimenticia es elevada y contribuye en el mantenimiento de las relaciones funcionales en el ecosistema (Young *et al*., 2004).

La permeabilidad de su membrana epidérmica los hace susceptibles a la mayoría de los cambios en el medio; un aumento en la temperatura, en la insolación o en la concentración de sustancias externas en el medio se puede ver reflejado en los patrones de abundancia de una especie o en la salud de sus individuos (Blaustein *et al.*, 2003). Debido a esta sensibilidad, los anfibios son considerados como especies indicadoras del estado del entorno en que viven.

Desgraciadamente no todos los procesos en los que están involucrados los anfibios resultan benéficos para la biodiversidad. En México se ha registrado que algunas especies de anfibios introducidas como *Xenopus laevis* o rana de uñas africana y la *Rana catesbeiana*, o Rana toro representan un serio riesgo para la fauna local (Young *et al.* 2001, Álvarez-Romero *et al.* 2008). Estos anfibios de tamaño mediano a grande, son depredadores activos no solo de otros de sus congéneres de menor talla, sino de cualquier otro organismo que puedan introducir en su boca (Ávila-Villegas *et al.* 2007).

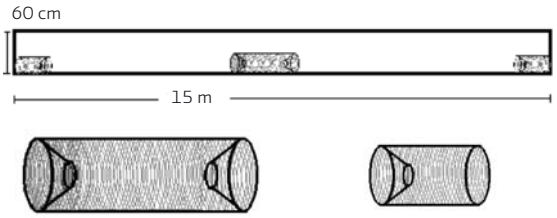
Métodos de muestreo

Antes de realizar cualquier tipo de muestreo es importante considerar algunos aspectos. Entre los fundamentales está el objetivo del estudio (por y para qué se requiere hacer el trabajo) y la escala geográfica que se va a considerar (Heyer *et al.*, 1994). Un estudio de prospección o piloto ayudará a establecer los métodos más adecuados para realizar el trabajo deseado. Considerar anticipadamente estos temas contribuye a hacer más eficiente el uso de los tiempos y los recursos y definir, desde un inicio, las metas a alcanzar con los muestreos. Es importante contar con la certeza de la identidad de los organismos. En algunos casos será posible identificar la especie y el sexo sin necesidad de capturar al organismo, pero con frecuencia será necesario hacerlo, para lograr determinar la especie (Lips *et al.*, 2001). Una mala apreciación de la especie o su determinación equivocada pueden generar problemas en los análisis de los muestreos y, por ende, en los planes posteriores de conservación y manejo. También es conveniente contar con un formato previamente diseñado, en el cual se especifique la mínima información necesaria para realizar el trabajo y los análisis correspondientes. Las técnicas de Seguridad y Bioseguridad para el trabajo con este grupo de organismos es importante, ya que son muy susceptibles al contacto con sustancias como repelentes, solventes o insecticidas (Netting, 2000; Lips *et al.*, 2001). Se tienen el antecedente de que durante en manejo de anfibios en diferentes zonas geográficas, se ha contaminado a organismos sanos con una especie de hongo (Quitridiomicosis), debido a que no se han cumplió adecuadamente con los protocolos de sanidad. Esta infección es considerada actualmente una de las mayores amenazas para los anfibios a nivel mundial (Young *et al.* 2004)

Según el sapo es la pedrada

Esta es una frase utilizada comúnmente para definir que no todas las cosas se pueden hacer de la misma manera, y que la forma y los materiales que se utilizarán para realizarla dependerán de ciertas características especiales. Lo mismo ocurre con el muestreo de los anfibios; dependiendo de sus hábitos y del medio en el que se encuentren, tendrán que elegirse los métodos de muestreo adecuados. Entre aquellos más comunes podemos mencionar los cercos de desvío, que consisten en barreras (ya sea de metal o plástico) colocadas a lo largo de varios metros en el suelo, o dentro del agua, y que cuentan con trampas de embudos, o bien en el caso de colocarse en tierra usualmente contenedores (cubetas o botes enterrados) en la parte media y en los extremos de ambos lados del cerco (Figura 1). El principio de esta técnica es que, al chocar con el cerco, el organismo se desplaza a lo largo del mismo, quedando atrapado al caer o introducirse en las trampas (Olson *et al.*, 1997). El diseño, número de cercos y trampas estará en función del área a muestrear. Las medidas más frecuentes para los cercos son de diez metros con cuatro o seis trampas por cerco (Figura 2). Los cercos se colocan por espacio de tres a cuatro días y se revisan periódicamente (cada seis u ocho horas)

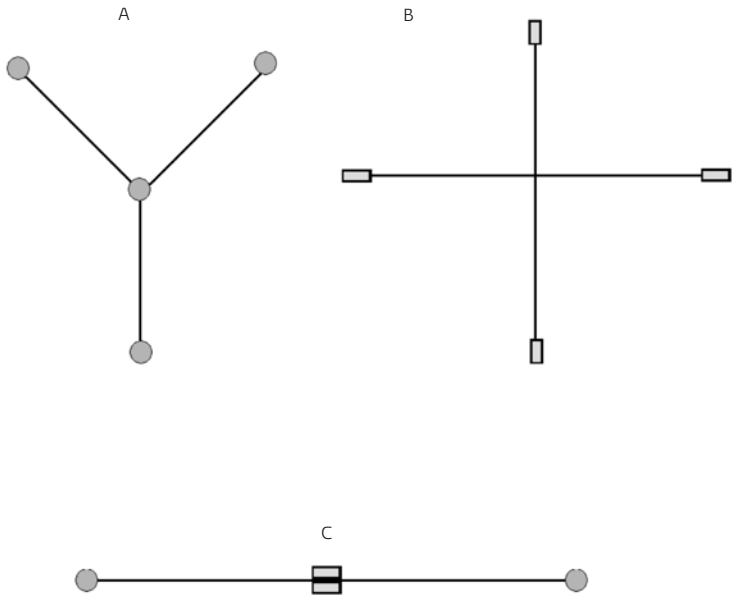
Figura 1. Cerco de desvío con trampas de malla de aluminio



para evitar que los organismos sufran algún daño, sean depredados o logren escapar.

La búsqueda directa es otro de los métodos más comunes en el muestreo de anfibios. Consiste en realizar búsquedas intensivas en todos los sitios donde es susceptible de que se encuentren los organismos. La captura se puede realizar mediante redes o directamente con la mano, teniendo los debidos cuidados que se requieren, por ejemplo, el uso de guantes de exploración médica. En principio hay que definir las unidades de muestreo (parcelas, transectos y su longitud) y determinar las épocas más adecuadas para el muestreo. El número de personas que participarán en ellos y el tiempo aplicado determinarán la intensidad del mismo. Existen diferencias en la efectividad de este método de detección, ya que las características del hábitat varían y eso se ve reflejado en los resultados. La distancia efectiva para encontrar visualmente a las ranas se estima entre uno y tres metros, dependiendo de la densidad de la vegetación. No es lo mismo muestrear en una pradera que en una selva tropical y, por ende, los resultados serán distintos en ambos sitios. En todos los caso se recomienda estandarizar las unidades de muestreo y el esfuerzo, para poder hacer comparables los resultados no solo entre lotes de muestreo en un sitio, sino entre diferentes sitios (Heyer *et al.*, 1994). Es importante considerar los diferentes escenarios donde se puede encontrar a los anfibios de un área; pueden estar entre la hojarasca, en un estanque, bajo los troncos, en bromelias o huecos de árboles que almacenan agua (Galindo-Leal *et al.*, 2003). Los principales diseños de muestreo

Figura 2.- Diseño de los cercos de desvío. A) Diseño en Y con cuatro trampas de caída; B) Cerco de desvío cruzado; C) Cerco lineal. Los cercos pueden estar colocados al azar o dirigidos en hábitats específicos. Su uso se orienta principalmente a detectar especies terrestres (Lips *et al.*, 2001; Heyer *et al.*, 1994)

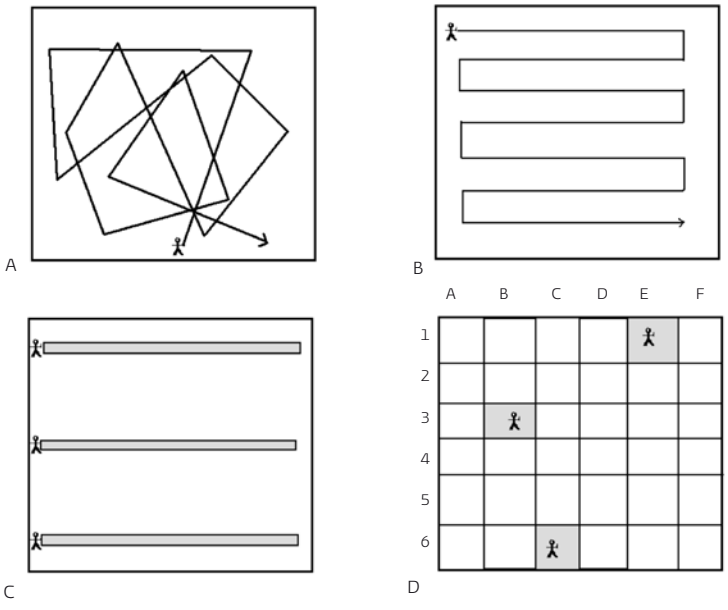


mediante el uso de transectos incluyen caminatas aleatorias en las que el observador elige al azar una serie de direcciones de brújula y las recorre por una distancia también al azar (Figura 3, A) (Heyer *et al.*, 1994). Se puede también utilizar un transecto único, que se realiza en zigzag y que abarca la mayor parte del área muestreada. Este es particularmente efectivo en áreas relativamente pequeñas (Figura 3, B). El uso de transectos paralelos es usado con frecuencia en áreas grandes, imposibles de muestrear en su totalidad. Normalmente se realiza en pares o tríos y se muestrean de forma simultánea en tiempo y espacio (Figura 3, C).

De acuerdo con experiencias en el muestreo de este grupo de vertebrados, es recomendable usar transectos de 500 m en cada uno de los sitios seleccionados, iniciándose en un camino y dirigidos perpendicularmente al interior del hábitat muestreado. Se recomienda también que cada transecto emplee además tres cercos de desvío lineales a 100, 300 y 500 m. Esto con la finalidad de utilizar métodos complementarios que apoyen el trabajo.

Entre el grupo de los Anuros (ranas y sapos), una de las técnicas más utilizadas es la cuenta de cantos en los sitios de reproducción. Si bien aquí se tiene el sesgo de que solo los machos cantan, es una buena aproximación para entender y registrar muchas especies que ocasionalmente quedan fuera de los muestreos (Heyer *et al.*, 1994). Para el caso de las especies arborícolas, durante la temporada de lluvias y justamente durante una lluvia, es cuando se pueden registrar mejor las especies (Lee, 1996). En estas circunstancias los muestreos también se pueden hacer mediante transectos de espacio y tiempo definidos (Lips *et. al.*, 2001). Para este método es muy importante la experiencia en el reconocimiento de las especies mediante su canto. Si bien cada especie cuenta con una vocalización característica, algunas suenan similares con frecuencia o se

Figura 3. Diferentes tipos de diseños para el muestreo de anfibios. A) Transecto en tiempo y espacio al azar; B) Transecto único en bloque o zigzag; C) Transectos paralelos simultáneos; D) Diseño de cuadrantes al azar (Basado en Heyer et al., 1994).



confunden cuando hay coros de varias especies en un solo sitio (Galindo-Leal, 2003).

Las parcelas en hojarasca (figura 3 d), se utilizan para determinar la densidad de especies de salamandras o sapos terrestres como los del género *Eleutherodactylus*. Este método consiste en hacer parcelas en cada uno de los habitas y remover toda la materia depositada en el suelo a fin de encontrar a los organismos que se encuentran en el. El trabajo se realiza de preferencia ente cuatro personas simultáneamente (una en cada esquina de la parcela), y el tamaño de la parcela dependerá del área total y la disponibilidad de recursos con que se cuente (Lips *et al*., 2001; Heyer *et al*., 2004). En este proceso debe evitarse a toda costa la destrucción del microhábitat, procurando devolver cada componente (roca, tronco, hojarasca, anfibio) a su sitio, una vez anotada la información pertinente. La inspección de larvas y huevos ayudan a conocer las tasas reproductivas de las especies. Esto es importante en cuestiones de aprovechamiento y conservación de las mismas. Sin embargo, la dificultad de determinar la especie a la que pertenecen huevos y larvas limita la utilidad de este método en el campo (Lips *et al*., 2001).

De acuerdo con experiencias propias, resulta imposible aplicar un solo método de muestreo a todas las especies. Se ha observado que los muestreos deben hacerse con métodos complementarios y aplicando diferentes técnicas, si el interés es obtener la mayor cantidad de información de todas las especies (Calderón-Mandujano, 2006a, 2006b).

Tamaño de la población

Una población se define como un conjunto de organismos de la misma especie que comparten características como densidad, estructura de edades, proporción de sexos, natalidad, mortalidad, inmigración y emigración (Begon *et al*., 2006). Sus límites no son necesariamente barreras físicas, si no el alcance de estos procesos que la definen como tal. Por lo tanto, el hecho de muestrear un área dada, puede darnos una idea de las condiciones en las que se encuentran una población, pero no sus límites geográficos. Cuando trabajamos con un grupo de organismos en específico, podemos caer en el error de creer que nuestra muestra corresponde a una población completa. Para evitar este error, es conveniente realizar programas de monitoreo a largo plazo que nos puedan informar de la dinámica de nuestra muestra. Por ejemplo, haciendo uso de la técnica de marcaje captura-recaptura, podemos observar que a lo largo del tiempo la tasa de nacimientos o muertes es baja, y así estimarla como una población equilibrada. En este caso, si el porcentaje de la población adulta también es alto y no se detecta evidencia de nacimientos locales, entonces los organismos pudieran estar viniendo de las zonas aledañas a nuestra zona de muestreo. Por el contrario, si hay muchos nacimientos y juveniles, pero la proporción de adultos es mínima, nuestra zona podría estar actuando como fuente de organismos para las zonas aledañas (Begon *et al.* 2006). De allí la importancia de tener un programa de monitoreo bien establecido, con actividades definidas y un seguimiento adecuado de la información.

El cálculo del tamaño de la población depende de los fines del estudio, con frecuencia se necesita tener una sólo una aproximación de la densidad de los organismos en un área dada. Si este es el caso se puede aplicar un método sencillo usando transectos de distancia específica. Esto nos da una aproximación puntual de la densidad, no así de la población ni la dinámica completa de las especies. En el caso de las unidades de manejo (UMA), debido a los tiempos relativamente cortos disponibles para muestreos, se inicia con las estimaciones de densidad de las especies registradas en transectos que se pueden estimar de acuerdo a la siguiente fórmula: $D = \Sigma y/\Sigma a$, donde y es el número de observaciones para una especie dada, hechas a cada lado de la línea central de un transecto, y a es la superficie cubierta por el muestreo de este transecto (o sea, su longitud por dos veces el ancho de la franja a cada lado, $L \times 2d$).

En un área grande, es recomendable hacer un número de transectos que resulte representativo de ella. Como habrá transectos de tamaños diferentes y diferente número de organismos registrados en cada uno

de ellos, el error estándar de la densidad se calcula como:

$$SE(D) = [n/\sum a * \sqrt{(1/n(n-1)(\sum y2+D2\sum a2-2D\sum ay] \bullet \sqrt{(1-(\sum a)/A)}$$

En esta expresión, *A* es el área total del lugar muestreado, en este caso, la UMA.

A partir de la densidad obtenida se puede estimar el número de individuos en el área de interés *A* que se expresa según la fórmula: $Y = A \cdot D$ y su desviación estándar es: $SE(Y) = A \bullet SE(D)$.

Debe quedar claro que no puede extrapolarse a toda el área de un predio dado, sino solamente al área que tenga condiciones ambientales similares a las de los transectos.

Marcaje, captura recaptura

Para realizar una estimación del número de individuos presentes en una UMA, también podemos utilizar la técnica de captura-recaptura, aunque debe tenerse en consideración que requiere la inversión de mucho más esfuerzo y tiempo. Esta técnica implica el marcaje individual e inequívoco de los individuos capturados, para conocer cuando algunos de ellos son capturados nuevamente. El supuesto de base es que *la proporción de individuos recapturados en la población de individuos marcados es igual a la proporción de individuos capturados en la población total*.

El uso de la técnica de captura-recaptura se basa en su mayoría en el modelo Lincon-Petersen, el cual fue aplicado en ecología y las ciencias sociales desde el siglo XV (Serber, 1982). Este modelo, aunque simple, es la base para modelos más complejos que consideran diferentes escenarios en la práctica de la ecología.

La forma de aplicar el modelo es la siguiente: Se captura, se marca y se liberan los organismos de una población (a la que denominamos n_1) durante el primer muestreo. Posteriormente, en un segundo muestreo se captura una segunda muestra (a la que denominamos n_2). En esta segunda muestra se capturaron una cantidad de individuos previamente marcados en el primer muestreo (m_2). Al tener estos datos, y considerando nuestro supuesto base; entonces podemos asumir que las proporciones en la segunda muestra corresponden con la población total:

$$\frac{m_2}{n_2} = \frac{n_1}{N}$$

De esta forma podemos obtener o despejar el estimador N, de tal forma que:

$$N = \frac{n_1 n_2}{m_2}$$

Por ejemplo: si en un primer muestreo en un tiempo dado se capturan 123 ranas, las cuales se marcan y se liberan en el área de muestreo. En un segundo muestreo se capturan 130 ranas, de las cuales 57 presentan una marca del primer muestreo. Haciendo los cálculos correspondientes entonces tenemos que:

N = ??
n1 = 123
n2 = 130
m2 = 57

$$N = \frac{123 \times 130}{57} \quad N = 280.52$$

De esta forma, el tamaño de nuestra población estimado seria de 280 ranas.

La aplicación de este modelo es muy simple, sin embargo; en la realidad hay que considerar diferentes factores que pueden afectar el resultado del modelo. Estos factores pueden ser parámetros poblacionales: nacimientos, mortalidad, inmigración o emigración, etc. O pueden ser generados durante los muestreos: respuesta al marcaje, al manejo, sesgo de las trampas, efecto de la marca, etc. Ante dichos factores, el modelo se ha ido modificando a lo largo del tiempo para tratar de minimizar el efecto de éstos y tener una medida más precisa del tamaño de la población. Las modificaciones, por consiguiente, han llevado a la elaboración de estadísticos más complicados y ecuaciones que involucran un trabajo más profundo y elaborado para realizar

los cálculos. El modelo que es utilizado con más frecuencia es el de Jolly-Seber (Pollok *et al.*, 1990), que tiene la ventaja de ser válido para poblaciones abiertas, es decir poblaciones donde se dan inmigración, emigración, mortalidad y natalidad, que es el caso de todas las poblaciones naturales. Este modelo es matemáticamente muy robusto y ampliamente aplicado en trabajos de ecología. Explicaciones sobre su desarrollo y aplicación, así como de otros modelos relacionados, se pueden revisar en el trabajo de Muestreo por captura y recaptura (Pullok, 1995), o Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians (Heyer *et a.l*, 1994).

Programas de seguimiento o monitoreo

Los programas de seguimiento o de monitoreo son muestreos repetidos a lo largo de un determinado tiempo, con materiales y métodos muy específicos. Los alcances de estos monitoreos pueden variar pero, en general, lo que se espera es poder conocer las variaciones de una población a lo largo del tiempo.

Para realizar un programa de monitoreo efectivo, es necesario que previamente a los muestreos se defina cual es el objetivo, que información será necesario tomar para poder alcanzarlo, cuánto tiempo se requiere para alcanzarlo; que métodos y técnicas son los más apropiados para llegar al objetivo y, finalmente, cual es el costo que implica alcanzarlo (Goldsmith, 1991; Lips *et al.*, 2001; Heyer *et al.*, 1994).

El inicio de un programa de monitoreo se da con el inventario inicial o la primera evaluación. Posteriormente, y con base en lo que ya se tiene, se hace una planificación del monitoreo en la cual se definen todos los aspectos técnicos del mismo. Una vez que se ha definido esto, se pasa a la toma de datos. Una vez en posesión de los datos suficientes se requiere un manejo analítico de los mismos. Si algo hubiese resultado insuficiente o inadecuado deberán modificarse los aspectos que no se contemplaron al inicio en la planeación. Ya con los resultados de los primeros análisis se puede refinar el programa de monitoreo y obtener mejores datod, cuyo análisis objetivo y crítico permitirá hacer recomendaciones, al menos algunas relevantes, acerca del manejo de la o las especies que interesan (Davis y Halvorson, 1988; Lips *et al.*, 2001, Heyer *et al.*, 1994).

Tendencias en la población

Los anfibios son especies que varían su abundancia a lo largo del año debido a la disponibilidad de agua en el medio. Durante la temporada de lluvias se tendrá el pico más alto de su población detectable y durante las secas se encontrara el nivel más bajo. Estas son variaciones naturales y están relacionadas con la biología de cada una de las especies (Duelman y Trueb, 1986). En algunos casos se podrá observar estas variaciones y en otros no. Inclusive, para algunas especies estas variaciones temporales no son realmente determinantes. Es importante determinar cuáles de las variaciones son naturales y cuáles pudieran indicar un cambio de la tendencia natural, como efecto del aprovechamiento o de cambios ambientales inducidos por actividades humanas. Para propósitos de aprovechamiento y conservación de cualquier especie, es esencial tener información de su biología y ecología, sobre todo si se quiere manipular esos procesos en busca de control (aumento, descenso o mantenimiento) de la población.

Mediante un programa de monitoreo se pueden identificar las tendencias en una población después cierto tiempo de colecta de datos. En este punto, es importante señalar que de acuerdo con los expertos, un programa de monitoreo debe basarse en al menos cinco años de colecta de datos, para que realmente refleje las tendencias de la población y no variaciones temporales naturales de las mismas, de corto plazo (Lips *et al.*, 2001; Heyer *et al.*, 2004). Las relaciones espacio-temporales en los anfibios son muy estrechas y muchas veces se pueden confundir variaciones naturales de su población con disminuciones relacionadas a otros factores y viceversa. Por ello, como se implicó arriba, es importante llevar un registro detallado de las condiciones del medio, ya que éste determina en varios momentos la abundancia y condiciones en

que se hallen estos organismos (Calderón-Mandujano, 2005). Esta temporalidad, en la mayoría de las especies de anfibios, tiene ventajas y desventajas para quienes trabajan con ellos. Por un lado, está la ventaja de saber que con el inicio de las lluvias, inicia en muchos casos la temporada reproductiva; hay un aumento en sus poblaciones aparentes y se pueden medir los factores para controlar la población. Por otro lado, están las variaciones naturales de cada año, que pueden retrasar las lluvias o adelantarlas, y alterar el manejo que se tenía planeado.

Las tendencias de la población, se podrán observar directamente de los muestreos de un ciclo a otro, y con la información ambiental se podrá ver si está relacionado con algún factor temporal o si es el resultado del manejo de la misma. Una vez identificada dicha tendencia, se puede continuar con el manejo o modificarlo para obtener los resultados esperados en la siguiente generación. De acuerdo a nuestra experiencia, lo más recomendable cuando se ha observado algún tipo de declinación de las poblaciones y se ha podido comprobar que no corresponde a fluctuaciones naturales, es implementar algún tipo de manejo controlado como puede ser: crear estanques artificiales que favorezcan la reproducción en el medio o la crianza en cautiverio con todos los cuidados que esto demanda. Esto se puede hacer temporalmente, mientras se identifica la causa de la declinación y se aplican acciones para revertir los procesos en estado natural.

Tamaño mínimo viable de la población

En un medio natural, sin alteraciones, los organismos tienden a estar en equilibrio entre sí y el tamaño de cada población estará en función de su biología y los procesos que se den en su hábitat (Krebs, 2001). Como ya se mencionó en párrafos anteriores, en general, los anfibios son un grupo abundante que aporta una cantidad importante de biomasa al sistema (Young *et al.*, 2004). Sin embargo, no ocurre para todas las especies. Algunas salamandras o especies de ranas y sapos tienden a tener densidades muy bajas de manera natural (Lee, 1996). Esto está relacionado con las estrategias reproductivas de cada especie; las que pueden o no dejar mucha descendencia y las que deben tener cierto cuidado con su progenie (Dullman y Trueb, 1986). Hablar de un tamaño específico que mantenga viable a una población es imposible, y depende completamente del conocimiento que se tenga de la especie o especies que se estén trabajando. Puede ocurrir que el tamaño mínimo de la población sea mayor a nuestra muestra, y solo se están tomando datos de una subpoblación que está incluida en una dinámica de mayor escala. Para muchos casos, en mamíferos mayores, se ha planteado que una población de al menos 100 individuos de cada sexo puede mantenerse estable o alcanzar su estabilidad en un tiempo determinado. Algunos piensan que inclusive menores poblaciones pueden funcionar, pero en esencia, dependerá completamente de la biología, los procesos ecológicos de la especie y el adecuado manejo que se le dé (Begon *et. al*, 2006).

Observaciones en campo nos indican que los anfibios, debido a su biología, tienen menores requerimientos en cuanto a espacio se refiere; sin embargo, la calidad del hábitat es determinante para que los procesos ecológicos se den adecuadamente (Caderón-Mandujano, 2005). El tamaño de la población está relacionado con la capacidad de carga del sistema. Y la viabilidad de la misma dependerá de la disponibilidad de recursos en el medio para que se mantenga.

Especies exóticas

Como ya se ha mencionado, en un estado natural y sin alteraciones, el ecosistema se mantiene con cierta estabilidad de todas sus funciones. Una de estas funciones es la competencia que existe entre todas las especies que cohabitan un área. En esencia, la competencia afecta la dinámica poblacional y sus resultados influyen sobre la distribución y evolución de los organismos (Begon, *et al.*, 2006). Cuando esta competencia se da entre organismos de zonas muy alejadas, pueden ocurrir tres cosas: 1.-el organismo que llega no se adapta y es expulsado del medio. 2.- el organismo resulta compatible con el

medio, en el proceso se adapta y se vuelve parte integral del sistema; 3.- el organismo es compatible con el entorno y desplaza a la o las especies locales en su proceso de adaptación (Begon *et al*., 1990). Se conoce este proceso como introducción de especies exóticas, sus efectos pueden ser muy fuertes sobre la fauna local. Se considera que es una de las principales causa de extinción de especies en la actualidad (Groombridge, 1992; Álvarez-Romero *et al*., 2008).

Ejemplos sobre los efectos a causa de la introducción de especies sobran; en México, particularmente con anfibios, el ejemplo más conocido es el de la Rana Toro (*Lithobates catesbeianus*). Esta especie se distribuye principalmente en el Este de los Estados Unidos de Norte América; sin embargo, debido a que es una especie que se consume y genera buenas ganancias en el proceso, fue introduciéndose cada vez más en México con fines comerciales (Juárez, 1977). Su capacidad de adaptación a diferentes ambientes la hizo en un principio un recurso fácil de manejar; sin embargo, dado que es una especie depredadora generalista y un colonizador agresivo, que ya ha puesto en riesgo y generado la extinción de algunos anfibios nativos; además, se le considera un vector de parásitos y enfermedades para éstos (Álvarez-Romero *et al*., 2005).

La rana toro es una especie con la que se ha trabajado mucho en su lugar de origen, su biología es bien conocida y su manejo también (Bury y Whelan, 1984). En México recientemente y debido al impacto que ha registrado, se considera una especie que se debe manejar con mucho cuidado, y de ser posible, erradicar de lugares donde representa un potencial riesgo para la fauna local. Su distribución actualmente incluye los estados de Sonora, Sinaloa, Jalisco, Michoacán, Tamaulipas, Veracruz, Tabasco, México y Morelos (Avila-Villegas *et al*., 2007).

Literatura citada

Álvarez-Romero, J., R. A. Medellín, A. Oliveras de Ita, H. Gómez de Silva y Ó. Sánchez. 2008. *Rana catesbeiana*. Animales exóticos en México: una amenaza para la biodiversidad. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad; Instituto de Ecología, UNAM; y Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México, D.F., 518 pp.

Avila-Villegas H. L. P. Rodríguez-Olmos, Lozano-Román L. F. 2007. Rana Toro (*Lithobates catesbeianus*) anfibio introducido en Aguascalientes, México. Boletín de la Sociedad Herpetológica Méxicana.15 (1): 15-17.

Barnett, V. 2004. Environmental statistics. Methods and applications. Chichester: John Wiley. 293 pp.

Begon M., C. R. Townsend, J. L. Harper. 2006. Ecology : from individuals to ecosystems. 4th ed. Blackwell Publishing Ltd. London. 714 pp.

Begon, M., J. L. Harper, C. R. Townsend. 1990. Ecology: individuals, populations and communities, 2nd edn. Blackwell Scientific Publications, Oxford.

Blaustein, A. R., J. M. Romansic, J. M. Kiesecker, and A. C. Hatch. 2003. Ultraviolet radiation, toxic chemicals and amphibian population declines. Diversity & Distributions 9:123-140.

Bury, B. R. y J. A. Whelan. 1984. Ecology and management of the bullfrog. Fish and Wildlife Service. Washington, D. C. 23 pp.

Calderón-Mandujano R., 2006a. Anfibios y reptiles como potenciales indicadores de la calidad del hábitat en tres sitios del Corredor Biológico Mesoamericano (CMB) en México. Tesis de maestría. El Colegio de la Frontera Sur. Chetumal, Q. Roo. México. 80 pp.

Calderón-Mandujano R. 2006b. Anfibios y reptiles de la Reserva de Sian Ka'an, Quintana Roo, México. In: Ramírez-Bautista, A., Canseco-Márquez, L. & Mendoza-Quijano, F. (Editores). Herpetofauna Mexicana: Estado Actual, Ecología, Inventarios y sistemática. Publicación especial 5. Sociedad Herpetológica Mexicana. pp. 109-124.

Calderón-Mandujano R., O. Flores-Villela, L. Ochoa (En prensa). Anfibios (ranas, sapos y salamandras) de la zona arqueológica de Oxtankah. En: Oxtankah. Una Ciudad prehispánica en las tierras bajas del Área Maya. Vol. I. Medio Físico y Biodiversidad

Calderón-Mandujano R., H. Bahena-Basave, S. Calmé. (2005) Guía de anfibios y reptiles de la

Reserva de la Biosfera Sian Ka'an y zonas aledañas. Grupo Editorial Keer. 220 pp.

Cedeño–Vázquez, J. R., R. Calderón & C. Pozo. 2006. Anfibios de la Región de Calakmul, Campeche, México. CONABIO/ECOSUR/CONANP/PNUD-GEF/SHM A.C., Quintana Roo, México. 104 pp.

Davis, G. E., W. L. Halvorson. 1988. Inventory and monitory of natural resourses of Chanel Islands National Park, California. National Park Service, Ventura, CA. USA. 31pp.

Donnelly, M. y C.Guyer. 2001. Estimación del Tamaño Poblacional. In: Heyer, R.W., M. A. Donnelly; R.W. McDiarmid; L.C. Hayek y M.S. Foster (Ed.). Medición y monitoreo de la diversidad biológica: métodos estandarizados para anfibios. Editorial Universidad de la Patagonia, Argentina. Pp. 177-199

Duellman, W. E. & L. Trueb. 1986. Biology of Amphibians. McGraw-Hill, New York, U.S.-A. 670 pp.

Duellman, W. E., 1999. Patterns of Distribution of Amphibians: A Global Perspective. The Johns Hopkins University Press, Baltimore and London. 633pp.

Flores-Villela, O. y L. Canseco-Márquez. 2004. Nuevas especies y cambios taxonómicos para la herpetofauna de México. Acta Zoológica Mexicana (n. s.) 20:115-144.

Frost, D.R. 2007. Amphibian species of the world. An online reference. Version 5.1. American Museum of Natural History, New York, U.S.A. http://research.amnh.org/herpetology/amphibia/index.php. American Museum of Natural History, New York.

Galindo-Leal, C. 2003. De dos mundos / Of two worlds: Las ranas, sapos y salamandras de la Península de Yucatán, México / The Frogs, Toads and Salamanders of the Yucatan Peninsula, Mexico. Pangaea Publ. U.S.A. 160 pp.

Galindo-Leal, C., J. R. Cedeño-Vázquez, R. Calderón, and J. Augustine. 2003. Loss of tank bromeliads from disturbed seasonal tropical forests affects arboreal frogs in southeastern Mexico. Contemporary Herpetology. No. 1. (http://www.cnah.org/ch/ch/2003/1/)

Goldsmith B. Monitoring for conservation and ecology. London. Serie : Conservation biology series.Chapman and Hall. xiv, 271 p.

Groombridge, B. 1992. Global Biodiversity, Status of the Earths Living Resources. Chapman & Hall, London.

Heyer, W. R., M. A. Donnelly, R. W. McDiarmid, L. C. Hayek, and M. S. Foster. 1994. Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.

Juárez, J. R. 1977. La explotación de la rana toro en México (1953-1975). Situación actual y perspectivas. Simposio de la Asociación Latinoamericana de Acuacultura. Maracay, Venezuela.

Krebs, Charles J. 2001. Ecology. The experimental Analysis of Distribution and Abundance. 5a Edición. Benjamin Cummings. EU

Lee, J. C. 1996. The Amphibians and Reptiles of the Yucatan Peninsula. Cornell Univ. Press. Ithaca and London. 500 pp.

Lips K. R., J. K. Reaser, B. E. Young, R. Ibáñez. 2001. Monitoreo de anfibios en América Latina: Manual de protocolos. Society for study of amphibians and reptiles. Herpetological Circulars. 30: 114 pp.

Netting, J. 2000. Pesticides implicated in declining frog numbers. Nature 408(6814):760.

Nichols, J.D. 1992. Capture-Recapture Models. Bioscience. 42(2): 94-102.

Nichols, J.D and K. H. Pollock. 1983. Estimation Methodology in Contemporary Small Mammal Capture-Recapture Studies. Journal of Mammalogy. 64(2): 253-260.

Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-2001. Protección ambiental.- Especies nativas de México de flora y fauna silvestres. Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio. Lista de especies en riesgo. www.ine.gob.mx/ueajei/norma59a.html

Olson, H. D., W. P. Leonard, R. B. Bury editors. 1997. Sampling Amphibians in Lentic Habitats. Northwest Fauna Num. 4. Society for Northwestern Vertebrate Biology. Olymplia Wa. USA.

Pollock, K.H., J.D. Nichols, C. Brownie y J.E. Hines. 1990. Statistical inference for capture-recapture experiments. Wildlife Monographs No. 107. 97 p.

Pollock, K. H. 1995. *Muestreo por captura y recaptura.* Capture-recapture models. An overview. Seminario

internacional de estadística en Euskadi. EUSTAT. ITXAROPEN S. A. Zarautz, Gipozkoa. 112 pp.

Stebbins, R. C. & N. W. Cohen. 1995. A Natural History of Amphibians. Princeton University Press. New Jersey, U.S.A. 316 pp.

Seber, G.A.F. 1982. The estimation of animal abundance and related parameters. Second edition. MacMillan, Nueva York, N.Y. 654 p.

Young, B.E., S.N. Stuart, J.S. Chanson, N.A. Cox & T.M. Boucher. 2004. Joyas que Están Desapareciendo. El Estado de los Anfibios en el Nuevo Mundo. Nature Serve, Arlington Virginia, U.S.A. 53 pp.

Young, B. E., K. R. Lips, J. K. Reaser, R. Ibañez, A. W. Salas, J. R. Cedeño, L. A. Coloma, S. Ron, E. La Marca, J. R. Meyer, A. Muños, F. Bolaños, G. Chaves, D. Romo. 2001. Population declines and priorities for amphibian conservation in Latin America. Conservation Biology 15: 1213-1223.

Evaluación y monitoreo de poblaciones silvestres de reptiles

Óscar Sánchez

Resumen

En este capítulo se analizan conceptos sobre poblaciones biológicas, algunas controversias y consensos al respecto, así como su orientación práctica para la evaluación y el monitoreo dirigidos a los reptiles. Se propone efectuar análisis preliminares de viabilidad de población y de área mínima, con base en información previa, antes de instalar un programa de manejo y monitoreo de reptiles. Se hace énfasis en la importancia de producir información de referencia inicial y de efectuar un seguimiento sistemático de variables clave para cada población local de interés, que alimenten la toma de mejores decisiones de manejo. Se describen algunos métodos y técnicas generales aplicables al monitoreo de reptiles, y otras que atienden a las particularidades de algunos grupos de éstos. Se proveen ejemplos de su uso con distintas especies y se incluyen comentarios sobre sus resultados.

Introducción

Los reptiles son un grupo de animales vertebrados que se caracteriza por su piel cornificada y seca, respiración pulmonar y sistema circulatorio con dos circuitos definidos (venoso y arterial). A pesar de que sólo ha sobrevivido una fracción de las especies que han existido a partir del Período Triásico, los reptiles continúan formando una parte muy significativa y conspicua de las formas de vida actuales. Hasta 2008 se habían contabilizado 8,734 especies en todo el mundo (Tabla 1, preparada con datos de Uetz & JCVI, 2009).

De ese total mundial, la misma fuente reportó 839 especies presentes en México, lo cual representa el 9.6% del total mundial. Si esto se compara la riqueza de especies de reptiles presente en algunos otros países, resulta evidente que la riqueza de reptiles es una de las razones por las que México se ha incluido consistentemente en la lista de países megadiversos (aquellos con más especies biológicas de las que podrían esperarse en función de su tamaño).

Como se aprecia en la Tabla 2, aunque Australia tiene 104 especies de reptiles más que México, no es sólo el número absoluto lo que importa. Si se observan las tasas de especies por millón de km^2 para los países comparados, se verá que México tiene una formidable concentración de especies para su pequeño territorio (que es el menor entre los comparados). Esto se explica en función de la posición latitudinal de México, de sus antecedentes geológicos y biogeográficos, y de su geomorfología y climatología actuales, de gran complejidad en espacio y tiempo. Todo ello ha favorecido en México la evolución de una rica biota, que incluye su fauna de reptiles.

Por otro lado, no es sorprendente que los reptiles hayan sido objeto de muchos y distintos intereses huma-

Tabla 1. Sinopsis de la Clase Reptilia

Subclase	Orden	Suborden	No. total de especies (en 2008)	Nombre común	Distribución geográfica
Anapsida	Testudines	Cryptodira	227	Tortugas de cuello vertical	Todo el mundo, excepto los polos.
Anapsida	Testudines	Pleurodira	86	Tortugas de cuello lateral	América del Sur, África, Australia, Nueva Guinea
Lepidosauria	Rhynchocephalia	Sphenodontia	2	Tuataras	Sólo en Nueva Zelanda
Lepidosauria	Squamata	Sauria	5079	Lagartos	Todo el mundo, excepto los polos.
Lepidosauria	Squamata	Ophidia	3149	Serpientes	Todo el mundo, excepto los polos.
Lepidosauria	Squamata	Amphisbaenia	168	Anfisbenios	Trópicos y subtrópicos del mundo
Archosauria	Crocodylia	Eusuchia	23	Cocodrilos, caimanes y gaviales	Trópicos y subtrópicos del mundo

Tabla 2. Relaciones entre la extensión geográfica de algunos países y su riqueza de reptiles. Preparada con datos de Uetz & JCVI (2009).

País	Extensión (km^2)	No. de especies	Spp./millón km^2
México	1'972,550	839	425.34
India	3'287,240	646	196.52
Australia	7'617,930	943	123.78
Canadá	9'984,670	52	5.21
Rusia	17'075,400	92	5.39

nos en todo el mundo. Históricamente, algunas especies han servido como alimento en forma de carne o huevos, como fuente de piel para usos directos locales y, más recientemente, como opción de comercio (local, regional, nacional e internacional), ya sea como pie de cría, mascotas, materiales para curtiduría industrial y otros usos. Tan alto ha sido el interés en su uso, que hoy está sujeto a leyes y otras regulaciones, orientadas a su conservación. En esas circunstancias, la alta diversidad de reptiles de México es claramente un patrimonio biológico irremplazable. Precisamente por su importancia, los reptiles no deben ser dispendiados ni puestos en riesgo, sino, por el contrario, deben ser protegidos en sus respectivos entornos naturales. Esto implica adquirir progresivamente un mejor conocimiento de sus poblaciones, a distintas escalas geográficas y sobre un número de aspectos biológicos; para ello, necesitan ser monitoreadas en forma suficiente y por lapsos adecuados para percibir sus tendencias. Con esa información será más alcanzable generar estrategias de conservación, regionales y locales, para mantener la diversidad natural y para maximizar la persistencia, la viabilidad y la productividad de las poblaciones reptilianas, especialmente de aquellas especies sujetas a uso humano.

Como se aprecia, no solamente hay imperativos de orden ético para la conservación de los reptiles mexi-

canos, sino también uno práctico. Existe una urgente necesidad de evaluar y monitorear poblaciones silvestres de muchas especies, particularmente aquellas que ya se encuentran en riesgo, así como aquellas que tradicionalmente han estado sujetas a distintos usos. La evaluación y el seguimiento no solamente deben efectuarse para conocer el estado actual de poblaciones silvestres que han sufrido abusos y para tratar de recuperarlas, sino que inclusive deben desarrollarse de manera oportuna y sistemática para prevenir el deterioro de otras.

Para México, una situación particular en la que deben instalarse y operarse programas de evaluación y, luego, de monitoreo sistemático de poblaciones de reptiles, la presentan las Unidades de Conservación y Manejo de Vida Silvestre (UMA). Para estas unidades, es cada vez más necesario unificar las maneras en que se hacen las evaluaciones iniciales y el monitoreo sistemático de poblaciones silvestres y de su hábitat; esto es vital para conocer su desempeño real en el manejo sustentable de la biodiversidad, especialmente cuando se trata de planear y dar seguimiento a la extracción de ejemplares y sus efectos, cuando así se decide hacerlo dentro del marco de la ley.

Conocer variables esenciales de poblaciones silvestres que aparentemente han sufrido poca alteración, así como los cambios que ocurren en ellas, provee referencias básicas, a manera de indicadores, los cuales permiten evaluar la situación en que se hallan otras poblaciones de la misma especie ubicadas en hábitat alterados o bien, que estén sujetas a algún tipo de uso humano. Así, por ejemplo, si la densidad de una población sujeta a uso, su magnitud, su composición por sexos y edades, o su esfuerzo y éxito reproductivo, se han apartado de modo notorio respecto a las variaciones naturales conocidas de poblaciones vecinas de la misma especie no sujetas a uso, será necesario entender el significado de esos datos y tomar decisiones de manejo que favorezcan la recuperación. En el marco de la conservación existen al menos dos enfoques mutuamente complementarios; uno orientado a ecosistemas y otro a especies particulares; para el segundo, la búsqueda de permanencia, persistencia y viabilidad de población, a distintas escalas y en diferentes tipos de hábitat, es un tema esencial.

Aún más, cuando se desea hacer uso de alguna especie de reptil o de cualquier otro grupo biológico, es muy útil partir de alguna valoración inicial científicamente aceptable (es decir, basada en datos objetivos, derivados de muestreos suficientes y adecuados) de la condición y la tendencia que guardan las poblaciones silvestres locales (o al menos, regionales). De hecho, debería considerarse indispensable para evaluar la posible autorización de algún proyecto de aprovechamiento, dado que esto implica la cosecha de ejemplares. Asimismo, debe exigirse que, una vez autorizado el uso local, el monitoreo de esa población sujeta a uso esté basado en una evaluación inicial suficiente de su condición, con métodos científicamente robustos, tomando los datos poblacionales más relevantes de forma periódica y sistemática, año tras año o en períodos *ad hoc*. Por otro lado, en caso de aprovechamiento basado en cosecha de ejemplares, los datos crudos producidos por los muestreos de población y hábitat deben ser parte de los resultados entregables de un monitoreo -no solamente los resultados de los cálculos e inferencias hechos- a fin de que puedan ser analizados de manera independiente por las autoridades, en colaboración con especialistas según resulte necesario.

Las decisiones de manejo de reptiles en vida silvestre deben estar fundamentadas en el mejor conocimiento alcanzable sobre la distribución geográfica, la historia natural, y particularmente sobre aspectos definidos de la ecología de poblaciones regionales y locales. Las razones para evaluar y dar seguimiento a poblaciones silvestres de reptiles pueden ser muy distintas, pero los métodos de trabajo deben construirse sobre los mismos principios básicos, científicamente justificados, de modo que respalden la toma de mejores decisiones de manejo para la conservación. Lo importante es que la aplicación de métodos y técnicas se plantee de modo que pueda responder de manera directa a interrogantes concretas, bajo las condiciones específicas de cada caso, y en el mejor interés de las especies de reptiles nativos de México.

Usualmente, las poblaciones silvestres de reptiles se manejan de manera indirecta, mediante la conservación, restauración y mejoramiento del hábitat natural y del mantenimiento/recuperación de la continuidad de ese hábitat con espacios silvestres vecinos. Especialmente en el caso potencial de uso de reptiles, debe asegurarse que un predio dado provea suficiente espacio para que un grupo local de individuos pueda funcionar efectivamente como población (para ello debe saberse, anticipadamente, cuál es la escala geográfica a la cual las poblaciones de esa especie realmente pueden reproducirse, de forma autónoma y consistente). Si un predio es menor que ese espacio, sobre todo si está cercado y si el hábitat se halla significativamente alterado, es posible que el grupo de organismos presentes en él no necesariamente formen una población viable. Esto resulta una consideración especialmente importante para especies con alta movilidad y/o requerimientos de amplios espacios silvestres.

En condiciones naturales, cuando se desea mejorar las condiciones de una población animal local, pocas veces se recurre a manipular directamente a los individuos para favorecer la reproducción, o a modificar la densidad o la composición por sexos y edades, salvo por la cosecha selectiva en caso de usos de tipo extractivo. Normalmente se intenta conservar, mejorar y restaurar el hábitat nativo local (el paisaje, con sus atributos naturales y complejidades; por ejemplo la vegetación, los cuerpos de agua) en el que ha evolucionado esa población. Con ello usualmente se busca asegurar el mantenimiento de la heterogeneidad ambiental natural, lo que en consecuencia favorece la disponibilidad de aquellos tipos de microhábitat que son críticos para la alimentación, el refugio, cortejo, apareamiento, anidación y, sobre todo, el crecimiento de crías y su reclutamiento como adultos.

En resumen, para un programa de conservación principalmente orientado a especies, resulta fundamental contar con una descripción adecuada y suficiente de la historia de vida de la especie, con una evaluación inicial del estado de las poblaciones en la región, basada en un número mínimo pero suficiente de variables; y con una estimación inicial de las condiciones del hábitat en el espacio en el que se instalará el programa.

Por otro lado, la medición sistemática de esas variables de población y hábitat según la historia de vida de la especie que se trate (considerando lapsos tales que permitan percibir cambios significativos), permite generar una base de información indicativa que alimente decisiones oportunas y más adecuadas. Un indicador –o índice– en este sentido, es básicamente una asociación aritmética entre dos o más variable, y se diseña de modo que permita reflejar cambios trascendentes de la población y del hábitat, en el espacio y en el tiempo. Las tendencias de estos índices, sean al alza, de estabilidad o a la baja, son el resultado más importante de un monitoreo, herramienta esencial para un manejo responsable.

En el caso particular de los reptiles, por la diversidad de tamaños, formas, historias de vida, conducta y variedad de hábitat que ocupan, lo que suele diferir son las maneras en que es posible, muestrear las poblaciones. Por ello se justifica abordar el tema del monitoreo de poblaciones silvestres de reptiles, es decir su evaluación y seguimiento, diferenciándolo por grandes grupos de estos vertebrados.

Objetivos del capítulo

Este capítulo tiene el propósito de reunir y condensar información relativa a conceptos básicos, métodos y técnicas de muestreo, capaces de proporcionar la información mínima indispensable para conocer la condición inicial que guarda una población local dada de reptiles y para evaluar, a través del tiempo, sus cambios más relevantes.

Luego del recuento hecho de los factores que suelen considerarse de mayor importancia para evaluar y monitorear poblaciones silvestres, se enfatizan algunos conceptos demográficos y se establecen algunos puntos de enlace de estos con el tema de la escala geográfica. Más adelante, se ponderan las necesidades especiales que puede plantear el muestreo de distintos grupos zoológicos de reptiles terrestres y acuáticos. En el capítulos se han abordado esencialmente los siguien-

tes grupos: tortugas terrestres y acuáticas; cocodrilos y caimanes; saurios, incluyendo iguanas; y serpientes.

El tema de la reintroducción de poblaciones silvestres se aborda brevemente, para esclarecer sus aspectos útiles y sus posibles riesgos.

Este capítulo no pretende hacer un tratamiento exhaustivo del monitoreo de reptiles; lo que ofrece al lector es una apertura hacia el extenso panorama metodológico del monitoreo de poblaciones silvestres. Se ha intentado hacer una selección de métodos, principalmente en función de su confiabilidad y adaptabilidad para las tareas de conservación de distintos grupos de reptiles en México.

Poblaciones silvestres

Antes de pasar directamente a los métodos de muestreo de campo aplicables al conocimiento del estado y tendencia de poblaciones silvestres locales de reptiles, parece adecuado plantear algunos conceptos sobre poblaciones y los retos que implican su conservación y monitoreo:

¿Qué es una población biológica?

Esta es la primera pregunta que debe hacerse antes de diseñar un programa de conservación, y antes de decidir un protocolo de evaluación o monitoreo.

Teóricamente puede decirse que una población es un conjunto de individuos que coexisten en un tiempo dado en un área determinada, y que funcionan como un conjunto capaz de reproducirse en forma autónoma, evolucionando sin perder la afinidad genética esencial que los vincula. Sin embargo, pasar de algún concepto teórico de población a una definición práctica puede ser complicado, pues el propio concepto de población biológica parece estar basado en un razonamiento circular: una población está compuesta de un número de individuos cuya pertenencia a la población está determinada a su vez por su relación con el resto de la población; recientemente se ha demostrado la ambigüedad de esta definición, lo cual tiene implicaciones para la práctica común en distintas disciplinas ecológicas y evolutivas (Harwood, 2009).

La realidad es que, a un nivel geográfico amplio, la población general de una especie está formada por un número finito de sub-poblaciones más o menos ubicadas en regiones de distintas escalas (a veces llamadas *demos*). Aun partiendo del concepto arriba expresado, delimitar claramente una población local es una tarea conceptual y prácticamente complicada. Para empezar, porque ninguna población de una especie dada puede considerarse tajantemente separada de las adyacentes; queda claro que todas interactúan (conductualmente, en la reproducción, genéticamente) en mayor o menor medida en una región, salvo que alguna barrera física discreta de hábitat inhóspito –o un cercado que impida efectivamente el paso– las separe de modo contundente.

Por otra parte, muchas especies ampliamente distribuidas han enfrentado, en el curso de su evolución, distintas condiciones según las regiones. En muchos casos, sobre todo en los reptiles, los retos que ha planteado cada región han conllevado un proceso paulatino de adaptación y diferenciación del genotipo. Estudios diversos, principalmente morfométricos y más recientemente de genética molecular, han llevado a concluir que algunas de esas especies tienen variantes geográficas suficientemente diferenciadas, que frecuentemente han sido consideradas formalmente como subespecies (es decir, identificables con un nombre taxonómico formal). Más allá de las variaciones en forma, color y hábitos que puedan tener esas poblaciones diferenciadas, representan partes de un patrón de variación genética geográficamente estructurada en el curso de la evolución, es decir, son la respuesta evolutiva de la especie a distintas presiones ambientales, por lo que constituyen nada menos que su capital evolutivo para el futuro. Por ello, cada subespecie razonablemente descrita (y de hecho, cada variante genética determinada como *unidad evolutiva significativa*, ESU por sus siglas en inglés; Ryder, 1986) debería ser objeto de esfuerzos de conservación. La idea es preservar la variabilidad genética y el potencial evolutivo que representan distintas poblaciones dentro de la misma es-

pecie, sea que representen subespecies ya denominadas, o bien, que muestren evidencia de diferenciación reconocible y que pudiera ameritar su reconocimiento taxonómico formal.

¿Cómo delimitar una población a evaluar y monitorear?

Entonces, si las poblaciones locales de una especie –y hasta de una subespecie, considerando el argumento de Harwood (2009)– suelen interactuar entre sí de manera más o menos difusa: ¿cómo delimitar una población para planear y efectuar su monitoreo con fines de conservación? La respuesta necesita partir de la teoría de sistemas: los organismos de una especie pueden considerarse como elementos esencialmente interactuantes y relacionados directamente con su entorno, todo lo cual produce fenómenos de entrada y de salida. Por ello una población local puede considerarse como una porción funcional de la población general, que ocupa una extensión de hábitat e interactúa con éste y con individuos de otras poblaciones; más intensamente cuanto más cercanas estén. Aunque es susceptible de conocimiento, la condición que guarda una población local no necesariamente será representativa de la población general; sin embargo, la información que aporte su estudio suele ser de gran utilidad para monitorear su estado y planear su manejo para la conservación en un sitio determinado.

Entonces, bajo las condiciones de ambigüedad del concepto de población planteadas por Harwood (2009) parecería plantearse un conflicto irresoluble. Sin embargo creo que es admisible, al menos para fines prácticos de manejo de vida silvestre, considerar como población aquel conjunto de individuos de la misma especie que coexisten en un área igual o superior a un mínimo estimado con base en los requerimientos conocidos de espacio del taxón.

Respecto a la aplicación práctica de esta idea para delimitar un área mínima, en la que tenga sentido asumir la presencia de una población capaz de permanecer y evolucionar *in situ* de manera autónoma y en relación con individuos de los alrededores, deben considerarse varios puntos, entre otros:

a) Tener algún conocimiento sobre el intervalo de densidades conocidas para la especie de interés.
b) Definir algún número mínimo de individuos potencialmente capaces de mantener la actividad reproductiva exitosa y una variabilidad genética aceptable en una población.
c) Disponer de información suficiente acerca de los requerimientos de hábitat de la especie de interés.
d) Disponer de datos sobre la distribución de la vegetación original en el área (su estado de continuidad o fragmentación, a una escala más grande que el predio y su vecindad).
e) Disponer de información básica sobre el ámbito de actividad (*home range*) individual conocido para la especie.

Esta información es útil, entre otras cosas, para decidir si un predio dado sería capaz de permitir la existencia continua de un grupo de individuos como población funcional. No siempre es sencillo ubicarla o producirla, pero debe procurársela para disponer de una base mínima que justifique porqué hacer una evaluación inicial, porqué establecer un programa de conservación de una especie en un área determinada y porqué establecer allí un sistema de monitoreo de población.

Aunque los animales no se distribuyen en forma homogénea en el espacio, usualmente la densidad es traducible como un intervalo y un promedio de concentración de individuos por unidad de área o de volumen (individuos/km^2, ind/ha, ind/m^2). Existen múltiples enfoques para obtener este tipo de datos, pero cada grupo zoológico plantea retos distintos. Para el caso de animales terrestres diurnos, el levantamiento visual de datos puede ser complicado debido a que los animales no necesariamente están detectables; pero aún más complicado resulta para aquellos acuáticos por los efectos visuales engañosos de la reflexión y refracción de la luz, sobre todo para aquellos que tienen hábitos nocturnos y que, por ello, deben ser detectados con ayuda de luces artificiales. En esos casos, más que considerar la densidad como tal (por ejemplo

ind/m^3, ind/m^2 u otra unidad, de volumen o superficie), suele utilizarse un índice de detección con base lineal (por ejemplo, ind/km recorrido a lo largo de una ribera). Así, el responsable de un programa de conservación enfocado a especies debe esforzarse por probar métodos que brinden datos más robustos, de una manera reproducible y sistemática.

Para muchas especies de reptiles mexicanos no se dispone de datos sobre la densidad (o al menos alguna medida que la refleje), sin embargo, en casos de ese tipo puede al menos recurrirse a información para especies emparentadas similares, como punto de partida, y con base en ella diseñar y ajustar poco a poco un programa de monitoreo cuando menos suficiente para aportar información útil y para interpretarla con vista a la toma de decisiones de manejo.

El ámbito de actividad significa el área mínima conocida en la cual un individuo promedio de la población desarrolla sus actividades cotidianas. Según el tamaño, necesidades y hábitos de distintas especies, puede ir desde unos cuantos cientos de metros cuadrados hasta cientos de hectáreas, o más. Esta información es muy escasa para especies de reptiles mexicanos, pero puede resultar útil obtenerla, para propósitos de una mejor planificación de la conservación.

Otro aspecto importante para fines de manejo de especies silvestres es tener alguna idea, por gruesa que sea, del tamaño de la población inicial con la cual se está trabajando. Tener un dato de este tipo permite ponderar algunos factores de riesgo que pueden afectar la persistencia de la población en el tiempo. Para ello se han hecho intentos de definición; por ejemplo, se ha propuesto el concepto de población mínima viable (PMV) que, en su definición clásica, se ha fraseado como la *menor población aislada que posea una probabilidad del 99 % de persistir entre 100 y 1000 años* a pesar de los previsibles efectos de la aleatoriedad demográfica, ambiental y genética, así como de catástrofes naturales (Shaffer, 1981). Razonable en principio, es un concepto que al intentarse traducirlo a cifras en la práctica resulta un poco más complicado. Por ejemplo, aunque con base en experimentos con animales pequeños en laboratorio se ha propuesto que un número entre 50 y 500 individuos puede mantener genéticamente viable una población (Soulé, 1980; Franklin, 1980), se ha visto que no necesariamente es así, pues en vida libre existen factores azarosos que pueden hacer necesario un número mayor. Entre esos factores estocásticos (azarosos) que afectan a poblaciones pequeñas y aisladas están principalmente los de orden demográfico (falta de reclutamiento de adultos, por dar un ejemplo), pero también genético (deriva génica, fijación de alelos deletéreos), ambiental (declinación de la capacidad de carga por deterioro ambiental, y hasta de catástrofes (tormentas, sequías, incendios, que originan mortalidad inesperada de individuos). Como se ve, fijar un tamaño mínimo de individuos capaces de mantener viable una población silvestre de una especie dada, implica demasiados supuestos, por lo que es razonable pensar en cifras superiores al intervalo 50-500. Suponiendo que es razonable considerar un mínimo de 500 individuos, tal vez lo más adecuado, para asegurar que un programa de manejo de especies silvestres sea viable, sea considerar algún número de individuos más alto que, considerado como mínimo, constituya una población capaz de resistir mejor el potencial deterioro demográfico. Esto podría significar también mayor resistencia y resiliencia de la población contra los otros tipos de deterioro (Allendorf y Ryman, 2002). Por otro lado, si una población tiene distribución amplia en una región y es relativamente continua (es decir, no está distribuida en parches pequeños y aislados) es posible que resulte más resistente y resiliente a eventuales cambios, por lo que considerar el manejo y monitoreo de una fracción de ella es perfectamente factible.

En todo caso la PMV no debe entenderse automáticamente como un número total de individuos estimado en un área dada. Para fines de manejo y monitoreo de especies silvestres, me parece que la PMV debería equivaler al *tamaño efectivo* de población, esto es, el número de individuos de la población estimada que realmente participan con éxito en la reproducción (conocido como *Ne* en la teoría ecológica). Por ejemplo, en animales con sistemas sociales jerárquicos y poliginia basada en harenes, aunque hubiese 100 ma-

chos y 100 hembras, es probable que solamente unos cuantos machos dominantes sean los que se apareen, con lo que el número efectivo de población sería inferior a 200, aunque todas las hembras se preñaran (véase Wright, 1969). Así, una PMV aproximada para especies de ese tipo debería calcularse con base en las características de su sistema social, que determinará el *Ne*. Para especies con un sistema social-reproductivo menos riguroso probablemente pueda ser aceptable considerar el *Ne* como más o menos cercana al número total de individuos que se estimen presentes, pero aun así, en poblaciones con proporción de sexos muy distintas a 1:1 el tamaño efectivo de población se reduce. Esto último es especialmente cierto para poblaciones en las cuales existe un mayor número de machos que de hembras y en las que no todos los machos logran aparearse; aunque puede quedar compensado parcialmente si varios machos logran copular con una misma hembra.

Una regla rígida como la originalmente propuesta de 50 a 500 individuos podría quedarse corta y quizá debieran tomarse criterios de mayor precaución, considerando una población de cuando menos mil individuos como el mínimo para asegurar su persistencia, resistencia y resiliencia al deterioro causado por eventos estocásticos, demográficos, genéticos y ambientales (Traill *et al*., 2010). Desde luego, será mejor pensar en que varios miles de individuos sería un mejor punto de partida para el manejo conservacionista de una población silvestre y su monitoreo sistemático; sin embargo, para efectos de promover socialmente el interés en conservar áreas concretas y su fauna herpetológica (por ejemplo en el esquema de UMA vigente en México) debería considerarse, en el límite inferior, una PMV de al menos 1000 individuos.

Respecto a los requerimientos de hábitat de distintas especies, es una suerte que para muchos reptiles mexicanos se dispone de alguna información mínima. En numerosas obras, desde descripciones originales de las especies (o subespecies) hasta estudios ecológicos relativamente detallados, se incluyen descripciones del hábitat natural en que se han encontrado individuos de esos taxones. Este tipo de información es muy útil en el proceso de planeación de un programa de monitoreo que alimente la toma de mejores decisiones de manejo de poblaciones silvestres. No obstante siempre es recomendable que, con base en los datos de literatura, se coteje oportunamente lo que ocurre en el sitio de trabajo, pues ciertas condiciones locales pueden ser cualitativamente distintas, además de que debe evaluarse el estado en que e encuentra el hábitat en el área de trabajo. En realidad, lo que importa es tener una noción funcional del tipo de hábitat que en general requiere cada especie, pues sería difícil en práctica describir con exactitud el hábitat debido a que éste es un concepto multidimensional, que implica espacios físicos con distinta importancia para cada especie (Cooperrider *et al*., 1986). Para los reptiles son importantes los tipos de rocas y su disposición, en términos de refugio contra depredadores y como recurso para termorregulación (en espacios con sol directo y sombra); la presencia, calendario y formas de disponibilidad de agua; la composición y estructura de la vegetación; la presencia y la *disponibilidad real* de presas y/o vegetación alimenticia, en espacio y tiempo; rutas de escape y otros componentes. Para fines prácticos, suele ser útil comparar el hábitat local con lo descrito en la literatura respecto a paisaje, la contextura del terreno, el tipo de vegetación, los rasgos hidrológicos superficiales, y el tipo de alimento potencial que presenta el sitio.

Por último, respecto a la vegetación, es importante señalar que su valoración no debe restringirse al área de interés (un predio, una UMA extensiva o similar), sino que debe evaluarse en una región más amplia, especialmente considerando que la escala geográfica a la cual funcionan las poblaciones silvestres suele ser mucho mayor que la extensión que se haya determinado como apta para sostener una población mínima. Es importante determinar si, dentro del área, la vegetación natural conservada es un solo manchón de dimensiones suficientemente grandes o si son varios; en este último caso es fundamental determinar cuántos parches son, de qué tamaños, y qué tipos y grados de conexión existen entre ellos (véase capítulo sobre escalas; Sánchez, en este volumen).

Sin duda el punto de partida es el tamaño mínimo de área con la cual tendría que contarse para un proyecto de conservación de una PMV, especialmente si existe la intención de dar uso extractivo a ejemplares en el futuro. Considerando bases como las antes descritas sobre PMV, puede intentarse hacer algunos cálculos que permitan planear y efectuar la conservación de una especie de reptil en un área dada, lo cual implica instalar y operar el monitoreo de la población local para tomar mejores decisiones y hacerlo a tiempo.

Un ejemplo del riesgo que implica considerar poblaciones muy pequeñas de reptiles para su manejo, lo provee el caso de la serpiente *Elaphe obsoleta* en Ontario, Canadá. Para esta especie se estimó, mediante el censo (la cuenta directa y total) de individuos en sus refugios invernales, cada uno de los cuales representa un *demo* local, que un grupo que contenga menos que 23 hembras puede desaparecer en pocos años. Al sumarse varios eventos locales de este tipo, eventualmente podría provocarse un vórtice de extinción debido al efecto de reducción de la población global del taxón (Gilpin y Soulé, 1986). Más recientemente, el concepto se ha refinado como el reforzamiento mutuo entre procesos bióticos y abióticos que conduce al descenso de población hacia la extinción (Brook *et al*., 2008).

Aunque los ejemplares de una especie no están uniformemente distribuidos en una extensión, sí puede asumirse que existe alguna relación de las densidades conocidas de las especies con el espacio físico. Esto permite inferir, al menos de modo indirecto partiendo de una PMV preestablecida –por ejemplo 1,000 individuos– un área mínima para cada especie de los distintos tipos de reptiles. Todo esto se entrelaza con el concepto de Área Mínima Viable (AMV), el cual asume que si un área mínima de tamaño determinado se conserva, también se conservará una PMV de la especie de interés, además de aquellas que la acompañan en ese espacio (Whittaker, 1998; Yu y Lei, 2001). Procediendo así, es posible determinar un área que en teoría tendría la superficie mínima suficientes para albergar una población viable de una especie determinada.

Suponiendo que un área se mantiene en buen estado, es decir, un estado cercano a su condición nativa, con los patrones de continuidad y complejidad originales y sin expectativa de grandes variaciones, para el caso de los reptiles podría considerarse como punto de partida mínimo para un programa de manejo una PMV (en su calidad de *población efectiva*) de 1,000 individuos; esto no deja de ser un tanto aventurado, pero al menos duplica el límite superior originalmente propuesto de 500, derivado de experimentos en laboratorio y sus implicaciones teóricas (Shaffer, 1981). Al considerar 1000 individuos se asume un grado mayor (al menos un mínimo suficiente) de estabilidad demográfica, genética y ambiental. Con base en este mínimo y en densidades o abundancias conocidas, puede calcularse un AMV de tamaño adecuado en la cual pueda instalarse un programa de manejo y, por tanto, un área en la que tendría sentido efectuar un monitoreo. Cabe señalar que este tipo de cálculo es una aproximación gruesa, pues la densidad no es una constante en el tiempo, ni en el espacio, sino que claramente sufre fluctuaciones, aunque llegan a significar una tendencia de deterioro en plazos medio y largo. (Gadsden-Esparza, 2006).

En la Tabla III se proponen algunos ejemplos que ilustran la determinación de AMV (en los ejemplos de la tabla, partiendo de una PMV de 1,000 individuos). Con un enfoque de mayor precaución, podría considerarse una PMV tres veces mayor que la utilizada para generar estos ejemplos. Hacerlo así resultaría especialmente adecuado cuanto mayor fuera el grado de amenaza, fragmentación, deterioro o modificación del hábitat para la especie, como se ha demostrado para una serpiente de cascabel (*Sistrurus catenatus catenatus*) en Michigan (Bissell, 2006). Con base en datos de campo que alimentaron una simulación con el programa Vortex (Lacy, 1993), se halló que en un sitio no cercado de 300 ha, sujeto a múltiples usos humanos, la mayor mortalidad de *S. catenatus* ocurre en subadultos -por usos del suelo, vandalismo y varias otras causas- con lo que para una mortalidad de 47% en esa categoría de edad, una población inicial total de 3,761 individuos tendría, en un lapso de 50 años, una probabilidad

de extinción de 93%. Aún con una población cinco veces mayor, bajo esa tasa de mortalidad de subadultos, tendría en el mismo lapso una probabilidad de extinción de 90.1% (Bissell, 2006). En un entorno estable que no tuviese esas presiones, la probabilidad de extinción sería drásticamente menor. La primera lección derivada esta experiencia es que intentar un programa de manejo, para la mayoría de especies de reptiles, en superficies muy pequeñas y sujetas a deterioro, puede ser una iniciativa con pocas expectativas de éxito; por ello se sugiere ponderar el estado y extensión del hábitat natural en la región desde el primer momento, antes de hacer cálculos hacia una posible AMV. En la Tabla III se proponen ejemplos de cómo acercarse en la práctica a la aplicación de un modelo PMV-AMV; para los cálculos se refieren densidades reportadas en la literatura, pero no necesariamente provienen de México, por lo cual debe procederse caso por caso, buscando el dato más representativo para cada especie, al menos en la región, antes de proceder a hacer algún cálculo de AMV. En ciertas instancias es posible que antes de modelar el sistema y establecer un programa en un área sea necesario recabar datos sobre densidades en el campo. En casos extremos es posible recurrir a especies sustitutas, es decir, especies muy emparentadas con la que interesa conservar y monitorear.

La determinación de un AMV basada al menos en la densidad de población conocida y en un número mínimo de individuos, compatible con la permanencia y viabilidad de poblaciones pequeñas, puede ser útil para evitar la tendencia a iniciar y mantener programas de manejo en terrenos silvestres demasiado reducidos, en los cuales los conjuntos de ejemplares presentes probablemente resulten insuficientes para constituir poblaciones viables, ecológicamente funcionales. Esto es especialmente cierto cando se trata de terrenos deteriorados o con poco hábitat natural, sobre todo si están aislados de otros manchones por espacios alterados por la presencia de infraestructura que no permite la permanencia o el movimiento de individuos libre de riesgo (Seiler, 2002); en estos casos habrá que pensar en espacios mucho mayores.

Desde luego, lo anterior implica que si un predio dado no tuviera la extensión suficiente de hábitat continuo y de buena calidad para cumplir con lo resultante del cálculo, el manejo y el monitoreo pueden establecerse, pero no restringidos a la superficie de ese predio. En casos de este tipo, es recomendable que se incluyan en un solo programa terrenos contiguos; tantos como sea necesario hasta sumar al menos la extensión que se determine como mínima para albergar una población de cuando menos 1,000 individuos de la especie de interés. Si es posible incluir una extensión mayor siempre será deseable hacerlo, pero nunca a la inversa. Un ejemplo de aplicación de estos conceptos es la ubicación de una extensión de hábitat crítico para la serpiente semiacuática del Río Conchos (*Nerodia harteri paucimaculata*) en el centro de Texas (USF&WS, 1993).

Qué se entiende por monitoreo

Una vez que se ha decidido instaurar un programa de conservación en un área, enfocado a una especie de interés y al ambiente silvestre en cual existe, será necesario saber cuánto varían algunos rasgos tanto de la población cómo de su hábitat, la naturaleza y la dirección de esas variaciones. Para ello es necesario disponer de un concepto claro, que permita instalar y operar un sistema de monitoreo que responda las preguntas esenciales.

En general puede decirse que el monitoreo de poblaciones de especies silvestres es la repetición sistemática, periódica, de métodos y técnicas de muestreo adecuados para un número suficiente de variables, demográficas y del hábitat, tales que representen adecuadamente las tendencias que se necesita conocer para efectos de conservación y manejo. Así, los resultados del monitoreo deben documentar estados sucesivos de cada variable elegida para la población estudiada y su entorno, de manera que la secuencia de esos estados en el tiempo refleje la trayectoria que sigue cada variable elegida.

De acuerdo con los conceptos anteriores, el simple hecho de ir al campo y hacer una búsqueda de ejemplares -aún si se les cuenta en trayectos o en áreas de

Tabla III. Ejemplos de áreas mínimas viables potenciales (AMV, con hábitat de buena calidad y continuo) resultantes para distintas especies de reptiles, considerando una PMV de 1,000 individuos y abundancias o densidades conocidas. También muestra el tamaño conocido de algunas áreas de actividad individual.

Especie	Densidades o índices de abundancia conocidos (*)	Extensión mínima estimada para 1,000 ejemplares (**)	Área de actividad individual conocida
Crocodylus acutus	0.27 a 0.63 ind/km (Carvajal *et al*., 2005) [Prom. 0.45 ind/km]	1,587-3,704 km [2,222 km]	14–262 ha (http://fwie.fw.vt.edu/WWW/esis/lists/e154001.htm, 2010)
Crocodylus moreletii	2.07 a 2.63 ind/km (Lara, 1990; Platt 1996) [Prom. 2.35]	380-483 km [426 km]	---
Trachemys scripta	0.25 – 12.7 ind/km (Warwick, 1991) [Prom. 6.47 ind/km]	79-4,000 km [155 km]	0.7–3.6 ha (Florence, 1975; Moll y Legler, 1971)
Gopherus berlandieri	11.5 – 14.5 ind/ha (Judd y Rose, 1983) [Prom. 13 ind/ha]	69-87 ha [77 ha]	0.6–1.42 ha (Rose y Judd, 1975)
Iguana iguana	1.2 a 12.2 ind/ha (Muñoz et al., 2003) [Prom. 6.7 ind/ha]	81-833ha [149ha]	0.032–1.4 ha (Perry y Garland, 2002)
Uma paraphygas	16.9 a 31.5 ind/ha (Castañeda Gaytán *et al*., 2003) [Prom. 24.2 ind/ha]	32-59ha [41ha]	---
Chionactis occipitalis	4.4 a 7.8 ind/ha (Rorabaugh, 2002) [Prom. 6.1 ind/ha)]	128-227 ha [164 ha]	---
Thamnophis radix	24 a 65 ind/ha (Stanford y King, 2004) [Prom. 49.5 ind/ha]	15.38 a 377 ha [20ha]	---
Boa constrictor	1.2 – 11 ind/ha (Reinert et al., 2008) [Prom. 6.1 ind/ha]	91-833 ha [164 ha]	ca. 10–25 ha (Reinert *et al*., 2008)
Crotalus viridis	3 ind/ha (Fitch, 1949)	333 ha	---

La tabla contiene ejemplos de cálculo que pueden servir como guía general al momento de hacer ensayos específicos de medición de la densidad de la especie de interés en el sitio prospecto, a fin de hacer una estimación más fina de una superficie mínima que podría cumplir condiciones favorables para sostener a una PMV. Nótese que una misma especie puede ocurrir con densidades muy distintas, lo cual enfatiza la necesidad de buscar datos de densidad o abundancia lo más locales que sea posible.

* Para reptiles como cocodrilos y tortugas de río, usualmente la densidad se mide indirectamente como una tasa de encuentro de individuos por kilómetro lineal.

** Para la mayoría de los casos se proveen cálculos de extensión basados en el valor mínimo, máximo y promedio de densidad, este último entre corchetes. Para C. viridis y para T. radix no se localizó información suficiente para producir un intervalo y promedio.

tamaño determinado tomando datos en forma ordenada- no es un monitoreo por sí mismo. En todo caso, hacerlo así la primera vez constituye una evaluación base que, si está bien hecha, constituirá una referencia sobre el estado inicial de algunas variables, de la población y su hábitat, que sirva como base para planear y efectuar su monitoreo.

En el tema que nos ocupa, la evaluación inicial (*survey*) de una población de reptiles y de su hábitat natural debe entenderse como un estudio base, conciso en sus resultados pero concebido con suficiente profundidad desde la perspectiva biológica, efectuado de manera ordenada y con una cobertura geográfica adecuada de acuerdo con criterios de población como los propuestos en una sección anterior. La evaluación inicial debe proveer por primera vez datos básicos sobre la población y su entorno natural con suficiencia y objetividad, de tal modo que aporte una primera imagen, una instantánea de partida científicamente aceptable, con base en el estado de un número razonablemente mínimo de variables esenciales de la población y del hábitat.

La información que brinda una evaluación inicial es lo que en el contexto anglosajón de la conservación se conoce como *baseline*. La importancia de planear con suficiente profundidad y antelación la evaluación inicial de una población y de su hábitat, queda resaltada por el hecho de que la repetición sistemática del método usado en esa primera evaluación, en distintos momentos, es precisamente lo que constituirá el monitoreo.

Para el monitoreo es indispensable efectuar los muestreos en forma regular y sistemática en el espacio (sitios de muestreo) y en el tiempo (momento de cada muestreo), con las técnicas de campo apropiadas. Esta uniformidad es lo que le confiere al monitoreo su valor como herramienta para el seguimiento de los cambios en la población y en el hábitat, y de la identificación de la dirección que toman esas tendencias. Si se efectúan muestreos en forma irregular, excluyendo a veces sitios o saltando a veces fechas, o bien variando la forma de tomar datos, la heterogeneidad de la información obtenida reducirá la posibilidad de derivar conclusiones útiles para el manejo y la conservación.

¿Para qué efectuar el monitoreo de una población silvestre local?

El consenso general es que se monitorean poblaciones de especies silvestres y su hábitat para uno de tres propósitos:

1 Para su conservación en el estado natural.
2 Para tomar decisiones sobre su uso sustentable.
3 Para tomar decisiones sobre el control del número de individuos.

El monitoreo de poblaciones animales silvestres es una actividad que supone un compromiso de trabajo ordenado y homogéneo, sostenido en plazos largos. Por ello, y considerando su amplia utilidad para efectuar distintos tipos de decisiones, resulta doblemente necesario planearlo con suficiente anticipación y profundidad, antes de pasar a la acción.

¿Qué es indispensable evaluar?

Desde antes de hacer el primer muestreo (que constituirá la evaluación inicial de la población animal y de su hábitat), deberá planearse exactamente qué se necesita saber para dar un seguimiento apropiado de ambos. Un alto número de variables puede parecer muy atractivo para recabar información susceptible de almacenaje y potencialmente útil para futuros análisis, pero ante todo debe mantenerse en mente el objetivo del monitoreo y la disponibilidad de recursos. Un número excesivo de variables a medir puede hacer que la repetición de los muestreos se torne demasiado complicada, costosa en tiempo y dinero, o inclusive ineficiente debido al tiempo que debe invertirse para obtener tantos datos en cada sitio de muestra. Entonces, la recomendación práctica es tratar de definir anticipadamente el *conjunto mínimo de variables que puede orientar mejor las decisiones de manejo* indispensables para la población local y para su hábitat.

¿Cuál puede ser un conjunto mínimo de datos necesarios para estos fines?

Desde una perspectiva general de información mínima suficiente, para monitorear una población silvestre de reptiles puede ser necesario determinar algunos de los siguientes aspectos:

- El o los tipos de hábitat presentes en el área delimitada, su ubicación y extensión al momento de iniciar el trabajo, cual es el grado de continuidad o de fragmentación que presentan, y dos o tres variables indicativas de su estado de conservación.
- La presencia efectiva de ejemplares de la especie en cada manchón en el área delimitada.
- La distribución de puntos de muestreo, de manera que ofrezcan representatividad respecto a la variedad de tipos de hábitat en el área.
- La densidad (u otra medida de abundancia, aún si es solamente un índice) con que se encuentra la especie en los distintos sitios de muestra.
- La composición por categorías gruesas de edad, de la población detectada en el área delimitada en cada muestreo (utilizando para ello la suma de individuos registrados en los distintos sitios de muestra, bajo el supuesto de que los sitios están suficientemente separados entre sí y por ello es poco probable haber contado cada animal más de una vez).
- La composición de la población detectada en cada tipo de hábitat, por sexos (utilizando el mismo concentrado de datos del punto anterior). Cuando se muestrea por medio de captura para marca y liberación esto se facilita; no ocurre así cuando se muestrea por detección visual, excepto en las especies en las que los adultos muestran dimorfismo sexual externo.
- El esfuerzo reproductivo aparente: al menos a través de la cuenta de hembras gestantes para el caso de especies ovíparas u ovovivíparas de reptiles y, si es posible, la detección de nidos y cuenta de huevos en el caso de las ovíparas.

Para esto se necesita organizar desde el principio cierta información y métodos, tales que permitan:

- Proyectar explícitamente (por ejemplo, en una carta geográfica a la escala adecuada) la distribución espacial de los tipos de hábitat, en el área delimitada para la evaluación inicial y el monitoreo de la especie y su hábitat.
- Elegir, conforme a ello, sitios de muestreo permanentes en cada tipo de hábitat (esto significa "estratificar" los puntos de muestreo de la población local del reptil, de forma que se establezcan suficientes trayectos o parcelas de muestra en cada tipo de hábitat identificado).
- Seleccionar dos o tres variables que indiquen el estado del hábitat en cada sitio de muestreo, para medirlas en fechas subsiguientes, siempre de la misma manera.
- Seleccionar y adecuar una técnica que permita detectar y clasificar exitosamente, si es posible por categorías de edad y por sexos, los individuos de la especie de reptil de interés en los distintos puntos (o trayectos) de muestra elegidos en cada tipo de hábitat. De preferencia los individuos detectados deben ser referibles al área muestreada, de modo que se pueda estimar la densidad.
- Si es necesario ir a más detalle, elegir las técnicas más adecuadas para la captura momentánea, medición, sexado, marca, liberación y recaptura de individuos, a efectuarse en cada sitio de muestreo que se haya determinado.

La repetición sistemática de muestreos con las técnicas adecuadas, siempre en los mismos sitios de muestra, cada cierto tiempo y de la misma forma, irá configurando una base de datos con la calidad y uniformidad suficiente como para sustentar análisis que permitan conocer, las condiciones de las variables medidas respecto a la población animal y respecto al hábitat y, con ello, posibilitar la detección de sus tendencias.

Un aspecto que no debe pasar inadvertido es que los operadores de los muestreos deben ejercer especial cuidado de no perturbar en exceso a los animales ni al

hábitat durante las operaciones de campo, pues esto podría simplemente influir en sus propios resultados, dado que al tomar los datos se está alterando de alguna forma a ambos. Es imposible evitar incidir sobre un sistema al tomar datos de éste; sin embargo, es factible mantener esa influencia al mínimo y hacerlo de igual manera en todos y cada uno de los muestreos, con lo que, si hubiera alguna variación inducida, esta se vuelve sistemática, afectando por igual a los datos de todos los muestreos, por lo que al menos las tendencias serán reconocibles y mantendrán su utilidad para la toma de decisiones.

También es muy importante asegurar que el esfuerzo sea el mismo en cada oportunidad de muestreo, a fin de mantener constante este factor en todo el monitoreo, de manera que la uniformidad disminuya el sesgo en los datos que causaría variar el número de recorridos, de horas aplicadas, o de trampas/noche (entendido este último ejemplo como el número de trampas multiplicado por el número de días que éstas operaron).

Debe tenerse claro que si se trabaja en un sitio que presente alto contraste entre las épocas seca y de lluvias, será necesario considerar que las fechas de muestreo coincidan con cada época del año para cada sitio o trayecto elegido, manteniendo el calendario de trabajo apegado a esta idea. Esto permitirá comparar las densidades, las proporciones de edades y sexos, y el estado del hábitat en distintos momentos de cada ciclo anual. En latitudes alejadas de los trópicos puede ser adecuado muestrear en épocas correspondientes a las estaciones que presente el ciclo anual, pero en general para los reptiles puede aceptarse en México, por sitio de muestra, un mínimo de dos eventos de registro al año, uno en la época seca y otro en la de lluvias.

¿Cómo utilizar los datos obtenidos?

Las variables y métodos enunciados arriba podrían parecer elementales a primera vista; sin embargo, proporcionan la información esencial para tomar decisiones de manejo para la conservación. Quienes tengan a cargo la instalación y operación de un programa de monitoreo de especies de reptiles y de su hábitat, apreciarán la buena relación costo-beneficio de un sistema de muestreo bien planeado, con pocas variables bien elegidas; esto lo hará suficiente y robusto, de modo que aporte información útil e interpretable, obtenida en forma representativa tanto para el factor espacio como a través del tiempo.

No hay que olvidar que el monitoreo para la conservación no es lo mismo que un proyecto académico para investigación de campo dirigida a responder preguntas científicas especificas. El grado de detalle y la orientación son distintos en ambos casos. Dicho lo anterior, tampoco hay nada en contra de que la información proveniente de un monitoreo simple, pero bien desarrollado, alimente o complemente análisis científicos de buena calidad.

Básicamente, con información derivada de cada muestreo de población y de hábitat planeado conforme a los lineamientos descritos, acumulada a través de un lapso suficiente (como un ejemplo, cinco a diez años), pueden hacerse análisis que permitan conocer, entre otros aspectos:

- La presencia y persistencia de la especie en el área de trabajo delimitada.
- La condición y tendencia que guardan los tipos de hábitat natural en esa superficie.
- El uso que da la especie a distintos tipos de hábitat en el área, diferencial o no.
- La densidad de la especie, o al menos un indicador indirecto de ella por tipo de hábitat, y sus fluctuaciones.
- Con la densidad conocida, promediada por separado para cada tipo de hábitat, y extrapolada a la extensión que ocupa cada tipo de hábitat, una estimación de la magnitud de la población total en el área.
- En función de lo anterior, las fluctuaciones que han sufrido la densidad y/o la magnitud estimada de población en el predio.
- La proporción de individuos por edad y sexo, por cada fecha de muestreo y por año. Y con base en ello, las variaciones que muestren esas proporcio-

nes en un lapso determinado, incluyendo las épocas del año distinguibles.

Si el muestreo se practica de manera sistemática a través de un número suficiente de años (manteniendo consistente la ubicación de los puntos de muestra y la periodicidad), también es posible detectar variaciones cíclicas multi-anuales, por ejemplo aquellas que se relacionan con fenómenos climáticos recurrentes de plazo medio, como el llamado "El Niño".

El conocimiento de los estados sucesivos que guardan tanto la población como el hábitat local, permite un atisbo a las tendencias del sistema. Con esos datos, un manejador de poblaciones animales y del hábitat natural debe ser capaz de hacer las interpretaciones necesarias, de forma que le permitan proyectar escenarios futuros, tanto sin intervención como con ella (ya sea para apoyar la conservación, para determinar si es posible extraer alguna cosecha de la especie de interés, o para ejercer algún control de población). Así, es posible orientar mejor la toma de decisiones según el caso lo requiera.

Estrictamente hablando, en sitios donde el objetivo es mantener las poblaciones y hábitat nativos en condiciones que les permitan continuar funcionando de manera autónoma, si las tendencias de las variables elegidas muestran estabilidad, el mejor manejo puede ser la abstención del mismo. Cuando una población esté por debajo de lo viable y deba ser apoyada para su recuperación, puede ser necesario restaurar el entorno natural y sus atributos ecológicos. Donde el propósito sea obtener algún beneficio económico derivado de usos, sobre todo los extractivos, de reptiles silvestres, el responsable de un programa de conservación tendrá que hacer algún tipo de manejo del hábitat para mejorarlo respecto a los requerimientos de esa especie y para planear la eventual cosecha, reduciendo al mínimo los efectos negativos para el futuro de la población. En casos donde sea necesario reducir una población que hubiese salido de control (por ejemplo en el caso de especies alóctonas introducidas), un monitoreo adecuado también puede ofrecer indicios sobre los tipos de acciones a desarrollar y sobre los efectos obtenidos a partir de éstas.

Manipulación de poblaciones silvestres

Difícilmente es recomendable o eficiente, en términos esfuerzo-beneficio, la manipulación directa de poblaciones animales para su manejo (por ejemplo, reforzarlas con pie de cría, mezclar genes introduciendo subespecies diferentes, intentar la fecundación asistida y otros), por la complejidad y los altos costos que implica, de modo que el manejo del hábitat es una elección más eficaz. La reintroducción y el refuerzo de población son recursos de última instancia *in extremis*, es decir, cuando los demás métodos de conservación y restauración del hábitat han fallado, o en el caso de especies en alto riesgo de extinción, de las que quedan pocas poblaciones aisladas.

Bajo el sistema de Unidades de Manejo para la Conservación de especies silvestres en México (las cada vez más ubicuas UMA), puede ser tentador para algunas personas introducir pie de cría de reptiles en terrenos silvestres, con el fin de producirlos en la localidad y cosecharlos de manera sustentable. En principio no es un enfoque recomendable, pues antes existe la opción de mantener y restaurar el hábitat silvestre local, para promover la recuperación de las especies herpetológicas nativas, procedimiento que suele dar buenos resultados (Maser y Trappe, 1984; Aubry *et al*., 1988; British Columbia Ministry of Water, Land and Air Protection, 2004). Desde luego, introducir al medio silvestre especies provenientes de otras partes del mundo es uno de los más graves errores históricos del manejo de vida silvestre, por lo que igualmente debe descartarse como opción en el caso que nos ocupa; los reptiles (Sánchez y López-Forment, 1988; Álvarez *et al*., 2008).

Por otro lado introducir pies de cría, aún si se trata de especies nativas, provenientes de crianza en cautiverio, puede acarrear el riesgo adicional de introducción de enfermedades, contra las cuales las poblaciones silvestres pueden estar indefensas, con lo que lejos de un beneficio se estaría introduciendo un factor de deterioro. Introducir pie de cría de las especies locales, pero proveniente de regiones lejanas al sitio -más

aún si se trata de ejemplares de una subespecie distinta- tiene la desventaja adicional de insertar genes o alelos que evolutivamente no corresponden a los que localmente se han adaptado a la región durante millones de años de evolución, y que pueden resultar en desventajas para la descendencia híbrida, además de desdibujar la estructura filogeográfica propia de la especie en distintas regiones de su área de distribución (Ryder, 1986), y de diluir las capacidades adaptativas de la población local, nativa del sitio en que se trabaja. En el caso de poblaciones severamente deterioradas puede justificarse la reintroducción o reforzamiento de poblaciones silvestres, pero esto debe hacerse bajo estrictos criterios de tipo genético, sanitario y de manejo supervisado (Hernández y Espín, 2006).

La mejor estrategia para la conservación, recuperación y eventual uso sustentable de los reptiles es el mantenimiento del hábitat nativo y, si es el caso, la restitución de éste a un estado silvestre estable, lo más próximo posible al original. Con el tiempo suficiente, un monitoreo razonado y sistemático de las poblaciones locales permitirá, relacionando por ejemplo abundancias con los distintos tipos y calidades de hábitat, idear acciones que favorezcan el regreso de las poblaciones locales a sus densidades relativas naturales. Todo esto es mucho mejor que tratar de introducir nuevas poblaciones, en condiciones que de todos modos podrían ser desfavorables para su desarrollo.

La única forma en que se considera aceptable la manipulación de poblaciones es mediante la cosecha sustentable lícita, una vez que, habiendo transcurrido un tiempo suficiente de monitoreo se determinara que pueden removerse individuos sin afectar la estabilidad de largo plazo. Es claro que al remover (cosechar) individuos de una población se altera la composición de ésta por sexos y edades, lo cual causará cambios, algunos de los cuales pueden modificar su destino futuro. En casos en los que hay interés en la cosecha de ejemplares, primero debería probarse que la población ha crecido notoriamente a partir de la evaluación inicial y que esa tendencia se ha mantenido en un lapso de al menos cinco años; esto deja clara una utilidad adicional del monitoreo. Sin embargo, antes de proceder a extracción alguna deberá construirse un modelo de trayectorias poblacionales, con base en los datos obtenidos del propio monitoreo, mediante programas de cómputo como por ejemplo Vortex (Lacy, 1993; y actualizaciones subsiguientes del manual de uso), de forma que se estime con el algoritmo el posible impacto de la extracción de distintas cantidades de ejemplares, en lapsos suficientemente largos compatibles con la historia natural conocida de la especie de interés. Si el resultado de alguna de esas simulaciones estadísticas implicara extinción de la población, no importa si en 10 o 500 años, ese nivel de cosecha puede no ser recomendable, pues no resultaría sustentable. Sin embargo es posible, por ensayo y error dentro del programa de cómputo, determinar si hay algún nivel mínimo de cosecha que no implique la eventual extinción de la población modelada y proceder a recomendarla con suma cautela, siempre manteniendo el esquema de monitoreo rigurosamente, para detectar cualquier efecto negativo a tiempo. En manejo de poblaciones silvestres con extracción es obligado el ensayo y error, por lo que siempre debe ejercerse muy por debajo del nivel que implique riesgo para la permanencia y viabilidad de la población local.

El manejo de vida silvestre no es un proceso de corto plazo por lo que, salvo que la intención fuera recuperar la vegetación nativa en una extensión previamente alterada con baja población del reptil de interés, para ver si esto favorece su regreso, debe descartarse la tentadora idea de hacer manejo de hábitat desde el inicio de un programa determinado. Si no se hace así, el monitoreo no estaría dando un diagnóstico de la situación natural, y perdería buena parte de su utilidad para planear y dirigir mejor la conservación, puesto que los datos estarían sufriendo influencia de cualesquiera cambios hechos precipitadamente al hábitat. De la correcta planeación de los muestreos, desde el primero que constituirá la evaluación inicial hasta sus repeticiones subsiguientes que constituyen el monitoreo sistemático, dependerá la obtención de resultados suficientes, útiles y con un buen balance entre costo y beneficio.

Hasta aquí se ha hecho una revisión del panorama general de la evaluación inicial de un sistema población-hábitat y de la planeación de su monitoreo, así

como de las aplicaciones potenciales de los resultados. Las siguientes secciones intentan abordar casos más específicos, centrados en grupos particulares de reptiles.

Métodos para la evaluación y monitoreo de poblaciones de algunos grupos de reptiles

A. Métodos generales de muestreo

En la literatura científica sobre ecología de reptiles y sobre conservación es posible encontrar un amplio catálogo de métodos de muestreo, distintos en la medida en que persiguen recabar datos para propósitos diversos. Aunque se recomienda al lector la búsqueda y estudio profundos de ese tipo de publicaciones, a continuación se describen algunos métodos de uso frecuente, para ejemplificar los retos, alcances y limitantes asociados con ellos.

Reptiles terrestres

a) Estimación aproximada de la abundancia local en trayectos

Para muchos reptiles terrestres y parcialmente trepadores, en situaciones de vegetación relativamente abierta como por ejemplo matorrales xerófilos o selvas caducifolias en temporada de secas, es posible en general emplear técnicas de detección visual de individuos a lo largo de un trayecto determinado. Usualmente se eligen tramos de una distancia considerable (en general, para reptiles puede ser adecuado hacerlos con una longitud de 500 m a 1 km), lo más rectilíneos que sea posible, ubicados unos suficientemente lejos de otros de acuerdo con las características de desplazamiento de cada especie y recorridos a una velocidad uniforme para disminuir la posibilidad de contar individuos más de dos veces. En caso de que haya distintos tipos de hábitat, deben ubicarse suficientes trayectos en cada tipo de hábitat; en general, un mínimo de cinco trayectos en cada tipo de hábitat puede ser adecuado, aunque esto depende de cada caso.

La probabilidad de detección de ejemplares sobre el eje del trayecto es muy alta, pero disminuye con la distancia hasta un límite en el cual, ya sea por el propio tamaño de los animales o por la densidad de la vegetación (o por ambas causas), ya no pueden ser vistos. Un modelo de trabajo, hoy muy prestigiado a través de su amplio uso con distintos tipos de organismos terrestres, es la estimación de la abundancia basada en las distancias de avistamiento de individuos respecto al eje del trayecto, mismas que definen un área promedio a cada lado de la línea central y con ello, el tamaño efectivo de la parcela muestreada. Con base en estos datos y en una función matemática de rarefacción de la detección visual -una medida de cómo disminuye la probabilidad de avistar un individuo de la especie conforme aumenta la distancia desde la posición del observador, para el caso particular de cada trayecto muestreado- puede estimarse un intervalo de confianza de abundancia de la especie en lo que sería una parcela virtual, de área determinada por el promedio de las distancia de avistamiento. Hecho esto en un número de trayectos representativo de cada tipo de hábitat es posible estimar la densidad promedio de población de la especie con un intervalo de confianza adecuado, además del intervalo mínima-máxima). Los datos obtenidos en el campo son muy sencillos: longitud del trayecto, la lista de avistamientos y sus distancias respecto al eje de trayecto, sean éstas perpendiculares, o bien distancia y ángulo del avistamiento respecto al eje (si son distancias y sus ángulos de avistamiento correspondientes, se calculan las distancias perpendiculares con una sencilla transformación trigonométrica). Con los datos de campo pueden hacerse cálculos a mano, pero desde hace varios años existe un programa de cómputo denominado *Distance* que facilita la tarea y, utilizado con rigor y prudencia, puede rendir resultados en instantes. Las bases teóricas del muestreo visual de especies silvestres en trayectos se pueden consultar en Buckland *et al.* (2001); a su vez, el programa Distance puede

descargarse desde la URL http://www.ruwpa.st-and.ac.uk/distance/ en la cual también se encuentran los instructivos pertinentes. Cabe anotar que, como con cualquier otro programa de cómputo, es recomendable comprender a fondo la teoría que subyace al algoritmo que utiliza *Distance* y hacer una aplicación prudente del programa a cada caso particular, enunciando claramente los supuestos en que se basará.

b) Estimación de la densidad en parcelas

La detección de individuos de la especie también puede hacerse mediante el establecimiento de varias parcelas de tamaño uniforme, predeterminado según la escala de cada caso. Debería establecerse un número de parcelas suficiente (como referencia, por ejemplo cinco por cada tipo de hábitat) a fin de lograr representatividad de los muestreos.

Respecto a la manera de detectar los ejemplares puede haber al menos dos enfoques:

- Método de búsqueda directa. Para el caso de especies de reptiles saxícolas y latebrícolas (que pasan la mayor parte de su vida entre grietas o bajo rocas, respectivamente), y para los de hábitos subterráneos, la estimación de la abundancia es mucho más compleja y laboriosa. Para reptiles pequeños de este tipo puede recurrirse al muestreo intensivo de un número suficiente de parcelas determinadas en un área, elegidas de modo que representen los distintos tipos de hábitat. Cada parcela puede tener, por ejemplo, un área aproximada de 50 x 50 m (2500 m^2, 1/4 ha) y en ella puede efectuarse una revisión minuciosa, teniendo gran cuidado de no alterar permanentemente troncos caídos o rocas, y de recolocarlos en su posición original una vez revisado cada sitio. Esto puede hacerse con un equipo de cinco personas, quienes recorren la parcela en forma simultánea, inspeccionando cada participante una franja de 5 m a cada lado y anotando lo visto. En este caso se conoce el área y el número de individuos detectados; por ello, es posible calcular una estimación de densidad en forma directa (ind/área). Dado que este método posibilita la captura momentánea de algunos individuos, éstos pueden marcarse en alguna forma que no altere demasiado su probabilidad de supervivencia ni su comportamiento social, con lo cual, en visitas posteriores es posible recapturar algunos individuos e intentar recuperar información acerca de sus movimientos, uso de hábitat, crecimiento y estado reproductivo, entre otros aspectos. Claramente, si a la detección de individuos se agrega la captura, marca y recaptura, este método requiere ejercer sumo cuidado en la manipulación de individuos los cuales, bajo ninguna circunstancia, deben extraerse de la parcela ni soltarse en un sitio distinto al de su captura. Dado que se trata de un método que requiere una considerable inversión de esfuerzo, su inclusión como método para monitoreo sistemático y periódico debe ponderarse con detenimiento.
- Con cercos de desvío. Para el caso de reptiles nocturnos (y algunos notoriamente subterráneos), algunos especialistas han hecho uso de parcelas en las cuales ubican trampas basadas en cercas de desvío y cubetas colocadas a intervalos. Una descripción general del método se encuentra en Sánchez (2001). Este método no solo requiere considerable esfuerzo, sino que exige atención extrema e intensiva del personal a cargo del muestreo, pues los reptiles y otros animales que pueden caer en estos dispositivos quedan en una situación altamente vulnerable a depredadores nocturnos mientras están en las cubetas, o al calor extremo y deshidratación si permanecen en ellas hasta el día siguiente. Se advierte, a los lectores interesados en el tema, obtener asesoría amplia de un herpetólogo experimentado antes de considerar incluir este método en un programa de monitoreo. Los tipos de datos que puede ofrecer el muestreo basado en cercos de desvío son similares a los que provee el muestreo diurno de parcelas, con captura. Si se decide utilizar cercos de desvío, en casos que involucren distintos tipos de hábitat debe considerarse que habrá que colocar estos dispositivos en un número suficiente de parcelas, lo que incrementa aún más el esfuerzo necesario para lo-

grar un monitoreo representativo. La repetición del protocolo de muestreo, dados sus requerimientos de esfuerzo y materiales puede implicar dificultades al ser incorporado a un programa de monitoreo sistemático en áreas extensas (Fitch, 1987). Además, el esfuerzo que requiere el montaje de muchos cercos y sus cubos de captura puede hacer necesario dejarlos colocados permanentemente, lo cual puede no ser recomendable bajo ciertas situaciones de campo, además de que mantener vigilados todos los dispositivos al mismo tiempo, para evitar eventuales muertes de animales capturados, requiere un considerable equipo humano.

Reptiles acuáticos y semiacuáticos

En esta categoría informal de reptiles, establecida sólo para fines de explicación del muestreo, pueden incluirse cocodrilos, tortugas dulceacuícolas y hasta algunas serpientes que suelen frecuentar las orillas de ríos, arroyos, lagunas, pantanos y otros cuerpos de agua, naturales y artificiales. En rigor, para animales acuáticos la densidad debería referirse en términos de volumen, no de superficie; sin embargo, esto haría demasiado complejo el muestreo (empezando por la necesidad de detectar animales en agua abierta), con la consecuencia de que un monitoreo podría volverse imposible en la práctica. Partiendo de que, para propósitos de monitoreo de poblaciones silvestres, no necesariamente tiene que conocerse la magnitud de la población, sino que suele bastar con tener algún índice de abundancia y evaluar sus fluctuaciones en el tiempo, a través de la repetición sistemática del muestreo en las épocas más adecuadas del año. Un índice es la relación entre dos o más variables numéricas, que refleja una proporción. Así, para el caso de reptiles que frecuentan las orillas de cuerpos de agua es perfectamente posible hacer recorridos contando los ejemplares observados, con referencia a la longitud de ribera que se recorrió. Así, es aceptable y sencillo usar un índice de abundancia expresado como tasa de encuentro (individuos/km). Este índice de abundancia, si se evalúa siempre de la misma forma y durante un lapso suficientemente largo (por ejemplo cinco a diez años), puede revelar la tendencia de la población en suficiente detalle como para apoyar la toma de decisiones de manejo (principalmente del hábitat para su conservación o mejoramiento) para garantizar la permanencia y estabilidad de una población local.

Un método análogo es el usualmente aplicado al caso de las tortugas marinas. Dado que se facilita interactuar con ellas en las playas durante la anidación, se aprovecha este fenómeno temporal -pero recurrente- para contar el número de hembras por kilómetro de playa; y también de nidos por kilómetro, repitiendo el proceso sistemáticamente durante cada año de arribada. De esta y otras maneras, desde hace varios años se ha construido una importante base de datos sobre estos quelonios marinos a escala mundial, la cual está empezando a revelar su utilidad al compararse cifras y tendencias, antes y después de los programas de vigilancia e incubación de huevos y de la liberación de crías con propósitos de apoyo a la supervivencia en etapas juveniles.

Hábitat

Uno de los aspectos elusivos acerca del monitoreo de poblaciones de especies silvestres es el seguimiento paralelo del estado del hábitat. No hay duda de que la contribución más significativa para mantener la biodiversidad es conservar extensiones suficientes y continuas que tengan vegetación natural en buen estado. Partiendo de que el hábitat es un concepto ecológico multidimensional, hacer un seguimiento exhaustivo de todos sus componentes quedaría descartado; lo esencial es obtener indicios del estado y variaciones que muestra un área en general respecto a los principales requerimientos conocidos de la especie. Así, por ejemplo, para el caso de reptiles, pueden incluirse en un programa de monitoreo de hábitat en un área dada, algunos de los siguientes aspectos generales:

- Presencia en el área de las comunidades vegetales en las que la especie ha sido reportada; su ubicación y extensión (por ejemplo, mediante cartografía a la escala apropiada y con datos de GPS).

- Disponibilidad de sitios de refugio adecuados para la especie en el área (por ejemplo, ubicación de sitios considerados óptimos con GPS).
- Disponibilidad de sitios propicios para la anidación en caso de especies ovíparas (igual que en el punto anterior).
- Disponibilidad de agua respecto a los requerimientos de la especie (por ejemplo, registro de las condiciones meteorológicas locales y de la formación de charcas).
- Fotografía sistemática de cada uno de los sitios de muestreo (cuatro imágenes por cada sitio, siempre desde el mismo sitio y en las cuatro direcciones cardinales).
- Para el caso de especies acuáticas, si fuese necesario ir a mayor detalle, el nivel de las aguas y alguna medida de su calidad, (por ejemplo, medición del nivel mediante balizas en riberas y toma de datos selectos como velocidad, turbidez mediante el disco de Secchi; DBO (demanda bioquímica de oxígeno), DQO (demanda química de oxígeno) u otras, sólo hasta el grado de detalle mínimo que requiera la atención del caso.

La repetición sistemática de algunos de los aspectos señalados, entre otros posibles, puede brindar una idea mínima pero suficiente del estado del hábitat local, al inicio de un programa de monitoreo y de sus cambios a través del tiempo.

B. Métodos específicos para distintos tipos de reptiles

Una vez descritos de modo general algunos métodos de uso frecuente, puede ilustrarse con algunos ejemplos la forma en que se han aplicado algunos de ellos a ciertos grupos taxonómicos.

Tortugas terrestres

Las tortugas terrestres pueden parecer fáciles de observar debido a sus hábitos diurnos, especialmente en sitios semiáridos, pero sus necesidades de termorregulación en diferentes horas del día las obligan a buscar refugio bajo matorrales, en oquedades del terreno, cúmulos de material vegetal muerto y otros sitios, lo cual hace la observación menos asequible. Sin embargo, la búsqueda exhaustiva de individuos puede ser aún más difícil en lugares con vegetación espinosa.

Bajo estas circunstancias, distintas experiencias han mostrado que para tortugas terrestres pueden utilizarse tanto la detección visual a lo largo de un trayecto como el muestreo en parcelas. Para el caso de la tortuga del desierto (*Gopherus agassizii*) en el estado de Nevada, EUA, se eligió utilizar el muestreo basado en trayectos (USF&WS, 2010). El diseño del muestreo involucró el recorrido diario de trayectos de 12 km, cada uno de los cuales sigue el perímetro de un cuadrado de 3 km por lado. Estos trayectos fueron recorridos por equipos de dos personas, quienes detectaron visualmente la presencia de individuos de *G. agassizii*. El proyecto para dar seguimiento a poblaciones de esta especie, con los detalles del programa de monitoreo y los métodos elegidos se pueden consultar en línea, en http://www.fws.gov/nevada/desert_tortoise/dt_reports.html. Este programa de monitoreo incluyó dos componentes adicionales: la estimación de la densidad de madrigueras y de restos de caparazones. Esto incrementa la utilidad neta de cada recorrido, proporcionando datos adicionales sobre la población local de estos quelonios. Con un diseño como el descrito, es posible obtener la información básica para tomar algunas decisiones de manejo del hábitat y otros factores, para mejorar las acciones de conservación de la población silvestre.

En contraste, en Arizona se eligió monitorear a esta misma especie con un mayor grado de detalle y con base en un diseño estratificado. En este caso se decidió trabajar en un número suficiente de parcelas representativas de los distintos tipos de hábitat; cada parcela midió 1.6 x 1.6 km. El esfuerzo de muestreo aplicado es de 60 días/persona (1 día/persona=8 horas de trabajo efectivo) por 45 días, durante el verano, cuando las tortugas muestran mayor actividad. Dado que el trabajo en parcelas es intenso, cada ejemplar detectado debió aprovecharse al máximo tomando datos como medidas, peso,

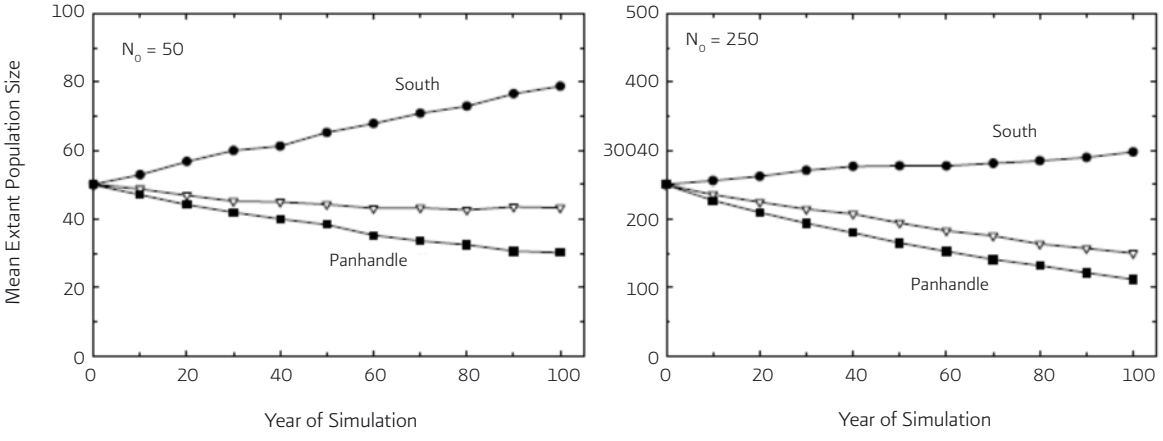
sexo, anillos de crecimiento en los escudos del caparazón, temperatura y otros. Asimismo, se tomaron datos sobre las madrigueras detectadas, ubicándolas con GPS. También, dada la existencia de enfermedades de las cuales se sabe que pueden ser rápidamente transmisibles y hasta fatales para una población de *Gopherus* spp., como la afección del tracto respiratorio superior (URTD por sus siglas en inglés), los técnicos de este proyecto utilizaron guantes desechables para la manipulación de cada individuo de tortuga registrado.

El grado de detalle que aporta este segundo enfoque para el monitoreo de *G. agassizii* es mucho mayor, pero requiere un esfuerzo mayor, rigurosamente uniforme y continuo en el tiempo. Esto obliga a tener en mente que, para instalar un programa con estas características, es necesario tener certeza de la continuidad de los apoyos institucionales, recursos económicos y de personal. Obtener resultados significativos, en cualquiera de las dos aproximaciones al tema, debe esperarse para plazos de entre 5 y 10 años. En un escenario óptimo, una combinación de ambos enfoques pudiera ser recomendable, excepto por los costos y personal necesario.

Una vez reunida la información necesaria sobre poblaciones de tortugas terrestres, monitoreadas mediante alguno de los métodos arriba explicados, es posible asociarla con datos sobre la historia natural de la especie, el estado del entorno silvestre y con potenciales amenazas a la supervivencia de la población estudiada (el deterioro demográfico, del ambiente o genético, mencionados al principio de este capítulo). Esto puede hacerse periódicamente, mediante el análisis conjunto de todos estos factores a través de algún algoritmo de simulación digital basado en la iteración –repetición– al azar de trayectorias de cada población para un número suficiente de ciclos reproductivos (por ejemplo, 100, 500 años u otro lapso). El programa de cómputo (Lacy, 1993; y actualizaciones posteriores del manual de uso) provee este tipo de simulaciones numéricas, cuya utilidad depende principalmente de que el usuario disponga de datos suficientes y se mantenga en apego a la objetividad.

Por otro lado, para el caso de otra tortuga terrestre de Norteamérica (*Gopherus berlandieri*), un grupo de especialistas trabajó durante un Taller de Análisis de Viabilidad de Poblaciones (PVA) cuyas bases son

Figura 1. Trayectorias del tamaño poblacional para poblaciones regionales de Gopherus berlandieri en Florida, bajo un escenario con presencia de la enfermedad del tracto respiratorio superior (URTD), de acuerdo con un análisis PVA basado en datos de campo y en modelado con el programa Vortex (Lacy, 1993) (figura tomada de Miller et al., 2001).



esencialmente las explicadas al principio de este capítulo) y determinó que, bajo presencia de la afección URTD, algunas de las poblaciones corrían mayor riesgo de disminuir hasta niveles peligrosos, especialmente las de tamaño reducido, entre 50 y 200 individuos. Para las de mayor tamaño podría anticiparse un escenario mucho menos pesimista (Miller *et al*., 2001, Figura 4 en la publicación original), principalmente por razones epizootiológicas.

Tortugas marinas y dulceacuícolas

Las tortugas acuáticas incluyen tanto especies marinas como dulceacuícolas. Las tortugas marinas han sido objeto de muy amplia investigación, con el consecuente desarrollo de métodos particulares que ya han alcanzado un alto grado de estandarización global; esto puede constatarse en Eckert et al. (1999). El tema es extenso y no puede tratarse en detalle aquí, pero en resumen, el arribo de tortugas hembras a las playas durante la época de puesta de huevos, ofrece buenas oportunidades para el monitoreo, que usualmente involucra la cuenta del número de hembras de cada especie y el número de nidos por kilómetro de playa, el seguimiento de la incubación de los nidos, la marca permanente de ejemplares y otros aspectos. Un ejemplo ilustrativo de los métodos y resultados alcanzables es el informe de seguimiento de *Dermochelys coriacea* (una de las tortugas marinas en mayor riesgo) luego de cuatro años de trabajo en la región de Gamba, Gabón (Verhage *et al*., 2006). La publicación está disponible en línea. http://assets.panda.org/downloads/wwfgabon_marine_turtle_report_four_years.pdf).

Para el caso de tortugas dulceacuícolas, varios métodos de monitoreo del estado de las playas fluviales, de las hembras que arriban y de los nidos, se han importado/adaptado directamente de los protocolos de trabajo empleados para tortugas marinas. Sin embargo, para efectos de evaluación inicial y seguimiento de poblaciones, puede recurrirse a técnicas complementarias como la detección visual diurna, contando tortugas que toman el sol, y nocturna con ayuda de luz artificial, tratando de ubicar la mayor cantidad posible de tortugas activas. Estas técnicas suelen dar un buen rendimiento, especialmente porque lo que se persigue en la mayoría de los casos es obtener algún índice de abundancia de las tortugas que sea susceptible de repetición, y no una evaluación del tamaño de la población. Usualmente la revisión se practica recorriendo las riberas de cuerpos de agua, con el mayor sigilo posible (se recomienda en bote de remos o a pértiga, no de motor) y a una velocidad prudente, lo más uniforme posible para evitar contar a un individuo más de una vez.

Cuando el propósito es una estimación aproximada del tamaño de la población local, puede recurrirse al uso de trampas específicas para tortugas, cebadas con pescado u otro atrayente; algunas de ellas están basadas en aros de metal y red de malla alrededor de éstos, con un embudo igualmente de malla en el aro de la entrada, de modo que las tortugas puedan entrar pero no salir sin ayuda; estas y otras trampas de distintos diseños deben colocarse de modo que permitan a las tortugas salir a respirar (sólo parcialmente sumergidas). Una vez capturadas, las tortugas pueden ser medidas, sexadas, marcadas y hasta sujetas a biopsias cuidadosas en busca de material para estudios genéticos y de salud. Con todo ello se pueden obtener datos que reflejen más detalladamente la abundancia, que permitan calcular con base en recapturas un estimado de la magnitud de la población, que den idea de la estructura de población por categorías de talla y, por ende, indicios acerca del reclutamiento de jóvenes en la categoría de adultos. Tortugas como las de los géneros *Apalone, Trachemys* y *Kinosternon* pueden ser monitoreadas con estas técnicas, mediante la iteración sistemática de los procedimientos de muestreo.

Un ejemplo que ilustra la aplicación de métodos de este tipo lo proveen Rosen *et al*. (2005), para *Kinosternon sonoriense longifemorale* en el Organ Pipe Cactus National Monument, al suroeste de Arizona; puede consultarse en línea en la URL: http://www.nps.gov/orpi/naturescience/upload/ch5_mudturtle.pdf. El trabajo de monitoreo mostró que existe una tendencia de disminución de la población de esta tortuga, la cual parece asociarse con una prolongada sequía, cuyos efectos pueden modificar el éxito reproductivo,

la disponibilidad de alimento y otros aspectos. No obstante, como en otros ejemplos, Rosen y sus colaboradores concluyen que el monitoreo debe continuar en plazos más largos, a fin de detectar si efectivamente la tendencia se dirige hacia el colapso de la población, o si es sólo la parte baja de un fenómeno cíclico multianual. Como se aprecia claramente, el monitoreo debe ser parte consustancial a cualquier programa de conservación de reptiles; esto es especialmente importante para casos como el de esta tortuga, subespecie endémica a una pequeña área del suroeste de Arizona y noroeste de Sonora.

Cocodrilianos

Los cocodrilianos son reptiles de alta relevancia por una variedad de razones, que van desde la necesidad de conservarlos hasta el interés en aprovecharlos como recurso económico y, en ciertas circunstancias, el reclamo de controlarlos cuando representan riesgo para comunidades humanas.

En México existen tres especies de cocodrilianos (*Crocodylus moreletii*, *Crocodylus acutus* y *Caiman crocodilus*). Son reptiles principalmente acuáticos, por lo que su monitoreo implica retos similares a los que plantean las tortugas dulceacuícolas. Cocodrilos y caimanes muestran hábitos de actividad con un fuerte componente nocturno, lo cual ofrece una buena oportunidad para diseñar un programa de monitoreo basado en tres enfoques mutuamente complementarios:

- la detección visual nocturna (DVN),
- la marca y recaptura de ejemplares (MRE) y,
- la ubicación y seguimiento de nidos (USN).

La DVN es quizá el método más ampliamente difundido, especialmente porque provee el dato esencial para reconocer tendencias de una población local. Consiste en el recorrido de riberas, usualmente en bote, a una velocidad tal que permita detectar la presencia de ejemplares de cocodrilos mediante el reflejo de luces artificiales en el *tapetum lucidum* del fondo de sus ojos. Un observador experimentado puede inclusive reconocer en general tres categorías de talla, lo cual adiciona un atributo útil a esta técnica de detección. Sin embargo, donde existe más de una especie de estos reptiles, la correcta asignación de los registros visuales puede tornarse laboriosa y compleja. La técnica DVN permite convertir el número de cocodrilos o caimanes avistados y la longitud del recorrido a una *tasa de encuentro* (individuos/km), cifra que puede tomarse como un índice de abundancia en ese trayecto y cuya principal utilidad es alimentar la determinación periódica de sus incrementos o disminuciones. Los resultados de este tipo de muestreo suelen ofrecer resultados en lapsos de entre 5 y 10 años, aunque fenómenos cíclicos multianuales suelen hacerse aparentes en lapsos mayores. Normalmente se asume que los incrementos o decrementos de la tasa de encuentro pueden obedecer a cambios en la situación que guarda la población, lo cual permite apoyar la toma oportuna de medidas precautorias de conservación (Platt y Thorbjarnarson, 2000). Lo que no permiten los resultados de la DVN es determinar un número exacto de cocodrilos en un cuerpo de agua dado; no debe olvidarse que se trata sólo de un índice de abundancia, que en todo caso refleja el número mínimo de ejemplares que existen en un sitio muestreado, considerando que un número indeterminado de individuos pueden haber estado presentes pero no fue posible detectarlos. Esto implica que cualquier percepción gruesa de población de cocodrilos inferida mediante DVN puede subestimar el número real (Brown *et al*., 2004; Platt y Thorbjarnarson, 2000). Es muy recomendable que el muestreo DVN se efectúe en la época de secas, cuando los cuerpos de agua tienen menor nivel y, por ello, los cocodrilos suelen hallarse más concentrados; por otro lado, en latitudes como las de México usualmente el cortejo ocurre en la sequía, calendario que permite la puesta de huevos al iniciarse la época lluviosa (Navarro Serment, 2004).

Una técnica para el monitoreo de cocodrilos que complementa a la DVN es la captura momentánea, medición, marca, liberación y posterior recaptura de individuos (MRE). A diferencia de la DVN, la técnica MRE requiere la manipulación de individuos; en

caso de ejemplares mayores. Una buena guía respecto a las técnicas de campo útiles para el muestreo de cocodrilos es la de Cherkiss *et al.* (2008). Una vez capturado un ejemplar, debe medirse de acuerdo con algún protocolo mínimo que incluya sólo las dimensiones indispensables, entre otras la talla y el peso, para evaluar las relaciones entre estas variables. Aunque puede parecer interesante tomar muchas otras medidas, el hacerlo puede resultar en un impedimento considerable para un monitoreo eficiente. Es recomendable sexar y, sobre todo, marcar a los ejemplares capturados, especialmente porque en caso de ser recapturados el registro de sus datos corporales ofrecerá la posibilidad de detectar los cambios que experimentan. Las marcas más adecuadas, por su durabilidad y por la posibilidad de ser numeradas en serie, parecen ser rótulos en forma de grapa construidos de metal monel. Si se piensa a escala de toma de decisiones por países, debería aspirarse a contar con un sistema nacional de numeración única para marca de cocodrilos, a fin de evitar que distintos programas de monitoreo se causen confusión mutua al utilizar series independientes de números. Con el método de MRE también es posible tomar pequeñas biopsias de los ejemplares, que mediante análisis de laboratorio permiten evaluar sus relaciones genéticas y otros aspectos. Se recomienda efectuar el muestreo MRE una vez concluido el recorrido inicial destinado exclusivamente a DVN, es decir, puede aprovecharse para MRE el recorrido de regreso en la misma ruta de trabajo utilizada para contar visualmente los cocodrilos. Un ejemplo de aplicación de las técnicas para MRE puede verse en García-Grajales *et al.* (2007)

Una tercera técnica, sinérgica con DVN y MRE, es la ubicación y el seguimiento de nidos (USN). Esta consiste en el recorrido de tramos de arroyos, riberas de lagunas y otros cuerpos de agua en busca de nidos. Existen especies de cocodrilos que construyen nidos principalmente excavando en playones arenosos de ríos (por ejemplo *C. acutus*; Casas-Andreu 2003) y otros que frecuentemente recurren a la construcción de nidos en sitios a veces bastante alejados del agua, amontonando hojarasca en cúmulos a veces de más de dos metros de diámetro y medio metro de altura (por ejemplo *C. moreletii*; Navarro-Serment, 2004). La búsqueda de nidos de cocodrilianos es un proceso que requiere la inversión de mucho esfuerzo y tiempo. Además, una vez ubicado un nido y registrada su posición con GPS, puede ser recomendable su revisión inmediata, además de hacerle al menos una visita posterior, por ejemplo al final de la época de lluvias, para documentar el grado de éxito reproductivo que alcanzaron. Dado que los nidos representan una alta inversión de energía por parte de la población local de cocodrilos y son su principal apuesta de supervivencia, la revisión debe ser sumamente cuidadosa para no incrementar con la presencia y manipulación humana los factores de riesgo naturales. De un nido usualmente se toman las medidas, su distancia al borde del agua, el número total de huevos y su condición de viabilidad (si resulta prudente tener acceso a ellos y manipularlos con sumo cuidado, recolocándolos en su sitio y reacomodando el nido). Como se ve, el método USN implica mayores riesgos para la población de cocodrilos cuando se incluye la manipulación de nidos y huevos, además de que la relación entre esfuerzo invertido y resultados puede ser menos que óptima. Sin embargo, en países donde existe el aprovechamiento de cocodrilos basado en "rancheo" (cosecha de huevos o juveniles en el medio silvestre, para su crecimiento en cautiverio y posterior comercialización al alcanzar el estado adulto), la técnica USN es indispensable en un programa de monitoreo de poblaciones de estos reptiles. Para conocer un ejemplo véase un estudio en Zimbabwe, con muestreos diferenciados por regiones (Zimbabwe Parks, 2006). La evaluación de tendencias con enfoques como los aquí presentados, está ampliamente documentada en muchos estudios en distintas partes del mundo; las explicaciones generales que se han ofrecido aquí respecto a DVN, MRE y USN deben ser profundizadas por los potenciales interesados, consultando literatura específica; varios métodos de trabajo se resumen en Webb *et al.* (1987).

Iguanas y otros lagartos

El monitoreo de saurios, aunque en general admite la aplicación de métodos estándar para el levantamiento de datos de campo, puede plantear algunas particularidades debido a la gran variedad de especies, con diferentes tamaños, formas, hábitos e historias de vida. Debe considerarse si la especie de interés desarrolla su mayor actividad en horas diurnas o nocturnas. Por otro lado, el tamaño y el comportamiento general de la especie de interés son relevantes, puesto que la combinación de talla reducida y la tendencia a ocultarse entre el follaje u otros objetos dificultan la detección de ejemplares. Debe considerarse el calendario local de las actividades reproductivas, pues durante el apareamiento machos y hembras suelen desarrollar mayor actividad, por lo que resultan más visibles que en otras épocas (las hembras pueden ser más difíciles de detectar una vez iniciada la puesta y/ cuidado de los nidos).

Además, puede ser importante incluir como parte del acervo de datos la ubicación de madrigueras y/o sitios de anidación, cuando esto sea relevante y factible, a fin de dar seguimiento al uso del hábitat y a la reproducción. Este seguimiento puede resultar complicado y suele exigir gran inversión de esfuerzo, por lo que el criterio del personal responsable debe ser prudente respecto a la relación costo-beneficio de incluir muchos detalles en las actividades sistemáticas de monitoreo. Dicho lo anterior, para los saurios en general pueden aplicarse tres métodos equivalentes a los citados para cocodrilos y caimanes (detección visual, marca-recaptura de ejemplares, y ubicación y seguimiento de nidos). Sin embargo hay que hacer algunas adecuaciones; la primera implica considerar que la detección visual de saurios en trayectos supone retos similares a los de detectar tortugas terrestres, sólo que incrementados por la capacidad de los lagartos de ocultarse con rapidez, inclusive anticipando la llegada del observador, lo que reduce su probabilidad de ser detectados. Dado que se trata de producir una estimación de la densidad (δ) de lagartos a lo largo de un trayecto mediante las distancias de cada avistamiento respecto a éste, es claro que si se hace sólo uno o muy pocos trayectos, se corre el riesgo de subestimar la densidad en el área general (o peor aún, de sobreestimarla, lo cual puede implicar errores de manejo de mayores consecuencias). Además, para asegurar que el valor de δ para cada trayecto sea realista, deberían hacerse varias repeticiones del mismo en diferentes días, pues inclusive las condiciones meteorológicas al momento del recorrido pueden afectar el recuento de lagartos. Por estas razones, un buen programa de monitoreo de saurios debe incluir un número suficiente de trayectos en cada tipo de vegetación (estratificando así el muestreo de manera representativa), puesto que con suficientes repeticiones esto permitirá estimar una densidad promedio para cada tipo de hábitat, con su intervalo de confianza, valor mínimo y un valor máximo. Con ello se dispondría de una estimación de mínima, máxima y promedio, así como al menos la desviación estándar para cada tipo de hábitat. Con estos datos y conociendo la extensión de hábitat de cada tipo puede hacerse una estimación de la población potencial por tipo de hábitat en el área y, sumando las cifras resultantes, estimar el tamaño de la población potencial del área. Al hacer esto, deben excluirse de la cuenta aquellas extensiones del área donde el hábitat natural ha sido visiblemente perturbado o que, por otras razones no se considere hábitat utilizable por la especie de reptil que se monitorea. El manejo de la incertidumbre estadística es un factor muy importante en la conservación de especies silvestres y su hábitat, por lo cual se hace énfasis en la consideración de los valores mínimo y máximo de densidad así como en la producción de medidas de incertidumbre, al menos la desviación estándar, para disponer de un intervalo de confianza en el cual basar las decisiones de manejo. Claramente, respecto al intervalo de confianza de densidad, conviene tomar el límite inferior del mismo para producir estimaciones de población potencial, a fin de reducir el riesgo de sobreestimación. Con base en experiencias prácticas y consideraciones teóricas, se ha recomendado que para trabajar adecuadamente con datos provenientes del método de cuenta de individuos en trayectos, un tamaño de muestra adecuado -número total de individuos registrados en todos los trayectos- debería ser de al menos 60 u 80 individuos observados Buckland *et al.* (1993). Si no se ha alcanzado esa cifra, por ejemplo debido a las carac-

terísticas de densidad la especie, debería aumentarse el tamaño de muestra agregando más trayectos.

Usualmente, debido al pequeño tamaño de algunas especies, en los recorridos de detección visual sólo se cuentan los individuos y sus distancias perpendiculares al eje del trayecto; pero en casos donde es posible distinguir al menos dos categorías de talla (juvenil y adulto), puede agregarse este dato, con lo que la información incrementaría su alcance y utilidad.

Para especies pequeñas de saurios, puede optarse por la variante del método de distancias de detección de individuos conocida como observación en puntos determinados. En este caso, en lugar de recorrer a velocidad apropiadamente lenta un trayecto, se eligen puntos a lo largo de un trayecto separados por ejemplo 100 a 200 metros. En cada punto, llegando a éste con el mayor sigilo posible, un grupo de por ejemplo tres observadores miran en distintas direcciones, espalda contra espalda, registrando la presencia y distancia de lagartos, procurando no contar los que queden en el campo visual de sus compañeros. Cabe señalar que, para no alterar el patrón original de ubicación de los lagartos, conviene utilizar un *range finder* (equipo opto-electrónico que permite determinar la distancia a un árbol o roca donde se detecte un individuo sin moverse del punto de observación). Si no se dispone de ese equipo, se toma nota mental del sitio exacto de ubicación de cada individuo y al terminar la cuenta se registra el dato con cinta métrica. No obstante, debe tomarse en cuenta que en situaciones de eventual abundancia alta de individuos, la tarea puede volverse muy compleja. En todo caso, los datos levantados de esta manera (distancias de cada individuo respecto al punto de registro) pueden analizarse sin problema mediante el ya citado software Distance, puesto que se trata de distancias radiales respecto al punto de observación, lo que elimina la necesidad de transformar distancias angulares a perpendiculares, propia del registro de individuos a lo largo de trayectos. Cabe señalar que, permaneciendo estáticos los observadores, es probable que no induzcan el movimiento de los saurios que se hallan entre el follaje o detrás de troncos u otros accidentes del terreno; esto implica la necesidad de buscar que el número mínimo de muestra total-es decir, de individuos detectados en total, en los distintos puntos de registro ubicados a lo largo de un trayecto- sea mayor en un 25% a los 60-80 arriba sugeridos para el muestreo en trayectos (para conocer otros detalles sobre tamaños de muestra véase Buckland *et al*., 1993).

Cuando se trabaja en sitios con tipos de vegetación relativamente abiertos, el método basado en detección de individuos a lo largo de trayectos suele rendir mejores resultados. En ambientes con vegetación densa, la detección en puntos a lo largo de un trayecto puede ser la única vía razonable para hacer el registro de ejemplares. En el caso de los trayectos, de manera óptima éstos deben trazarse en buen hábitat y no optar por recorrer senderos o caminos existentes, puesto que entonces se estaría muestreando un sitio con muy notorio efecto de borde, cuyas diferencias con los manchones de vegetación más natural son muchas debido a presencia y abundancia diferentes de distintas especies lo que afectará, sin duda, la representatividad de los datos que se obtengan. Deberían hacerse recorridos prospectivos antes de tomar decisiones sobre la ubicación de los trayectos para muestreo. Como en todos los casos de monitoreo, si existen distintos tipos de hábitat el muestreo debe estratificarse, estableciendo un número suficiente de trayectos en cada uno de ellos.

Hayes y Carter (2000) discuten en mayor detalle algunos de los aspectos señalados arriba, con aplicación especial a iguanas; sin embargo, el personal a cargo de un programa de monitoreo de saurios pequeños debe hacer una adaptación particular al caso de la especie que atiende. Para el caso concreto de las iguanas en México, que tienen interés para el hombre desde puntos de vista adicionales a la conservación por sí misma, pueden considerarse algunas especificidades: la primera es que, si se desea estimar densidades de población y sus tendencias con mirada hacia el aprovechamiento sustentable, es preferible eliminar la variabilidad de datos debida a discrepancias de percepción por distintos observadores. Así, es deseable que una sola persona haga las observaciones, pero si la densidad de iguanas fuera relativamente alta, puede ser necesario ceder en este aspecto y contar don dos o tres personas que re-

gistren sin error los sitios en los cuales se les detectó y sus distancias respecto al trayecto o punto de muestra. Cuando es necesario formar equipos para el registro visual de iguanas en trayectos, es recomendable que los observadores porten *range finders* o, si no puede contarse con esos equipos, es conveniente mantener la precisión (la dispersión entre varias estimaciones visuales respecto a una misma distancia) y la exactitud (qué tanto se acerca la estimación al valor real) lo más homogéneas que se pueda; para ello, cada observador debe calibrar periódicamente sus estimaciones visuales de distancia, en momentos distintos al monitoreo, observando objetos lejanos y cercanos, registrando en una tabla su estimación de distancia y luego midiendo la distancia real. Esto permite a cada persona conocer las discrepancias de sus estimaciones e irlas reduciendo progresivamente. Asimismo, otra práctica recomendable es que los miembros de un equipo participen en un mismo ejercicio, periódicamente, comparando sus estimaciones de distancia a un mismo objeto con el valor real, a fin de disminuir las diferencias personales en precisión y exactitud.

En el caso de las iguanas es menos difícil reconocer dos o tres categorías arbitrarias de talla (y en adultos el sexo, considerando el dimorfismo secundario en la altura relativa de las crestas de escamas mediodorsales y otros rasgos); por ello se recomienda tratar de incluir esos datos, que pueden contribuir a entender mejor aspectos de la estructura de la población así como de uso diferencial del microhábitat por distintos sexos y categorías de tamaño.

Entre las propuestas más detalladas e ilustrativas respecto al monitoreo sistemático de iguanas están las de Iverson (1978). Varias consideraciones útiles para el muestreo sistemático de iguanas se encuentran en Hayes y Carter (2000), y un ejemplo numérico interesante respecto a los retos que implican la detección de iguanas en trayectos y el procesamiento de datos con Distance para su abordaje práctico, lo provee Murton (2008).

Existen algunas experiencias sobre estimación de densidad y demografía de iguanas generadas en los trópicos de México, principalmente en Oaxaca, Veracruz y Chiapas, al menos en la última década; varias de ellas se refieren en las memorias de reuniones efectuadas por el Subcomité Técnico Consultivo para la Conservación, Manejo y Aprovechamiento Sustentable de las Iguanas en México, las cuales pueden consultarse en la URL http://www.subcomitedeiguanas.org/publicaciones.htm. Por otra parte, existen datos sobre reproducción de sendas especies de *Iguana* y *Ctenosaura* para la costa del Pacífico mexicano en Chamela, Jalisco (Casas-Andreu y Valenzuela, 1984).

Si el monitoreo de saurios que se desea efectuar requiere un mayor grado de detalle, puede recurrirse a la captura, marca y liberación de ejemplares en distintas oportunidades sucesivas. Este tipo de muestreo puede efectuarse designando parcelas de superficie conocida; así puede intentarse el cálculo de la densidad absoluta, y el modelado de densidades y fluctuaciones de población, con base en los datos de capturas, recapturas, medición, peso y sexado de ejemplares. Un ejemplo interesante lo proveen Castañeda Gaytán *et al.* (2003) quienes trabajaron en el desierto de Durango, México, con una población de *Uma paraphygas*, un pequeño lagarto mexicano habitante de dunas y actualmente considerado en peligro. Estos autores consideraron dos parcelas de duna, de dos hectáreas cada una y separadas entre sí por 200 m, muestreándolas en cada estación del año por dos años. Capturaron los lagartos con métodos manuales y los marcaron, con tanto éxito que para cada parcela lograron marcar todos los especimenes existentes, lo cual les permitió acceso directo a la densidad absoluta. Midieron, pesaron y sexaron a todos los lagartos, con lo cual definieron la estructura de población por tallas y sexos, y hasta calcularon la biomasa por superficie. Sus resultados indican que en el período de dos años, las densidades aparentes de individuos fueron más altas justo antes de las lluvias: Este es un resultado importante, pues si se deseara instalar un programa de monitoreo para efectos de toma de decisiones de manejo, si se desea obtener un número lo más próximo posible al real, el muestreo debería efectuarse en la época de mayor detectabilidad de individuos.

En casos menos afortunados que los de estos autores; es decir, cuando no se conoce el número total

de individuos en una población, como mínimo puede lograrse una estimación aproximada del tamaño de población mediante un par de eventos de captura, marca y recaptura, si estos ocurren en un lapso suficientemente corto. Esto es, suponiendo que en ese lapso no nacen o mueren individuos, que la probabilidad de captura es equivalente para todos los individuos y que las marcas no se pierden. El modelo básico fue desarrollado por Lincoln-Petersen (Lancia *et al*., 1994) y es aplicable cuando sólo se tienen dos muestreos, uno inicial y uno para recaptura.

En su forma básica, el índice puede expresarse como:

$$N = n_1 (n_2) / m_2$$

Donde:

n_1 = número de individuos capturados, marcados y liberados la primera vez.

n_2 = número total de individuos capturados en la segunda muestra

m_2 = número de individuos con marca en la segunda muestra

Para el caso en que no se obtenga un número grande de individuos en las muestras (por ejemplo, con base en la experiencia y para el caso de los reptiles, si las muestras son menores que 25 individuos), pueden hacerse los cálculos mediante la modificación del modelo introducida por Chapman (1951), la cual compensa para tamaños de muestra pequeños:

$$N = [(n_1+1) (n_2+1) / m_2+1] -1$$

Cálculos con herramientas como las descritas permiten adquirir una idea rápida bastante aproximada acerca del tamaño de una población relativamente confinada (por ejemplo a algún valle, laguna u otro tipo de geoforma). Si la proporción de recapturas es muy baja, el modelo supone que se trata de una población grande.

Cuando existe manera de hacer muestras de captura-marca-recaptura reiteradamente, pueden emplearse modelos más complejos como los de Schnabel o Jolly-Seber (Lancia, 1994). Estos se muestran más útiles para casos en los cuales se desea instalar y operar un programa de monitoreo suficientemente prolongado en el tiempo. Claramente, este método de cálculo puede aplicarse a muchos otros grupos de reptiles aparte de los lagartos.

Una variante de método para monitoreo de lagartos pequeños es un híbrido entre trayecto y parcela, que más se asemeja a esta última pues es un trayecto de longitud y anchura determinadas, cuya superficie debe ser adecuada a la escala del área que se investiga. En este enfoque, se intenta detectar a los animales que se encuentran estrictamente dentro de ella. Con este método se han abordado casos de monitoreo a largo plazo, con muestreos cada dos años durante un total de 18 años (1988-2006), para todas las especies de lagartos diurnos conocidos del Organ Pipe Cactus National Monument, Arizona (Conner y Holm, 2005; Schmidt *et al*., 2007). Los datos así obtenidos no solamente han permitido calcular gruesamente las densidades de distintas especies en 19 trayectos de entre 100 y 300m de longitud, sino que además, han hecho posible un enfoque de monitoreo sistemático basado en el cálculo del índice de diversidad de Shannon-Wiener (Magurran, 1988):

$$H' = -\Sigma (p_i \times ln(p_i))$$

Donde:

H' = índice de diversidad

pi = proporción de la especie *i* en la muestra total de individuos

$ln(p_i)$ = logaritmo natural de p_i

Una vez efectuado el producto $p_i \times ln(p_i)$ para cada especie, se suman los resultados y a la suma se le cambia el signo (esto último, para compensar el hecho de que los productos son todos ellos negativos, al ser fraccionarios). Realizando el muestreo de campo en fechas sucesivas y con el mismo esfuerzo de muestreo cada vez, es posible mediante este índice, detectar

tendencias de variación en la diversidad ecológica, es decir en la riqueza de especies y las abundancias relativas de éstas. Este es un buen enfoque para tomar decisiones sobre comunidades de reptiles en plazos medios y largos.

Los detalles del trabajo de monitoreo de reptiles en el Organ Pipe Cactus National Monument pueden verse en un reporte técnico disponible en línea: http://www.nps.gov/orpi/naturescience/upload/ch6_lizards.pdf. en ese estudio, el uso de esas técnicas permitió observar que la abundancia de todas las especies de lagartos fue mayor en un año particularmente lluvioso (1998) y que el valor de H', experimentó fluctuaciones en el período de 18 años, con altibajos notorios, pero con una tendencia de estabilidad general. Un monitoreo como este, orientado al seguimiento de la comunidad de saurios, dio sin embargo información suficiente como para detectar qué especies son más susceptibles a los cambios del entorno, con lo cual se espera detectar aquellas que pudieran ser mejores indicadores de éstos, con lo que podría simplificarse el monitoreo orientado a la toma de decisiones oportunas de conservación.

Serpientes

Las distintas especies de serpientes, por su heterogeneidad respecto a la utilización que hacen del espacio, el tiempo y otros recursos, presentan retos especiales para su monitoreo. En una misma localidad pueden hallarse especies grandes y muy pequeñas, diurnas y nocturnas, así como subterráneas y epigeas; eso obliga al diseño cuidadoso de un programa de monitoreo, sobre todo si se desea enfocarlo a la comunidad de ofidios más que a una especie en particular. Los patrones de residencia y movimientos de las serpientes son poco predecibles por lo que, a diferencia de la mayoría de los lagartos, dirigir un programa de monitoreo a una especie de serpiente en particular puede resultar en una relación costo-beneficio mucho menos que óptima (Parker y Plummer, 1987). Con algunas excepciones, suele resultar más adecuado aprovechar el esfuerzo de monitoreo orientándolo a la comunidad local de serpientes. Por otro lado, muchas especies desarrollan su actividad en un lapso muy corto del ciclo anual, en tanto que otras pueden hallarse activas gran parte del año; esto depende también de la latitud y de los tipos de ambiente, pues por ejemplo en los trópicos húmedos, los lapsos de actividad suelen ser mucho más extendidos que en sitios áridos o templados, estos últimos con marcada estacionalidad.

La detección visual de serpientes a lo largo de trayectos puede rendir algunos resultados para especies diurnas muy activas, o que resultan muy conspicuas mientras se calientan al sol (sólo como algunos ejemplos, los géneros *Masticophis*, *Pituophis*, *Salvadora*, *Arizona*, y ciertas especies de *Crotalus*). Otras serpientes, aunque pueden desarrollar actividad diurna, suelen permanecer bajo arbustos. Otras más suelen pasar la mayor parte del tiempo en resquicios de rocas o bajo éstas –especies saxícolas o latebrícolas- por lo que su visibilidad es menor y se dificulta su registro en un trayecto, aún si éste es recorrido a paso moderado. Así, especies como las de los géneros *Lampropeltis*, algunas *Thamnophis*, *Conopsis* y algunas *Crotalus*, entre muchas más, pueden requerir una búsqueda activa que va más allá de mirar desde el eje de un trayecto. Sin duda esto puede hacer inoperante el uso de métodos como la detección visual y el registro de distancias al eje del trayecto para estimar la densidad; en todo caso, puede recurrirse a delimitar un cierto ancho de franja a cada lado del trayecto, para así definir un tamaño adecuado de parcela y estimar la densidad aparente de las serpientes en ella buscándolas con detenimiento para contar el número de ellas presente en esa superficie. Asumiendo que se decidiera hacerlo así, la base para lograr una estimación cuando menos aceptable es designar un número adecuado de trayectos en cada tipo de vegetación de un área de estudio; esto permitirá disponer de datos suficientes para estimar un intervalo, un valor promedio y un margen de incertidumbre. Finalmente, debe tenerse en cuenta que algunas serpientes normalmente nocturnas o subterráneas, ocasionalmente pueden mostrarse activas en la superficie si existen condiciones de nubosidad y humedad alta, lo que puede influir haciendo atípicos los resultados del monitoreo.

Registrar datos para monitorear una comunidad de ofidios implica incluir a todas las serpientes que sea posible, incluidas las de hábitos nocturnos. El registro de esas especies involucra efectuar recorridos adicionales de los trayectos por la noche (con lo que la inversión de esfuerzo es mucho mayor, especialmente cuando se han trazado numerosos itinerarios). Además, a diferencia de muchas serpientes nocturnas que pasan el día bajo tierra, otras especies son completamente subterráneas, y su monitoreo requiere planteamientos y métodos completamente distintos a los hasta aquí descritos.

Con un programa de monitoreo básico se pretende constatar la presencia y ubicación, la persistencia y la abundancia de una o varias especies en un área determinada. No obstante, para el caso de las serpientes y dependiendo de los objetivos de cada programa de seguimiento, debe decidirse si se dará seguimiento a una o varias especies y si interesan las de algún gremio ecológico en particular (diurno, nocturno, latebrícola, entre otros posibles). Asimismo, debe tenerse en cuenta la complejidad del trabajo práctico al decidir si, además de la presencia, se desea registrar otros tipos de datos cada vez que se produzca el encuentro con un individuo, especialmente cuando se pretende la captura momentánea, el registro de datos y la liberación en el mismo sitio de captura.

Un ejemplo de métodos aplicables a serpientes que, aunque son más activas de noche son fácilmente visibles en las horas diurnas, es el aplicado a una especie de *fer-de-lance* o *jararaça* (*Bothrops insularis*) -una nauyaca- endémica de la Isla Queimada Grande, Brasil. Un grupo de investigadores trabajó en parcelas de 10x10 m^2, designando un número suficiente de ellas para representar adecuadamente los distintos tipos de hábitat presentes en el área total de la isla. Cuatro observadores delinearon rápidamente con cuerdas la parcela a muestrear, extendiendo cuerdas perimetralmente en el área marcada con estacas previamente colocadas. Al hacerlo se aseguraron de registrar cualquier serpiente que saliera del límite en el momento; hecho esto, se dividieron la parcela en busca de más ejemplares (en el caso de esa isla, se colocaron 26 parcelas separadas entre sí por al menos 50 m (Martins *et al*., 2008). Con ello lograron calcular la densidad; e, inclusive generaron una cifra global de la población potencialmente presente en la isla, 2134 serpientes en los bosques. Esta cifra resultó estar en el límite inferior del intervalo estimado 30 años atrás (2000-4000 individuos). Antes de diseñar un programa de monitoreo de una especie en particular es necesario conocer su historia natural lo mejor que sea posible, a fin de hacer óptima la relación esfuerzo/resultados (Sasa *et al*., 2009)

Otros autores han efectuado monitoreos dirigidos a la comunidad local de especies de serpientes más que a un taxón focal. Para ello han intentado optimizar el resultado del esfuerzo, el cual resulta muy considerable, pues suele emplearse la técnica de colocación de cercos de deriva con trampas de caída en los extremos. Colocar trampas de esta naturaleza implica no solamente muchos materiales y trabajo para su colocación, especialmente en diseños de monitoreo estratificados por tipos de hábitat, sino la necesidad de supervisarlas con frecuencia, dado que contendrán animales vivos mientras estén operando. Por otro lado, dada la alta inversión de esfuerzo para su instalación, suelen dejarse colocadas; por ello, deben permanecer bloqueadas de modo efectivo mientras no sea época de muestreo, para evitar que mueran animales accidentalmente. Todo esto puede tener la complicación adicional de la incierta permanencia de las trampas, en sitios donde transitan personas ajenas al programa de monitoreo.

Un ejemplo esclarecedor lo proveen Conner *et al*., 2006), quienes instalaron trampas de cerco de deriva en el Organ Pipe Cactus National Monument, Arizona y analizaron los datos obtenidos entre 1987 y 2005, para monitorear la comunidad de serpientes. Debido a las limitaciones de construir y mantener líneas de cercos permanentes y asumiendo la homogeneidad del hábitat en ese espacio silvestre, decidieron monitorear un solo trayecto con 12 trampas cerco-cubeta de 10 a 18 m de longitud cada una. Activaron las trampas por cuatro noches una vez al mes, durante la luna nueva y en días sin perturbaciones meteorológicas importantes. Revisaron las trampas diariamente, retirando con todo cuidado cada animal capturado, a fin de deter-

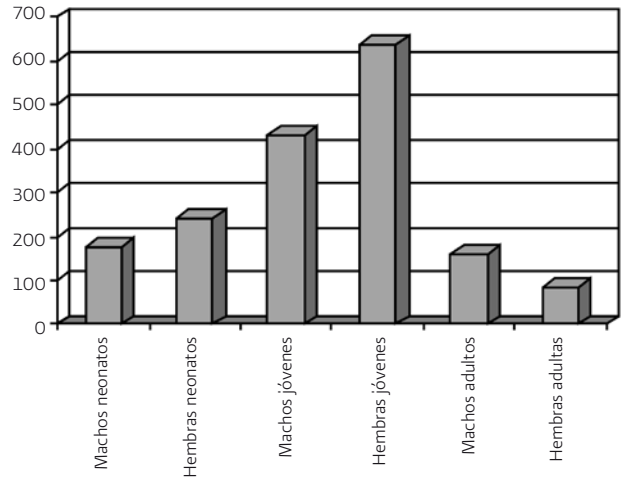
minar la especie, medirlo, pesarlo, sexarlo, marcarlo y liberarlo a la mañana siguiente en un refugio apropiado contra el calor y los depredadores potenciales. El muestreo de serpientes basado en cercos de deriva debe efectuarse con sumo cuidado, para evitar muertes de animales por frío o calor extremos, inundación repentina, depredadores, agresiones entre ejemplares capturados y otras causas. Cuando se opera el sistema con eficacia, se hace una manipulación cuidadosa de las serpientes y se mantiene una disciplina rigurosa en la revisión de los cercos, la mortalidad de ejemplares suele ser baja. Pero no solamente importa considerar las serpientes, pues otros tipos de animales también pueden caer en las trampas y pueden tener distintas tasas de mortalidad, debida al estrés o a otros factores. Conner *et al*., (2006) refieren mediante cercos en el Organ Pipe Cactus National Monument, entre los años 2000 y 2005; se presentan en la Tabla IV.

Otro ejemplo de cómo instalar un programa de monitoreo y cómo optimizar sus resultados, esta vez enfocado en una especie de hábitos semiacuáticos, lo proveen Lind *et al*. (2005), quienes estudiaron una población de culebra jarretera (*Thamnopis atratus*) en California durante 16 años para lograr derivar un modelo demográfico mínimo, capaz de ofrecer orientación suficiente para el manejo de esa población. Estos autores trabajaron en 4.7 km a lo largo de un arroyo relativamente encajonado, lo cual implica que la población local está relativamente cerrada a la inmigración. Recorrieron a pie esa distancia entre tres y cinco veces al año, marcando, recapturando y sexando ejemplares, de los cuales registraron cuidadosamente su pertenencia a tres clases de talla (neonatos, juveniles y adultos). Registraron un total de 1730 capturas, de las cuales 532 fueron recapturas (30%, una proporción de reincidencias inusualmente alta, lo que respalda la percepción aquí expresada sobre el carácter virtualmente cerrado de la población). Con esos datos definieron que en el período existió una estructura demográfica con predominio de jóvenes lo cual en alguna forma garantiza que, aunque los neonatos pueden ser difíciles de localizar, sin duda se están produciendo, puesto que hay predominio de jóvenes -en especial de hembras- lo que a su vez favorece el reclutamiento de adultos (Figura 2).

Los mismos autores obtuvieron datos suficientes para estimar que la población no mostró tendencias de cambio significativas, al menos con base en el monitoreo del número de individuos contados en los recorridos (Figura 3).

Asimismo, en ese programa de monitoreo fue posible estimar la tasa de encuentro (58-131 ind/km) y, conociendo el área del valle, calcular una densidad

Figura 2. Estructura de una población de *Thamnophis atratus* en California, revelada por datos de monitoreo obtenidos durante 16 años. El eje vertical indica el número de individuos (gráfica preparada con datos de Lind *et al*., 2005).

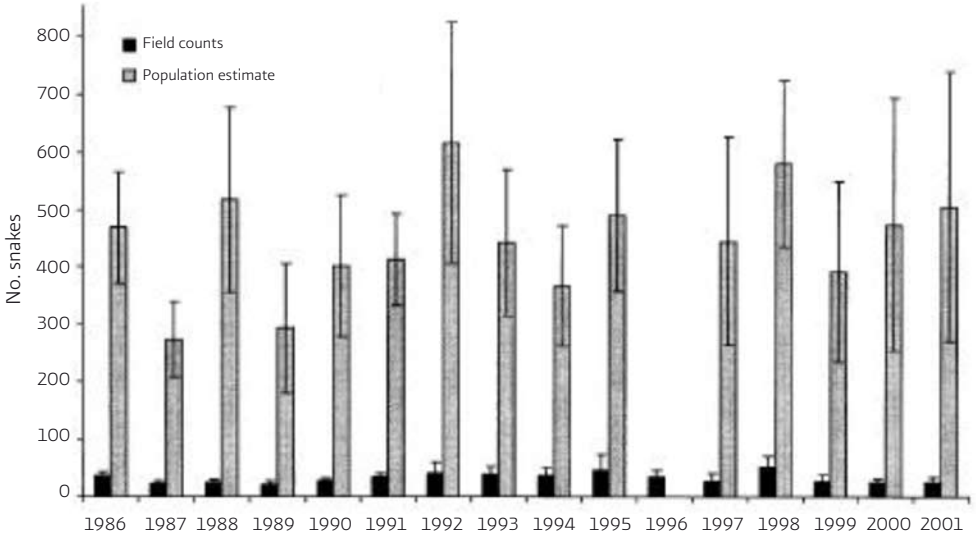


promedio de 96 ind/ha (59-133 ind/ha). Resultados detallados como los que proveen Lind *et al.* (2005) sólo pueden obtenerse mediante un monitoreo bien dirigido y efectuado, que permite evaluar la tendencia y, con base en ella, tomar las decisiones de manejo más adecuadas para la conservación de la población local. En el caso de *T. atratus*, los datos recabados permitieron construir un modelo demográfico mínimo y establecer un nivel base de población, cuya utilidad es servir como guía para cualquier programa que intente mantener esa población al menos en su nivel actual de densidad y magnitud. La existencia de datos de referencia como este, para sitios bien conservados, es fundamental para evaluar comparativamente otras poblaciones en lugares con algún grado de perturbación. Conociendo las densidades esperables para una especie en sitios con hábitat natural en buen estado (*baseline*, en inglés), es posible trazar planes de restauración en busca de mejoría para poblaciones deterioradas, considerando ese mismo dato como un objetivo (*target*) de recuperación.

En resumen, por las peculiaridades que presentan las serpientes, debe dedicarse tiempo suficiente al diseño de un programa de monitoreo, considerando si se desea enfocarlo a una especie o a la comunidad de ofidios, el grado de detalle demográfico necesario para abordar la toma de decisiones para la conservación, los aspectos del hábitat que resulta esencial evaluar, y la factibilidad real de las acciones de campo necesarias, así como la relación costo-beneficio del programa de monitoreo a largo plazo.

En general para cualquier tipo de monitoreo biológico, pero particularmente para los reptiles, la planeación meticulosa en el escritorio y con asesoría científica adecuada, permitirá detectar con antelación los posibles problemas conceptuales, prácticos y de costos, que el programa puede plantear. Cada hora de trabajo utilizada en el escritorio, previo al trabajo de campo, se verá recompensada por una operación más fluida de los muestreos y por una calidad adecuada de los datos a analizar. Finalmente, es altamente recomendable que, una vez decidido como se haría el monitoreo, los

Figura 3. Promedios e intervalos de incertidumbre del número de individuos registrados en cada año (negro) y promedios de población estimada con el método de Lincoln-Petersen modificado por Chapman, 1951; (gris) para *Thamnophis atratus* en California, luego de 16 años de trabajo (gráfico tomado de Lind et al., 2005). Obsérvese que, a pesar de altibajos, la tendencia general de la población local parece estable.



métodos y técnicas se prueben en el campo a manera de experiencias piloto, cuyos resultados permitan calibrar la calidad y cantidad de resultados que se obtendrán. Los ensayos deberían hacerse en sitios distintos a aquél donde se pretende instalar el monitoreo, a fin de no causar perturbaciones innecesarias al sistema que se desea evaluar y seguir.

Conclusiones

La riqueza de reptiles en México (casi 10% del total mundial de especies) y su densidad de especies (425 spp/km^2 x 10^6) son razones más que suficientes para atender su conservación. Debe conservarse la integridad tanto de los ensambles naturales de especies, como de especies y de las subespecies que componen a éstas últimas. El mantenimiento de las cualidades biológicas y geográficas del hábitat nativo, es clave para lograr este propósito.

No solo es necesario asegurar la permanencia de poblaciones de las especies en riesgo; también debe asegurarse que las especies actualmente sin problemas continúen así.

En el esquema mexicano de gestión de vida silvestre, las ANP y las UMA son dos campos de acción cruciales para la conservación de muchas especies de reptiles. Pero el trabajo podría extenderse a otros tipos de situaciones con diversos grados de actividad humana compatible con la conservación biológica.

Se requiere dar mayor uniformidad a los métodos de diagnóstico, de planeación y seguimiento, a través de consensos en cuanto a métodos de evaluación inicial de poblaciones y de monitoreo de éstas en plazos medio y largo. Esto es especialmente importante si existe interés en el aprovechamiento sustentable de poblaciones locales de reptiles.

El monitoreo persigue, esencialmente una sucesión alternada de evaluaciones de condición y tendencia de población, tal que permita tomar decisiones de manejo oportunas.

La conservación de poblaciones locales de especies particulares requiere un conocimiento suficiente de los requerimientos de espacio, tipos de vegetación, disponibilidad de agua y alimento, sitios adecuados para refugio, reproducción y otras actividades. Esto plantea la necesidad de efectuar un monitoreo de hábitat, paralelamente al de la población local de la especie de interés.

Para instalar un programa de manejo de alguna población local de reptil, es recomendable definir una población mínima viable (PMV, un número mínimo de individuos que se estime suficiente para mantener estabilidad demográfica y variabilidad genética de la población). Con base en ello es igualmente recomendable estimar un área mínima viable (AMV, una superficie mínima de hábitat natural en buen estado, en la cual esa PMV pueda persistir), calculada con base en el intervalo de densidades de población reportadas en la literatura, o el intervalo previamente estimada para el área general donde se pretende trabajar.

Definida así una población-objetivo, ya es posible planificar un programa de conservación para mediano o largo plazo, con base en los distintos tipos de vegetación del área y su extensión y distribución en ella, lo cual permitirá diseñar un muestreo debidamente estratificado que robustezca el monitoreo, tanto de los animales como del hábitat.

El monitoreo de una población local de una especie se entiende como la repetición sistemática de métodos y técnicas de muestreo, para un número finito de variables que representen suficientemente los principales rasgos demográficos y del hábitat, de forma que puedan observarse sus tendencias. Debe procurarse que un monitoreo sea representativo de los arreglos espaciales que guardan distintos tipos de hábitat en el área de interés.

El monitoreo es de utilidad para tomar decisiones de manejo a fin de mantener estable una población animal, para recuperar una que se halle deteriorada, para planificar eventuales cosechas en poblaciones en incremento, o bien para someter a control poblaciones en eventual aumento excesivo.

Debe tratarse de monitorear un número de variables suficiente para reconocer las tendencias más relevantes, demográficas y del hábitat, pero es indispensable que no sean redundantes entre sí, para así evitar incluir un número elevado de ellas.

Para efectos de monitoreo es importante derivar índices (asociaciones aritméticas entre dos o más variables, con un significado real) que permitan conocer tendencias. Como ejemplo, en la mayoría de los casos no es posible obtener datos como el número de individuos en "*la*" población, pero sí es posible usar índices y estudiar sus cambios a través del tiempo.

Los resultados del primer muestreo, de población y de hábitat, constituyen la línea de base informativa de la cual partirá cada uno de los aspectos del monitoreo. Por ello es importante que esos datos iniciales sean robustos. Frecuentemente es necesario efectuar pruebas de los métodos de muestreo, para detectar deficiencias o errores antes de aplicarlas en el área de trabajo propiamente dicha.

Los métodos y técnicas explorados en el presente capítulo deben ser estudiados a fondo para su eventual aplicación/adaptación a casos reales particulares, siempre tratando de consultar la literatura precedente sobre experiencias en su uso y sobre avances recientes.

Literatura citada

Allendorf, F. W. y N. Ryman. 2002. The role of genetics in population viability analysis. Pp. 50-85 en: Beissinger, S. R. y D. R. McCullough (eds.). Population Viability Analysis. The University of Chicago Press, Chicago, IL.

Allison, A. (comp. & ed.) (1999). *West Indian Iguanas: Status Survey and Conservation Action Plan*. IUCN/SSC West Indian Iguana Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 6 + 111 pp. http://www.iucn-isg.org/actionplan/cover.php.

Álvarez Romero, J., R. A. Medellín, A. Oliveras de Ita, H. Gómez de Silva y Ó. Sánchez. 2008. *Animales exóticos en México: una amenaza para la biodiversidad*. Conabio – Instituto de Ecología, UNAM – Semarnat, México, D. F., 518 pp.

Averill-Murray, R.C., and C.M. Klug. 2000. *Monitoring and ecology of Sonoran desert tortoises in Arizona*. Nongame and Endangered Wildlife Program Technical Report 161. Arizona Game and Fish Department, Phoenix, Arizona.

Berger, J. 1990. Persistence of different-sized populations: an empirical assessment of rapid extinctions in bighorn sheep. *Conservation Biology*, 4:91-98

Bissell, K. M. 2006. *Modeling habitat ecology and population viability of the Eastern Massasauga rattlesnake in southwestern lower Michigan*. Tesis, M. Sc., Michigan State University, 124 pp.

British Columbia Ministry of Water, Land and Air Protection Ecosystem Standards and Planning

Biodiversity Branch. 2004. *Best Management Practices for Amphibians and Reptiles in Urban and Rural Environments in British Columbia*. BC Ministry of Water, Land and Air Protection, Nanaimo, BC, 151 pp.

Brook, B. W., N. S. Sodhi, C. J. A. Bradshaw. 2008. Synergies among extinction drivers under global change. *Trends in Ecology and Evolution*, 23:453-460

Brown, C. J., P. Stander, R. Meyer-Rust y S. Mayes. 2004. *Results of a Crocodile Crocodylus niloticus survey in the river systems of northeast Namibia during August 2004*. CoP13 Inf. 26, 6 pp.

Buckland, S. T., D. R. Anderson, K. P. Burnham y J. L. Laake. 1993. *Distance sampling: estimating abundance of biological populations*. Chapman & Hall, London, 446 pp.

Buckland, S.T., D.R. Anderson, K.P. Burnham, J.L. Laake, D.L. Borchers, and L. Thomas. 2001. *Introduction to Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations*. Oxford Univ. Press, Oxford. 432 pp.

Carvajal, R. I., M. Saavedra y J. J. Alava. 2005. Population ecology, distribution and habitat assessment of *Crocodylus acutus* (Cuvier 1807) in the "Reserva de producción de fauna manglares El Salado" of the Guayaquil Gulf Estuary, Ecuador. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 40(2):133-140.

Casas-Andreu, G. 2003. Ecología de la anidación de *Crocodylus acutus* (Reptilia: Crocodylidae) en la desembocadura del Río Cuitzmala, Jalisco, México. *Acta Zoologica Mexicana* (n.s.), 89:111-128.

Casas-Andreu, G. y G. Valenzuela-López. 1984. Observaciones sobre los ciclos reproductivos de *Ctenosaura pectinata* e *Iguana iguana* (Reptilia:

Iguanidae) en Chamela, Jalisco. *Anales del Instituto de Biología (UNAM) serie Zoología*, 55(2):253-261.

Castañeda Gaytán, G., H. Gadsden, H. López Corrugedo y J. L. Estrada Rodríguez. 2003. Historia de vida de *Uma paraphygas* (Sauria: Phrynosomatidae) en la Reserva de la Biosfera de Mapimí. *Acta Zoologica Mexicana (n. s.)* 89:169-184.

Cedeño-Vázquez, R., D. Rodriguez, S. Calme, J. P. Ross, L. D. Densmore III y J. Thorbjarnarson. 2008. Genetics of American and Morelet's crocodiles in the Yucatan Peninsula: Species integrity and hybridization. *Journal of Experimental Zoology: (Comparative Physiology and Ecology)*, 309A:661-673.

Chapman D.G. 1951. Some properties of the hypergeometric distribution with applications to zoological sample censuses. *University of California Publications in Statistics*, 1: 131-160.

Cherkiss, M., H. E. Fling, F. J. Mazzotti, K. G. Rice y M. D. Conill. 2008. *Contando y capturando cocodrílidos*. CIR1451S, University of Florida IFAS Extension, Wildlife Ecology and Conservation Department, Florida Cooperative Extension Service, Institute of Food and Agricultural Sciences, University of Florida, 12 pp. (EDIS, http://edis.ifas.ufl.edu).

Conner, C. y P. Holm. 2005. Lizards. Cap. 6, Pp. 1-12 en: *Organ Pipe Cactus National Monument (OPCNM) Ecological Monitoring Program Report, 1997–2005*.

Conner, C., P. Rosen y P. Holm. 2006. Snakes. Cap. 7, Pp. 1-7 en: *Organ Pipe Cactus National Monument (OPCNM) Ecological Monitoring Program Report, 1997 – 2005*.

Coperrider, A. Y., R. J. Boyd y H. R. Stuart (eds.). 1986. Inventory and Monitoring of Wildlife Habitat. U. S. Department of the Interior, Bureau of Land Management, Service Center, Denver, CO., 858 pp.

Eckert, K. L., K. A. Bjorndal, F. A. Abreu-Grobois y M. Donnelly (Eds.). 1999. *Research and Management Techniques for the Conservation of Sea Turtles*. IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group. Publication (4): 1-235.

Fitch, H. S. 1949. Study of snake populations in central California. *American Midland Naturalist*, 41:513-579.

Fitch, H. S. 1987. Collecting and Life-History Techniques. Cap. 5, Pp. 143-164 en: Seigel, R. A., J. T. Collins y S. S. Novak. *Snakes: Ecology and Evolutionary Biology*. McGraw-Hill Publishing Company, N. Y., 529 pp.

Florence, T. H., Jr., 1975. A telemetric study of the activity of the red eared turtle, *Chrysemys scripta elegans*. MS Thesis. Middle Tennessee State University.

Franklin, I. R. 1980. Evolutionary change in small populations. Pp. 135-149 en: M. E. Soulé y B.A. Wilcox (eds.). Conservation Biology: An Evolutionary-Ecological Perspective. Sinauer Associates, Sunderland, MA.

Fritts, T. H. y D. Leasman-Tanner. 2001. The Brown Treesnake on Guam: How the arrival of one invasive species damaged the ecology, commerce, electrical systems, and human health on Guam: A comprehensive information source. Available Online: http://www.fort.usgs.gov/resources/education/bts/bts_home.asp.

Gadsden-Esparza, H. 2006. Demografía e historia de vida en saurios. *Ciencia, ergo sum*, 13(2):183-191.

García-Grajales, J., G. Aguirre-León y A. Contreras-Hernández. 2007. Tamaño y estructura poblacional de *Crocodylus acutus* (Cuvier 1807) (Reptilia: Crocodylidae) en el estero La Ventanilla, Oaxaca, México. *Acta Zoologica Mexicana* (n.s.) 23(1): 53-71.

Gilpin, M. E., y M. E. Soulé. 1986. Minimum viable populations: Processes of species extinction, Pp. 19-34 en: M. E. Soulé (ed.). *Conservation biology: The science of scarcity and diversity*. Sinauer, Sunderland, MA.

Harwood, T. D. 2009. The circular definition of populations and its implications for biological sampling. *Molecular Ecology*, 18(5):765-768.

Hayes, W. and R. Carter. 2000. Population monitoring. Pp. 79-85 in: A. Alberts (Ed.), *West Indian Iguanas: Status Survey and Conservation Action Plan*. IUCN, Gland, Switzerland. http://www.iucn-isg.org/action-plan/ch3/popmonitoring.php.

Hernández, O. y R. Espín. 2006. Efectos del reforzamiento sobre la población de tortuga arrau (*Podocnemis expansa*) en el Orinoco medio, Venezuela. *Interciencia*, 31(6):424-430.

Iverson, J. B. 1978. The impact of feral cats and dogs on populations of the West Indian rock iguana, *Cyclura carinata*. *Biological Conservation*, 14(1):63-73.

Judd, F. W. y F. L. Rose. 1983. Population structure, density and movements of the Texas Tortoise *Gopherus berlandieri*. *The Soutwestern Naturalist*, 28(4): 387-398.

Lacy, R. C. 1993. VORTEX: A computer simulation model for Population Viability Analysis. *Wildlife Research*, 20:45-65. Software y documentación disponibles en: http://www.vortex9.org/vortex.html.

Lancia, R. A., J. D. Nichols y K. H. Pollock. 1994. Estimating the number of animals in wildlife populations. Pp. 215-253 en: Bookhout T. A. (ed.). *Research and management techniques for wildlife and habitats. Fifth Edition.* The Wildlife Society, Bethesda, MD.

Lara, Ó. 1990. Estimación del tamaño y estructura de la población de *Crocodylus moreletii* en los lagos Petén-Itzá, Sal-Petén, Petenchel y Yaxhá, El Petén, Guatemala. Tesis de Maestría, Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica, 67 pp.

Lind, A. J., H. H. Welsh, Jr., y D. A. Tallmon. 2005. Garter snake population dynamics from a 16-year study: considerations for ecological monitoring. *Ecological Applications*, 15(1):294–303.

Magurran, A. E. 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press, Princeton, NJ, 179 pp.

Martins, M., R. J. Sawaya y O. A.V. Marques. 2008. A first estimate of the population size of the critically endangered lancehead *Bothrops insularis*. *South American Journal of Herpetology*, 3(2): 168-174.

Maser, C. y J. M. Trappe, (eds). 1984. The seen and unseen world of the fallen tree. Pacific Northwest Forest and Range Experimental Station, USDA, Forest Service General Technical Report PNW-164. 51 pp.

Miller, P. S. y participantes en el PVA Workshop, Tallahassee, FL. 2001. *Preliminary Population Viability Assessment for the Gopher Tortoise in Florida*. IUCN / SSC Conservation Breeding Specialist Group, informe técnico, Tallahassee, FL, 45pp.

Moll, E. O. y J. M. Legler. 1971. The life history of a neotropical slider turtle, *Pseudemys scripta* (Schoepff), in Panama. *Bulletin of Los Angeles County Museum of Natural History Sciences*, 11:1-102.

Muñoz, E. M., A. M. Ortega y B. C. Bock. 2003. Demografía y ecología de anidación de la iguana verde, *Iguana iguana* (Squamata: Iguanidae), en dos poblaciones explotadas en la Depresión Momposina, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 51(1): 229-240.

Murton, E. M. 2008. *The abundance and distribution of reptiles on a small tropical island: implications for the conservation of reptile communities*. M. Sc. Thesis, Imperial College, London, UK.

Navarro-Serment, C. J. 2004. The Return of Morelet's Crocodile, *Crocodylus moreletii*. *Reptilia*, 49:54-60.

Parker, W.S. and M.V. Plummer. 1987. Population ecology. Pp. 253-301, In R.A. Seigel, J.T. Collins, and S.S. Novak (editors), *Snakes: Ecology and Evolutionary Biology*. McGraw-Hill Publishing Co. New York, 529 pp.

Pérez-Santigosa, N. C. Díaz-Paniagua, J. Hidalgo-Vila, *et al*. 2006. "Características de dos poblaciones reproductoras del galápago de Florida, *Trachemys scripta elegans*, en el suroeste de España". *Revista Española de Herpetología*, 20:5-16.

Perry, G. y T. Garland, Jr. 2002. Lizard home ranges revisited: effects of sex, body size, diet, habitat, and phylogeny. *Ecology*, 83(7):1870-1885.

Platt, S. G. 1996. *The ecology and status of Morelet's crocodile in Belize*. Tesis, Ph. D. Clemson University, Clemson, South Carolina.

Platt, S. G. y J. B. Thorbjarnarson. 2000. Status and conservation of the American crocodile, *Crocodylus acutus*, in Belize. *Biological Conservation*, 96: 13-20.

Reinert, H. K., W. I. Lutterschmidt, L. M. Bushar, y R. A. Odum. 2008. *The Ecology and Management of the Invasive* Boa constrictor *on Aruba*. Wild Aruba 2008 - The First National Congress for the Preservation of Aruban Wildlife. 1-25 de Agosto, 2008. http://www.wildaruba.org.

Rorabaugh, P. 2002. Diurnal activity and a minimum population density estimate of the Colorado Desert shovel-nosed snake (*Chionactis occipitalis annulata*). *Sonoran Herpetologist*, 15(3):32-33.

Rose, F. J. y F. W. Judd. 1975. Activity and home range size of the Texas tortoise, *Gopherus berlandieri*, in south Texas. *Herpetologica, 31: 448-456*.

Rosen, P., P. Holm y C. Conner. 2005. Rio Sonoyta Mud Turtle. Cap. 5, Pp. 1-7 en: *Organ Pipe Cactus National Monument (OPCNM) Ecological Monitoring Program Report*, 1997 – 2005.

Ryder, O. A., 1986. Species conservation and systematic: the dilemma of subspecies. *Trends in Ecology and Evolution*, 1: 9–10.

Sánchez, O. y W. López-Forment. 1988. Anfibios y reptiles de la región de Acapulco, Guerrero, México. *Anales del Instituto de Biología, México, Serie Zoología*, 58(2): 735-750.

Sánchez, Ó. 2001. Conservación y manejo de anfibios y reptiles: métodos y técnicas. Pp. 139-162, en: Ó. Sánchez, M. C. Donovarros-Aguilar y J. E Sosa-Escalante (eds.). *Conservación y Manejo de Vertebrados en el Trópico de México*. Unidos Para la Conservación-Sierra Madre, DGVS, INE-Semarnap, Conabio, U. S. Fish & Wildlife Service, FMVZ, Universidad Autónoma de Yucatán, México, D. F., 190 pp.

Sánchez. Ó. (En este volumen). Importancia de las escalas de espacio y tiempo en la conservación de vida silvestre.

Sasa, M., D. K. Wasko y W. W. Lamar. 2009. Natural history of the terciopelo *Bothrops asper* (Serpentes: Viperidae) in Costa Rica *Toxicon*, 54: 904-922.

Schmidt, C. A., B. F. Powell, and W. L. Halvorson. 2007. *Vascular Plant and Vertebrate Inventory of Organ Pipe Cactus National Monument*. USGS Open-File Report 2006-1076. U.S. Geological Survey, Southwest Biological Science Center, Sonoran Desert Research Station, University of Arizona, Tucson, AZ.

Seiler, A. 2002. Key ecological concepts. Pp. 1-32 en: Trocmé, M., S. Cahill, J. G. DeVries, H. Farrall, L. Folkeson, G. Fry, C. Hicks y J. Peymen (eds.). COST-341 Habitat fragmentation due to transportation infrastructure: The European Review. Official Publications of the European Communities, Luxembourg.

Shaffer, M. L. 1981. Minimum population sizes for conservation. *BioScience*, 31: 131–134.

Soulé, M. E. 1980. Thresholds for survival: Maintaining fitness and evolutionary potential. Pp. 153-169 en: M. E. Soulé and B. A. Wilcox (eds.). *Conservation Biology: An Evolutionary-Ecological Perspective*. Sinauer Associates, Sunderland, MA.

Stanford, K. M y R. B. King. 2004. Growth, Survival, and Reproduction in a Northern Illinois Population of the Plains Gartersnake, *Thamnophis radix*. *Copeia*, 2004(3), pp. 465–478.

Traill, L. W., B. W. Brook, R. R. Frankham y C. J. A. Bradshawa. 2010. Pragmatic population viability targets in a rapidly changing world. *Biological Conservation*, 143(1):28-34.

Uetz, P. y JCVI. 2009. *The Reptile Database*. http://www.reptile-database.org. Copyright © 1995-2009 by Peter Uetz and JCVI).

USF&WS (U. S. Fish and Wildlife Service). 1993. *Concho Water Snake Recovery Plan*. Albuquerque, New Mexico. vii + 66 pp.

USF&WS (U. S. Fish and Wildlife Service). 2010. *2010 Desert Tortoise Monitoring Handbook*. Desert Tortoise Recovery Office, U.S. Fish and Wildlife Service, Reno, Nevada. Versión 2, Marzo de 2010.

Verhage, B., E. B. Moundjim y S. R. Livingstone. 2006. *Four Years of Marine Turtle Monitoring in the Gamba Complex of Protected Areas, Gabon, Central Africa*. World Wildlife Fund, 79 pp.

Warwick, C. 1991. *Conservation of red-eared terrapins* Trachemys scripta elegans*: threats from international pet and culinary markets*. Reptile Protection Trust, Deansway, Worcester. Conferencia dictada en el British Chelonia Group Symposium en la Universidad de Bristol, Marzo de 1991.

Webb G. J. W., S. C. Manolis y P. J. Whitehead (eds.). 1987. *Wildlife management: crocodiles and alligators*. Surrey Beatty and Sons, Chipping Norton, N. S. W., Australia.

Whittaker, R. J. 1998. *Island biogeography: ecology, evolution, and conservation*. Oxford, U.K.: University Press. 285 p.

Wright, S. 1969. *Evolution and the Genetics of Populations. Vol. 2. The theory of gene frecuencies*. University of Chicago Press, Chicago.

Yu, A. D. y S. A. Lei. 2001. *Equilibrium Theory of Island Biogeography: A Review*. USDA Forest Service Proceedings RMRS-P-21, pp. 163-171.

Zimbabwe Parks and Wildlife Management Authority. 2006. *Status of the wild crocodile populations in Zimbabwe*. Harare, 24 pp.

Conceptos ecológicos, métodos y técnicas para la conservación y aprovechamiento de aves canoras, de ornato y psitácidos

Lizardo Cruz Romo y Adán Oliveras de Ita

Introducción

La ubicación de México sobre el planeta Tierra y su historia geológica han permitido el desarrollo de diferentes tipos de ambientes, que a su vez albergan a diferentes formas de vida. Por ello México es considerado uno de los países megadiversos y para muestra, basta mencionar que tan sólo en el país se distribuyen 1,061 especies de aves, lo cual representa el 11% del total mundial (Navarro y Benítez 1995, Navarro y Sánchez-González 2003).

Sin embargo, las aves en México, como en otras regiones del mundo, están sujetas a fuertes presiones ocasionadas por el hombre y que amenazan su sobrevivencia (BirdLife 2004). La mayor amenaza para las poblaciones de aves es la transformación del hábitat, provocada por la sobreexplotación de los recursos naturales y el cambio de uso de suelo, lo cual es resultado del crecimiento desmedido de las poblaciones humanas y la sobreproducción económica para satisfacer nuestras demandas. Además, existen otros factores —la introducción de especies exóticas, la contaminación, la cacería furtiva, el comercio ilegal y muy probablemente, también el comercio legal al que están sujetas las aves mexicanas— todos los cuales contribuyen de manera importante en la reducción de las poblaciones silvestres, a tal grado que muchas especies de aves están al borde de su desaparición y otras tantas ya se han extinguido.

Entre los pueblos de México, las aves han formado parte de la cultura desde tiempos prehispánicos, ya fuese por su importancia religiosa, medicinal, como alimento, o bien por el simple hecho de tenerlas de manera cautiva y así poder admirar sus coloridos plumajes y escuchar sus bellos cantos (Navarro y Benítez 1995). La tradición de mantener aves en jaula perdura hasta nuestros días y es por ello que los psitácidos y las aves canoras y de ornato, al ser considerados como un recurso natural renovable, pueden ser sujetos de captura y comercialización.

Hace años, el comercio de aves canoras y de ornato en nuestro país pretendía satisfacer exclusivamente un mercado nacional y la demanda, por ser dependiente de la densidad poblacional humana, era mucho menor. Actualmente, la creciente población mexicana y el interés a nivel internacional que han adquirido muchas de nuestras especies de aves, han originado una demanda mucho mayor y que ha sido cubierta mediante la captura de ejemplares provenientes del medio silvestre (en México existen muy pocos criaderos especializados y no pueden cubrir esta demanda). Estos factores, aunados a la pérdida de hábitat, podrían estar poniendo en riesgo la viabilidad de muchas poblaciones, incluyendo psitácidos y de otras aves silvestres consideradas como canoras y de ornato.

Este capítulo se enfoca sólo en una de las múltiples causas que deterioran a las poblaciones de aves canoras, de ornato y de psitácidos: el comercio de ejemplares provenientes del medio silvestre. Además, se revisan los esquemas bajo los cuales es posible llevar a cabo el aprovechamiento sustentable de estas especies; se dan a conocer las principales técnicas de campo y algoritmos matemáticos utilizados para determinar el volumen de la cosecha; y se expone una serie de lineamientos establecidos por grupos de expertos en el tema, que deberán seguirse al momento de aprobar los planes de manejo y al evaluar las tasas de aprovechamiento, si se desea garantizar que la extracción de aves no será perjudicial para sus poblaciones silvestres.

Las aves canoras y de ornato

¿Cuáles son las aves canoras y de ornato? No existe una definición de "aves canoras y de ornato" como tal, pero cuando hablamos de ellas comúnmente nos referimos sólo a aquellas especies que por alguna característica (vistoso plumaje o elaborado canto), son de interés comercial, además de que su comercialización sea lícita y que puedan soportar el cautiverio.

De los 23 órdenes de aves que hay en México, más de 10 podrían ser considerados dentro del grupo de las aves canoras y de ornato, por la sencilla razón de tener importancia de tipo económico; sin embargo, como especies de compañía actualmente únicamente no se permite el aprovechamiento de especies contenidas en el orden Passeriformes. En este capítulo se hace referencia también a los psitaciformes aun cuando actualmente ya no existan autorizaciones para su aprovechamiento en México ya que permiten ilustrar modelos de cosecha sustentable y, por ello, su análisis puede ser de utilidad para otros países cuyas políticas ambientales no restringen su uso.

Orden: Psittaciformes (pericos, loros, cotorras y guacamayas)

Información tomada del *Protocolo de evaluación y seguimiento para la conservación, recuperación y uso de poblaciones de aves silvestres y su hábitat, en unidades de manejo para la conservación de vida silvestre (UMA),* elaborado por: Katherine Renton, Eduardo Íñigo Elías, Juan Cornejo, Lizardo Cruz Romo

La familia Psittacidae es un grupo representado por 352 especies al nivel mundial. En particular en México, se pueden encontrar 22 especies en prácticamente en todos los Estados del país (PREP, 2000). Los psitácidos son aves arborícolas de cuello corto, con el pico fuerte y ganchudo, y la lengua musculosa. Presentan patas cigodáctilas, es decir, con dos dedos hacia adelante (dedos 2 y 3) y dos dedos hacia atrás (1 y 4), adaptadas para desplazarse con facilidad entre el ramaje del dosel de las selvas y bosques. Las especies mexicanas presentan una gran variedad de tamaños, que van desde los 12 a 14 cm de longitud de *Forpus cyanopygius* hasta los 96 cm de *Ara macao*. Los patrones de coloración también pueden variar enormemente, sin embargo se les reconoce comúnmente por la coloración verde brillante, común en las especies de los géneros *Amazona* y *Aratinga*. En general presentan poco dimorfismo sexual, pero resaltan ciertas diferencias en los patrones de coloración de la cabeza en algunas especies, al igual que entre ejemplares juveniles y adultos, además de la pigmentación más obscura en los ojos de los juveniles, en comparación con el color claro o ámbar de los adultos (Howell y Webb, 2001).

Las crías de los psitácidos son altricias (no pueden valerse por sí mismas al nacimiento), por lo cual requieren de alta inversión de los padres en cuidados parentales, los cuales comúnmente ocurren en cavidades de troncos secos, termiteros o cavidades en rocas. La disponibilidad de esas cavidades resulta un factor limitante, dado que es un aspecto crucial en la biología reproductiva de esta familia de aves. Los psitácidos se distribuyen principalmente en regiones tropicales aunque, en México, dos especies son exclusivas de bosques de pino en la Sierra Madre Occidental y Oriental (Ceballos y Eccardi, 1996), y en estas regiones se alimentan principalmente de semillas y frutos (Howell y Webb, 2001).

Actualmente, cerca de 31% de las especies de psitácidos neotropicales se encuentran en riesgo de extinción (Collar, 1996). Entre las causas que han lleva-

do a estas especies a encontrarse en estos niveles de riesgo destacan la pérdida, fragmentación y degradación del hábitat, principalmente aquel relacionado directamente con la reproducción, así como la extracción de ejemplares para el comercio, y las matanzas de grandes grupos de éstas y otras especies en zonas de cultivo, en intentos por reducir las pérdidas de cosecha. Asimismo, la propia biología reproductiva de estas especies aumenta el riesgo de estas amenazas, pues estas aves tienen ciclos de vida largos, los individuos comúnmente son monógamos y, en muchas especies, la formación de parejas es permanente. Además sus sitios de anidación son muy específicos, las crías requieren de muchos y prolongados cuidados por parte de los padres y, en general, presentan un éxito reproductivo bajo. Por todo ello, el reclutamiento anual en estas poblaciones es bajo y debe considerarse como un aspecto fundamental en la determinación de la sustentabilidad del aprovechamiento de estas especies.

La desafortunada consecuencia de que sean tan populares como mascotas, de la pérdida de hábitat y de la eliminación de una gran cantidad de ejemplares que se alimentan en zonas de cultivo es que, actualmente, muchas especies se encuentran bajo alguna categoría de riesgo.

Orden: Passeriformes (incluye a 27 familias)

Casi el 50% de las especies de aves mexicanas se encuentran en este orden. Este grupo es el más especializado de todos, lo cual se nota en el desarrollo de los músculos de la siringe, que es el órgano productor de sonidos, por lo que pueden ser consideradas como las verdaderas aves canoras. Además de esta característica, las especies de paseriformes comparten entre si el tipo de pata llamada "perchera" o anisodáctila (el dedo 1 hacia atrás y los 2, 3 y 4 hacia adelante), la estructura de los espermatozoides (con cabeza espiralada) y del esqueleto (Navarro y Benítez 1995), ya que todas las especies de paseriformes tienen de 5 a 6 vértebras cervicales, y la inserción de la fúrcula ocurre directamente en la quilla. La mayoría de las especies son pequeñas aves territoriales de vida corta, con un metabolismo más acelerado en comparación con otras aves del mismo tamaño. Las tasas reproductivas de las aves canoras y de ornato son, en general, elevadas (varios huevos en cada nidada y a veces varias nidadas al año), y la densidad poblacional llega hasta alrededor de 10 individuos/hectárea como máximo, aunque generalmente las densidades son mucho menores. Con pocas excepciones, estas aves son muy móviles, y muchas especies realizan migraciones cada año, ya sean altitudinales o latitudinales, yendo de sus zonas de reproducción a las áreas de invernada. Por esta razón, entre agosto y mayo se observa la presencia de muchas especies que no se reproducen en México, y que vienen a pasar el invierno en el país. Los paseriformes se encuentran en cualquier tipo de hábitat y clima, desde las playas hasta las altas montañas y desde los desiertos hasta las tundras. En México hay más de 500 especies agrupadas en 27 familias.

Marco legal del aprovechamiento de aves silvestres

Panorama general

A pesar de que el aprovechamiento de la vida silvestre, en general, ha sido común en México y se remonta hasta épocas prehispánicas, durante prácticamente todo el siglo XX, el cual se caracterizó por un intenso uso de los recursos naturales, sólo hasta 1951 se contó con la Ley Federal de Caza como un único instrumento jurídico para regular el uso de la vida silvestre. Este instrumento se basaba sólo en regular ciertos aspectos vinculados exclusivamente con la caza, dejando de lado diversos grupos –incluso algunos de importancia cinegética– y no consideraba otros tipos de aprovechamiento ni uso de la vida silvestre. Fue hasta 1988, con la publicación de la Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente, que se comienzó a considerar el aprovechamiento de la vida silvestre dentro de un marco de aprovechamiento sos-

tenible y, más aún, se empezó a elaborar una política pública en esta materia, lo cual significó un avance de gran relevancia en el tema. Sin embargo, pasaría más de una década antes de poder contar con una ley específica que regulara y definiera el aprovechamiento de la vida silvestre y su política ambiental. En 1997 se publicó el Programa de Vida Silvestre y Diversificación Productiva del Sector Rural (INE-SEMARNAT, 2007), en el cual se reconocieron otros tipos de aprovechamiento en distintas modalidades para éste, tanto con especies en vida libre como bajo condiciones controladas (este último caso también llamado manejo intensivo, que incluye criaderos y zoológicos, entre otros). Uno de los aspectos de mayor relevancia que incorporó este Programa es el esquema de Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre (UMA), que pueden operar de manera extensiva o intensiva, pero cuyo objetivo primordial es buscar la conservación y uso sustentable de la vida silvestre en su ambiente natural, y por lo tanto la conservación del hábitat.

Estos cambios en la política ambiental en México, generaron la necesidad de contar con un marco jurídico adecuado a esa visión y estrategia de conservación. Por ello, con la finalidad de promover un uso racional y sustentable de este recurso hasta ahora considerado como renovable, fue necesario reglamentar su aprovechamiento. Esto se hizo mediante la publicación, en el año 2000, de la Ley General de Vida Silvestre. De acuerdo con esta Ley existen dos esquemas generales bajo los cuales la Dirección General de Vida Silvestre (DGVS-SEMARNAT) y recientemente los gobiernos de los estados, ambos encargados de la gestión y administración de la vida silvestre, otorgan permisos para realizar el aprovechamiento de este tipo de aves bajo los esquemas de Subsistencia y a través de las Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre (UMA).

Aprovechamiento para fines de subsistencia

El aprovechamiento de subsistencia es uno de los esquemas más discutidos a nivel nacional e internacional a pesar de las manifestaciones a favor o en contra, con motivos muy válidos en ambos casos y que no serán discutidos en este momento. Este esquema es el más utilizado para el aprovechamiento de aves canoras y de ornato. Hasta hace pocos años, este esquema era reglamentado únicamente por la publicación de calendarios de aprovechamiento en los cuales se indicaban los límites de posesión por especie a cada capturador. Con el paso de los años se observó que estas medidas no eran las adecuadas para controlar y regular el comercio, por lo cual se estableció que se asignarían anillos de ciertas medidas con los cuales se amararía a un grupo de especies con características de tamaño similares. No obstante, se continuó centrando el aprovechamiento en especies muy particulares de importancia comercial y utilizando los anillos sólo en casos estimados como necesarios. En años recientes se ha continuado con este sistema, pero con la diferencia en que se entregan anillos numerados y foliados y con una clave particular para cada especie. También se han aplicado restricciones al aprovechamiento de algunas especies cuando se ha observado que sus poblaciones presentan tendencias negativas; en general se han ido reduciendo las cuotas de aprovechamiento en todas las especies y se ha buscado incorporar a los capturadores a esquemas de UMA, donde el manejo favorezca a las poblaciones de aves locales y migratorias entre otras cosas mediante la conservación del hábitat. A pesar de estos avances, la aplicación de la ley ha sido escasa por un gran número de factores; entre ellos destaca la escasez de recursos para contar con más y mejores inspectores de vida silvestre a nivel nacional, de recursos necesarios para poder disponer de las aves decomisadas en programas de reintroducción o repoblación y para establecer programas de capacitación y concienciación a los capturadores y líderes de organizaciones de comerciantes, pero, sobre todo, para brindar alternativas económicas y productivas más redituables a los grupos de la población que hacen uso a veces indiscriminado de este recurso.

De acuerdo con el Artículo 92 de la Ley General de Vida Silvestre, se permite realizar este tipo de aprovechamiento de ejemplares, partes y derivados de vida

silvestre a las personas que habitan en la localidad, ya sea para su consumo directo, o para su venta en cantidades que sean proporcionales a la satisfacción de las necesidades básicas de éstas y de sus dependientes económicos. Este esquema de aprovechamiento pretende llevar un control al mismo tiempo que intenta respetar la tradición Mexicana de mantener aves como compañía, y no afectar los ingresos y la forma de subsistencia de aquellas familias que habían trabajado como "pajareros" por generaciones enteras.

El espíritu de uso sustentable y respeto a las tradiciones que promueve la ley, bajo este esquema de aprovechamiento, no siempre se cumple. Hoy en día existen grandes agrupaciones de pajareros a nivel nacional, muchas de las cuales funcionan como centros de acopio para la comercialización y distribución a mayor escala, para miles de aves que normalmente compran a precios mínimos a los capturadores locales de todo el país y que, luego, revenden en el mercado nacional y en algunas ocasiones en el extranjero a precios mucho mayores. Estas mismas organizaciones se encargan de la gestión de estos permisos para los capturadores, permisos que son gratuitos considerando que están enfocados a personas de escasos recursos; sin embargo, en años recientes las organizaciones han llegado a controlar los permisos y condicionan la entrega y comercialización de los ejemplares (comunicación personal de capturadores).

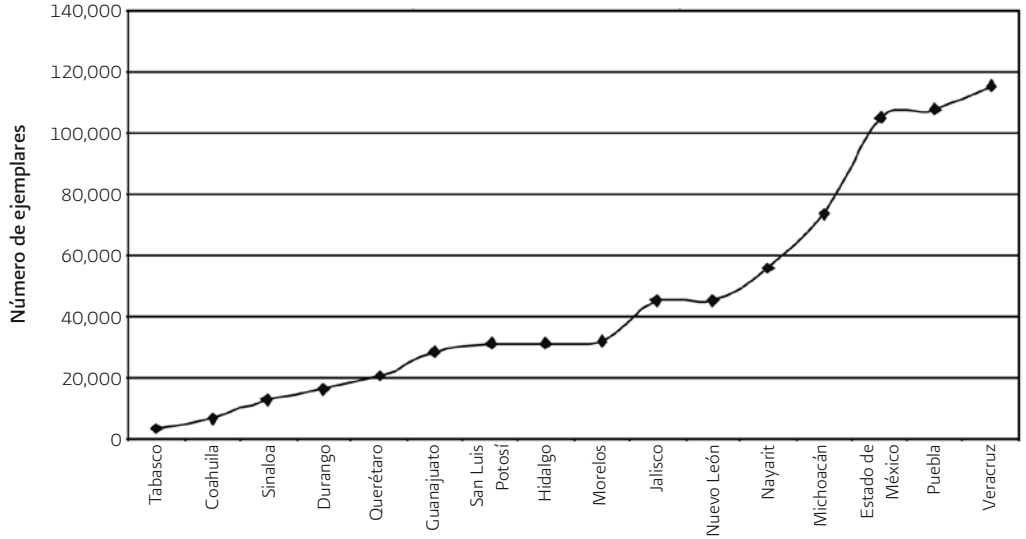
Un problema adicional es que para el aprovechamiento de subsistencia no se requiere la realización de planes de manejo, ni la elaboración de muestreos basados en estudios poblacionales de las especies de interés, por lo cual es imposible garantizar que dicho aprovechamiento no pondrá en riesgo la permanencia de las poblaciones de aves en los sitios donde las capturan.

A pesar de esta situación, la demanda del recurso que representan estas aves, la necesidad de las personas y las características de la figura jurídica presente en la Ley, además de la falta de interés y de recursos financieros, y de alternativas productivas en diversos sectores, han fomentado que el aprovechamiento de estas especies se realice a gran escala, principalmente en los estados donde se han organizado grupos de intermediarios, tales como Veracruz, Puebla, el Estado de México, Michoacán, Nuevo León y Jalisco. En estos estados se ha podido analizar el fenómeno desde un punto de vista científico y sin caer en las presiones amarillistas de algunos sectores, considerando únicamente las autorizaciones otorgadas sobre este grupo y no el aprovechamiento en sí. Si bien estos estados es donde se ha identificado una mayor presión, ya que concentran el 75% del aprovechamiento regulado a nivel nacional (Miguel Ángel Castro Santiago, datos no publicados), también existen estados donde se hace un uso intenso del recurso sin ningún mecanismo que lo regule de manera eficiente, a pesar de los esfuerzos de las autoridades encargadas de la gestión; por ejemplo Yucatán, donde tradicionalmente se capturan especies altamente carismáticas que van desde loros, cotorros, cardenales y paserinas por personas de ejidos y comunidades que los comercializan a nivel local (Cruz-Romo, observación personal). Este aprovechamiento ilegal aumenta sustancialmente las cifras del uso de este recurso, sin embargo se carece de datos que permitan realizar una evaluación precisa. Un caso contrario se observa en la frontera norte del país, donde las organizaciones que agrupan a los capturadores no han tenido presencia, el uso del recurso es muy limitado y por lo tanto la presión aparentemente es menor que en el resto del país. La Figura 1 provee algunos datos de referencia recientes, acerca del aprovechamiento llamado de subsistencia.

Aprovechamiento en Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre (UMA)

En los últimos años, la política ambiental mexicana en materia de vida silvestre ha fomentado la creación de UMA, predios e instalaciones registrados ante la Dirección General de Vida Silvestre, dentro de los cuales debe darse seguimiento permanente al estado del hábitat silvestre y a poblaciones animales que ahí se encuentran. De acuerdo con el Título V, Capítulo VIII

Figura 1. Ejemplares de aves canoras y de ornato autorizadas bajo el esquema de subsistencia de 2003 a 2007 por estado (Miguel Ángel Castro Santiago, datos no publicados).



de la Ley General de Vida Silvestre, las UMA tienen como objetivo general la conservación de hábitat natural, de poblaciones y ejemplares de especies silvestres, además de contemplar otros objetivos particulares como el aprovechamiento sustentable de flora y fauna.

El aprovechamiento de aves canoras, y anteriormente de psitácidos, que se realiza dentro de UMA es considerablemente más bajo que aquel que se realiza bajo el esquema de subsistencia: Las razones son diversas, sin embargo uno de los motivos es la desventaja para las UMA en la competencia de oferta y la demanda que se genera con el aprovechamiento de subsistencia, caso, este último, en el que no se realizan estudios poblacionales de las especies, para el cual no se requiere que se realice dentro de una UMA y en el que las organizaciones que agrupan a los pajareros controlan en muchos sentidos los precios que se generan en este mercado. En esa forma, los precios son mucho más bajos al no ser necesaria una inversión, por lo que las UMA enfrentan la dificultad de lograr precios suficientemente bajos y competitivos.

Actualmente se cuenta con un número anual muy reducido de solicitudes de aprovechamiento a nivel nacional y éstas se han enfocado en el pasado reciente, en gran medida a causa de las restricciones en el aprovechamiento de subsistencia de algunas de las especies mejor cotizadas, principalmente a especies de psitácidos, passerinas, jilgueros, clarines y cardenales. Las cantidades otorgadas también son muy reducidas en comparación con otras aves, siendo anualmente de no más de pocos cientos los autorizados para su extracción de UMA.

Evaluación de las tasas de aprovechamiento

Dentro de la administración de los recursos naturales y en especial de la vida silvestre, uno de los temas primordiales es la determinación de la tasa de cosecha, bolsa o cuota de aprovechamiento. Particularmente en el sentido de que ésta pueda garantizar el mantenimiento de las poblaciones silvestres, es decir, que resulte sustentable. Se han realizado trabajos que analizan la sustentabilidad de las tasas de cosecha para muchas especies silvestres, pero la mayoría de estos análisis han sido enfocados a especies que cuentan con un alto valor en

términos cinegéticos (venados, antílopes, guajolotes, aves acuáticas, etc.). Pero para el caso particular de especies como las aves canoras o las psitácidas, la información generada es escasa por una gran cantidad de factores. En primer lugar, estas especies no representan un ingreso sustancial en términos globales como el que genera la cacería; por otro lado, culturalmente, el uso de estos ejemplares está restringido a un pequeño grupo a nivel mundial y está enfocado tradicionalmente a zonas como América Latina o el sureste asiático, que cuentan con pocos recursos para realizar estudios y capacitar personal, aunado a que la alta diversidad de especies requiere tomar en cuenta particularidades de sus características biológicas y ecológicas, con lo cual, desde las técnicas de muestreo hasta los modelos de cosecha resultan poco aplicables.

Consideraciones para el aprovechamiento de aves silvestres

Cuando se evalúa una solicitud de aprovechamiento de aves como las comentadas en los párrafos anteriores, resulta fundamental conocer aspectos básicos de la biología de las especies y de su estatus de vulnerabilidad. Debe tenerse en mente que las poblaciones son dinámicas y que existen procesos en el espacio y en el tiempo que determinan su distribución y abundancia; y nunca debe perderse de vista el impacto potencial que el aprovechamiento puede tener en el mantenimiento a largo plazo de las poblaciones. Esto puede afectar a las especies de aves silvestres, e incluso a ecosistemas completos.

Para conocer sobre la historia natural de las especies de aves canoras y psitácidos, es posible consultar diversas fuentes de literatura. Algunas son muy especializadas y a veces difíciles de conseguir (por ejemplo los distintos volúmenes del *Handbook of the Birds of the World*, el libro *Parrots of the World*, o los fascículos de Birds of North America), sin embargo, otras de muy buena calidad para aplicaciones prácticas están disponibles de manera gratuita vía internet (como ejemplo, *All about birds*, USGS Patuxent Bird Identification InfoCenter). Para determinar el estado de vulnerabilidad de las especies y/o poblaciones, se pueden consultar, por esta misma vía electrónica, las listas actualizadas que diversas autoridades y grupos de expertos han establecido (NOM-059-SEMARNAT-2001, IUCN-BirdLife, CITES, Species Asessments y mapas), algunas de esas fuentes, además de la categorías de riesgo, ofrecen información sobre tendencias poblacionales de especies y los principales factores que las amenazan.

Como resultado de distintos procesos evolutivos, en muchas especies de aves canoras — a diferencia de los psitácidos— existe dimorfismo sexual, que de manera general ha resultado en el desarrollo de plumajes más coloridos y ornamentados en los individuos machos. Esta característica ha promovido a que en varias especies exista un aprovechamiento dirigido a los individuos machos, lo cual puede resultar en un desequilibrio en la proporción original de sexos que componen a una población y constituye un factor de presión adicional para las poblaciones sujetas a aprovechamiento.

En las aves canoras y de ornato los machos jóvenes presentan plumajes poco vistosos (similares a los de las hembras) y en algunas especies tardan hasta 3 años en adquirir el plumaje típico y colorido de un adulto. Este puede considerarse también como un factor que dirige la presión de aprovechamiento hacia un solo sexo y grupo de edades (machos adultos) dentro de la población.

Al evaluar una solicitud de extracción es necesario saber si la especie presenta o no dimorfismo sexual u otros criterios que permitan determinar la edad y el sexo de los individuos a capturar. En los casos en que exista manera de reconocer el sexo externamente (es decir sin técnicas quirúrgicas o genéticas), no se deberá autorizar una solicitud que pretenda hacer un aprovechamiento dirigido a un solo sexo o estadio de edad.

Todas las aves canoras y de ornato, así como los psitácidos, tienen la capacidad de volar y desplazarse desde algunos pocos hasta varios miles de kilómetros durante su migración. Cuando se analiza una solicitud de aprovechamiento debe determinarse si la especie es residente, invernante o simplemente está de paso por la UMA de interés, y no considerar *a priori* que los individuos de dicha especie se encuentran restringidos

a los linderos establecidos de un predio, pues la historia de vida de muchas especies ocurre en escalas geográficas mucho mayores (véase el capítulo por Sánchez, sobre efectos de escala, en este mismo volumen).

En otras palabras, un punto muy importante es determinar el área de distribución de la especie. Cuando se revisan las guías de campo, los mapas de la distribución de las especies son inferencias de su área general de distribución; puede decirse que la especie está comprendida dentro de las áreas marcadas, pero no que no las ocupa en su totalidad. Esto obedece a que aunque la distribución de las especies esté limitada latitudinalmente de alguna forma, en muchos casos las especies están restringidas a un tipo de hábitat cuya presencia depende de intervalos de altitud y puede ser discontinua. Algunas especies pueden mostrar una amplia distribución en los mapas, que puede abarcar varias entidades federativas, sin embargo, al tomar en cuenta que puede estar estrechamente relacionada con un hábitat en específico, o al ponderar la existencia de barreras geográficas y ecológicas, el tamaño de su área efectiva de distribución disminuye considerablemente.

El conocer si una especie de ave silvestre tiene una distribución restringida o amplia, y si tiene o no una asociación estricta a un tipo de hábitat, permite tener una idea indirecta del impacto que un aprovechamiento puede tener a nivel de la población o incluso de la especie. Por ejemplo, el gorrión mexicano (*Carpodacus mexicanus*) es una especie de muy amplia distribución en nuestro país y sus poblaciones han aumentado considerablemente en los últimos 30 años al haberse adaptado como comensal del hombre, pero el loro frente lila (*Amazona finschi*) tiene una distribución restringida a la franja costera de selva baja caducifolia del Pacífico mexicano y sus poblaciones han disminuido drásticamente, básicamente por su asociación con un tipo particular de hábitat que está amenazado. Considerando la situación de estas dos especies, podemos asegurar que un aprovechamiento total de 1,000 gorriones difícilmente incidiría negativamente en la tendencia de una población a escala municipal, pero la extracción de 100 loros frente lila podría ser determinante para la extinción del total de la población de algún estado. Otro punto a considerar es que la abundancia de una especie no es homogénea en toda su distribución y, utilizando el mismo ejemplo del loro corona lila para ilustrarlo, podría afirmarse que el impacto no sería el mismo al aprovechar 15 individuos provenientes de la costa de Jalisco (donde se encuentran menos deterioradas las poblaciones) que hacerlo con cinco individuos de Oaxaca, de donde prácticamente ha desaparecido.

La compleja historia geológica y la variedad climática de México han promovido el desarrollo de hábitat únicos y el aislamiento de muchas poblaciones de aves. Lo anterior ha resultado en un elevado nivel de endemismo. De manera general, las especies endémicas tienen distribuciones geográficas reducidas y tamaños de población más bajos en comparación con las especies de amplia distribución; sin embargo, existen especies endémicas que no se ajustan a estas dos características. Al analizar una solicitud de aprovechamiento para una especie endémica, se requiere mayor cuidado, ya que la responsabilidad de la permanencia de la especie es total responsabilidad del país.

Contrariamente a las especies endémicas, en México también hay especies de aves exóticas, es decir, que ahora se distribuyen fuera de su área original. Algunas de estas especies tienen una gran capacidad de colonización y dispersión, lo cual las convierte en fuertes competidoras (por alimento y sitios de anidación, entre otros aspectos) y en ciertos cassos hasta en depredadoras de especies nativas. El aprovechamiento de estas especies exóticas (*Sturnus vulgaris*, *Passer domesticus*, *Columba livia,* entre otras) debía estar abierto todo el año y sin restricción en el número de ejemplares, ni tampoco debiera estar limitado a las UMA, pues más bien deben ser erradicadas.

En México existe una gran cantidad de especies de aves migratorias neotropicales, es decir, que se distribuyen en el territorio nacional únicamente durante la temporada de invernación, para posteriormente migrar hacia latitudes más norteñas en donde se reproducen (como ejemplos los anátidos y parúlidos, entre varios). Esta condición de que las aves solamente estén ciertas temporadas en México conlleva que las solicitudes de aprovechamiento se analicen tomando en cuenta

el comportamiento de las poblaciones en sus áreas de reproducción México tiene la ventaja de que existe mucha información sobre tendencias poblacionales de aves en Estados Unidos y Canadá pues son esos datos los que ofrecen argumentos objetivos para otorgar, o no, una autorización de aprovechamiento.

Para algunas especies de aves existen poblaciones residentes y además poblaciones migratorias, y ambas pueden coincidir durante el invierno en ciertas localidades (por ejemplo *Sialia mexicana, Turdus migratorius, Polioptila caerulea*, *Spizella passerina*). El muestreo y aprovechamiento de especies y poblaciones migratorias no es recomendable durante el tránsito migratorio (octubre y noviembre, febrero a mayo) ya que al tener rutas bien definidas, que utilizan año con año, estaríamos contando y aprovechando aves provenientes de distintas regiones de Norteamérica que están únicamente de paso por el sitio. Sólo se podrán aprovechar cuando ya han establecido territorios invernales, es decir, en general entre el quince de diciembre y el quince de enero. Para las especies residentes, lo más recomendable es no realizar el aprovechamiento durante los picos máximos de las temporadas reproductivas, que si bien difieren entre distintas latitudes y especies, comúnmente se presentan entre mayo y agosto.

Métodos de muestreo

Cuando se trabaja con poblaciones de aves silvestres existen limitaciones de espacio, tiempo y esfuerzo, que en la mayoría de casos impiden tener una cunta total de los individuos que integran una población o que utilizan una UMA. Por ello es necesario utilizar métodos de muestreo basados en criterios de probabilidad, con los cuales al analizar una muestra significativa —es decir, que refleje las diferencias y similitudes encontradas dentro de la población— permiten tener una versión aproximada, un tanto simplificada de la población, que refleja de algún modo sus rasgos básicos.

Existen diversos métodos de muestro estandarizados que pueden utilizarse para obtener estimaciones de abundancia relativa o de densidad de aves canoras y de ornato y psitácidos. No obstante, las metodologías varían de lugar en lugar dependiendo del objetivo del muestreo, de las especies de interés, de las variaciones espaciales y temporales de las poblaciones y del tipo de hábitat en el que se desarrollará el muestreo.

Este capítulo se refiere únicamente a dos de las técnicas más utilizadas para el muestreo de aves: los transectos lineales y los puntos de conteo. Para una revisión completa de éstas y otras técnicas utilizadas para el muestreo de aves, así como para tener información adicional que puede ayudar en la elección del mejor método de estimación, se recomienda consultar Koskimies y Vaisanen (1990), Bibby *et al*. (1992) y (1998), y Ralph *et al*. (1994).

Para ambos métodos es necesario que el observador esté bien capacitado para la identificación visual y acústica de las diferentes especies que componen la comunidad local de aves (Ralph *et al*. 1994), y contar con el equipo necesario: binoculares, una libreta o formatos específicos para recabar la información de campo, lápiz, reloj con segundero y un mapa del área.

Transectos lineales

Para la colecta de datos empleando el método de transectos lineales, es necesario que el observador camine a lo largo de una línea recta y a una velocidad constante (por ejemplo 100 m en 10 minutos), haciendo observaciones a ambos lados de la línea imaginaria y anotando cada individuo de las especies de aves que observe o escuche. Para llevar a cabo este método es necesario contar con personal calificado que pueda identificar la mayoría de aves sin necesidad de consultar las guías de campo, ya que no debe variar la velocidad de desplazamiento o detenerse durante el recorrido, porque se estarían violando los supuestos del método (por ejemplo, se incrementaría la probabilidad de contar dos veces una misma ave que se mueve de lugar).

Además del número de aves observadas y su distancia perpendicular a la línea del transecto (información indispensable para obtener las estimaciones de abundancia utilizando software como, por ejemplo, *Distance 5®*) es importante obtener información so-

bre el sexo de los individuos observados cuando sea posible determinarlo, la hora y el tipo de registro (visual o auditivo) y la altura a la cual se registro al ave, ya sea en el suelo, o en el estrato bajo, medio o en el dosel de la vegetación, o en vuelo.

Puntos de conteo

En la técnica de puntos de conteo, el observador debe llegar al punto donde comenzará a contar, evitando toda clase de perturbación mayor. Una vez establecido en el punto de conteo, permanecerá ahí, observando en todas direcciones y anotando a todos los individuos (de las diferentes especies) vistos o escuchados en un área circular, cuyo diámetro variará dependiendo del hábitat y de la capacidad de observación (comúnmente 25 o 50 m de radio). La observación se extiende por un lapso que puede ser de 5 o 10 minutos. La distancia mínima a la que deberá establecerse el siguiente punto de conteo es de 250 m del anterior, con el objetivo de no volver a contar los individuos detectados en el punto previo.

Debe tomarse nota, de manera separada, del número de individuos detectados dentro y fuera del diámetro elegido, así como de las aves que pasen volando sobre el punto de conteo. Además, es importante anotar la fecha, la hora del día, el número del punto y las coordenadas geográficas. Éstas se pueden tomar al final del primer día de censo, o en una salida específica, en la que además se puede colocar algún tipo de marca física para que en ocasiones posteriores se puedan reconocer los sitios donde se realizarán los puntos de conteo.

Ambos métodos pueden utilizarse para calcular índices de abundancia, que varían desde valores simples de presencia/ausencia, hasta estimaciones relativamente complejas sobre densidades poblacionales, para las cuales es necesario cumplir con los siguientes supuestos:

1 Los transectos o puntos de conteo están ubicados de manera que son representativos de la densidad de aves del sitio.
2 Todas las aves localizadas directamente sobre el transecto o en el punto de conteo son detectadas.
3 Las aves son registradas en su ubicación inicial, previamente a que se muevan por razones naturales o en respuesta a la presencia del observador.
4 Cada individuo es registrado una sola vez por muestreo.
5 La distancia entre la ubicación de un organismo con respecto al transecto o punto, debe ser dada con precisión.
6 Si el organismo es ahuyentado y éste a su vez provoca la huida de otros, se contará como un grupo de individuos.

A continuación se mencionan algunas ventajas que Bibby *et al.* (1998) han identificado para cada uno de estos dos métodos:

Transectos lineales

-
- El observador puedes cubrir un área mayor y registrar más aves
- Existe una menor probabilidad de recontar individuos.
- Es muy útil para especies muy móviles, conspicuas y aquellas que se ahuyentan fácilmente.
- La estimación de las distancias es más exacta y por tanto, los errores en la estimación con software como Distance son menos graves.

Puntos de conteo

- El observador puede concentrarse totalmente en las aves y el hábitat, sin tener que estar prestando atención al sitio por el que camina.
- El observador tiene un mayor tiempo para la identificación de las especies.
- El observador tiene una mayor facilidad para encontrar especies poco conspicuas.
- Es más fácil poder asociar la ocurrencia de aves con las características de un hábitat.

El grupo consultivo de aves canoras y de ornato propuso utilizar el método de conteo por puntos, ya

que puede utilizarse en todos los tipos de hábitat a diferencia de los transectos, que se dificultan cuando se realizan en hábitat con vegetación muy cerrada y permite al observador concentrarse exclusivamente en las aves, dando tiempo incluso de revisar la guía para la identificación de especies observadas.

Esfuerzo y temporadas de muestreo

Para estimar apropiadamente los tamaños de las poblaciones de las aves susceptibles de aprovechamiento, debe muestrearse un número representativo de puntos de conteo en cada hábitat, que será diferente de acuerdo con el tamaño de cada hábitat dentro de un área, por ejemplo una UMA. Se recomienda lo siguiente:

- En hábitat de extensión mayor que 100 ha y menor que 1,000 ha se deben muestrear tres sitios, cada uno con tres puntos de conteo separados por 250 m o más.
- En hábitat de entre 1,000 y 10,000 ha deben muestrearse cinco sitios, con cinco puntos en cada sitio (separados por 250 m).
- En hábitat mayores que 10,000 ha deben muestrearse 10 sitios, con 10 puntos en cada sitio (separados 250 m).

Deben realizarse dos repeticiones del conteo para cada punto. Si la especie a aprovechar es residente en el predio o UMA, las repeticiones deben hacerse entre abril y julio, con al menos dos semanas de separación entre los muestreos. Si la especie a aprovechar es migratoria, debe efectuarse el conteo de puntos en la primera quincena de diciembre y el otro en la segunda quincena de enero.

Evaluación de solicitudes de aprovechamiento en UMA

La evaluación de las solicitudes de aprovechamiento de vida silvestre normalmente se considera como un simple trámite, por lo que frecuentemente no se consideran las implicaciones ecológicas que tiene la decisión de un técnico, cada vez que recibe y dictamina una solicitud. Es común encontrar técnicos evaluadores que centran su atención únicamente en revisar la información solicitada por el marco legal vigente y asignan de inmediato una tasa de aprovechamiento, bajo criterios pocas veces justificados a plenitud y con conocimiento de causa. Ello implica otorgar tasas de aprovechamiento que muchas veces están lejos de la sustentabilidad o están basadas en criterios absolutamente discrecionales, todo lo cual puede derivar en graves daños a las poblaciones y especies. Es por esto que resulta de gran relevancia que los técnicos comprendan de manera clara los principios del aprovechamiento sustentable, más allá de la rutina de análisis establecida en los procedimientos administrativos. Esta sección se enfoca únicamente en atender, con criterios técnicos adecuados, los análisis necesarios para asignar una tasa de aprovechamiento de aves canoras y de ornato (y psitaciformes, en aquellos países donde se permite su aprovechamiento).

En primera instancia el solicitante (promovente) debe presentar la descripción del método aplicado para el muestreo, especificando el número de transectos realizados o puntos de conteo, fecha en que se realizaron, longitud de los transectos, tiempo de observación, y preferiblemente coordenadas geográficas de la ubicación de cada punto o transecto. Es importante resaltar la importancia de que en las solicitudes se señale el esfuerzo de muestreo, es decir, el número y radio de los puntos de conteo, o el número y longitud de los transectos, además del tiempo invertido en la observación.

Los puntos de muestreo, tal como se explicó, deberán ser ubicados de manera aleatoria dentro de la UMA, considerando todos los tipos de vegetación presentes. El tiempo de conteo máximo en cada punto será de 5 a 10 minutos y la distancia entre cada punto debe ser de al menos 250 metros, para evitar registros múltiples de las mismas aves. No deben considerarse aquellas observaciones que por distintas circunstancias no permitan una clara identificación de la especie, aquellas fuera del tiempo definido de muestreo o de ejemplares que estén vuelen en sitios

donde no sea claro si están haciendo uso de la superficie de la UMA.

De ninguna manera debe considerarse la información procesada que presenta el promovente como un hecho absoluto; el técnico deberá realizar siempre los análisis correspondientes de manera personal, por lo cual deberá solicitar copia de los datos crudos de los muestreos, para procesarlos y verificar los resultados.

La densidad debe calcularse mediante métodos estadísticos, para mayor exactitud y facilidad, se recomienda hacerlo mediante el uso del programa Distance Sampling (Buckland *et al*. 1993), una herramienta útil para determinar esta información. Este programa requiere de ciertos conocimientos básicos de estadística y manejo de sistemas de cómputo, pero permite obtener resultados confiables y de manera sencilla.

De los resultados obtenidos debe considerarse el límite inferior del intervalo de confianza de la densidad calculada, a 95% de grados de libertad. Deberán analizarse la confiabilidad y veracidad de los datos presentados y se comparará la densidad calculada con aquellas registradas en la literatura científica, para disponer de una referencia en el medio natural y no sobrestimar densidades debido a muestreos mal realizados o a cálculos intencionados.

Adicionalmente, el programa Distance proporciona información sobre la cantidad y calidad de los datos ingresados y su relación con la superficie muestreada o con la superficie de la UMA. El programa también permite considerar la estratificación de muestras, por ejemplo por tipos de vegetación presentes.

Hábitat disponible

El tamaño de la población se calcula tomando como área sólo el hábitat bien conservado de la UMA, considerando que la base del Programa de Vida Silvestre y Diversificación Productiva del Sector Rural y uno de los elementos fundamentales en la Ley General de Vida Silvestre, es la conservación del hábitat natural. En ningún momento debe considerarse la superficie total de la UMA como hábitat disponible, aún cuando aparentemente esté compuesta únicamente por vegetación primaria o como "hábitat disponible" como suelen señalar con frecuencia los responsables técnicos de las UMA. Esto es un principio precautorio que responde a que no siempre el ambiente natural de una UMA está debidamente cartografiado o inventariado, para evitar sobre estimaciones de oblación de aves y debido a que se carece de información de la densidad de nidos por unidad de área y de otra información específica de poblaciones a nivel local.

Es recomendable utilizar Sistemas de Información Geográfica para determinar la superficie de hábitat disponible, apoyándose en mapas de vegetación reciente, en fotografías aéreas o inclusive recurrir a herramientas de Internet como GoogleEarth, para obtener una mejor aproximación de la superficie bien conservada de una UMA. Al momento de hacerlo, también se pueden localizar los puntos de observación en los que se realizó el muestreo.

Modelos de aprovechamiento

Actualmente se han generado diferentes modelos para calcular cuantías de aprovechamiento que resulten sustentables para distintas especies. Aunque para estas especies se cuente con poca información y avances limitados en el tema, es posible encontrar algunas propuestas que tienen aplicabilidad para el aprovechamiento de aves canoras, de ornato y psitácidos en UMA. En general los modelos de aprovechamiento sustentables consideran diferentes factores, por un lado consideran la abundancia o densidad de las poblaciones, en algunos casos la biomasa y por otro lado la productividad de la población, para poder estimar la tasa de renovación. Es importante tener en cuenta que cada modelo requiere ajustes de acuerdo con las características biológicas, ecológicas e incluso conductuales de cada especie. Esto requiere análisis a profundidad y por ello se propone utilizar, para el caso de las aves canoras y los psitácidos, los modelos de aprovechamiento propuestos en los Talleres realizados en 2006 en lo cuales participó un grupo nutrido de especialistas en el tema (DGVS, 2006) a fin de llegar a consenso mínimo de lo que resulta biológicamente aceptable.

La información completa puede consultarse en el siguiente documento: SEMARNAT, 2006. Talleres sobre conservación y uso sustentable de aves y mamíferos silvestres, en relación con las Unidades de Conservación y Manejo de Vida Silvestre (UMA) en México. INE-SEMARNAT-UPC y puede descargarse de la siguiente liga http://www.ine.gob.mx/dgoece/con_eco/talleres2006.html

En general el modelo adoptado se basa en una propuesta modificada del modelo de aprovechamiento conocido como Remoción Biológica Potencial, utilizado para diversas especies como mamíferos marinos (Taylor *et al.* 2000) y para otras especies de aves como crácidos en Sudamérica (Runge et. *al.* 2004); modificado para su uso en particular con aves canoras y psitácidas en México (Cruz y Rojo, datos no publicados).

El concepto de Remoción Biológica Potencial (PBR. Potential Biological Removal de Runge et al. 2004) se define como el límite máximo de aprovechamiento que permite mantener la estabilidad de una población (Wade, 1998). La fórmula para calcular el PBR es la siguiente:

$$PBR = \tfrac{1}{2}\, r_{max} \times N_{min} \times Fr$$

Donde; r_{max} representa la productividad máxima estimada de una población; N_{min} es la estimación del tamaño mínimo de la población, y Fr representa una estimación gruesa de incertidumbre que puede asignarse en función del estado de riesgo de la especie o población, o incluso por el grado de conocimiento o confiabilidad de la información disponible. En el caso particular de la propuesta de Runge *et al.* (2004), representa el factor de recuperación, el cual este autor sugiere como 0.1 para especies En Peligro y como 0.5 para especies Amenazadas como, y en caso de no encontrarse el taxón en estas categorías de riesgo, sugiere aplicar un valor Fr igual a 1.

La ecuación de PBR se basa en el siguiente principio:

$$h = PBR/N_{min} = \tfrac{1}{2}\, r_{max}$$

Expresión en la que h es el máximo aprovechamiento permisible para garantizar su sustentabilidad anual, determinado a partir de la productividad de la población, lo que resulta igual a la mitad de la productividad máxima calculada y aú permitiría mantener en equilibrio a la población (Figura 1; Runge *et al.* 2004). Cuando el aprovechamiento rebasa este nivel, las poblaciones tienden a disminuir su tamaño hecho que puede resultar especialmente delicado. Por otro lado, si la extracción se mantiene por debajo de ese nivel se garantizaría el reclutamiento de más ejemplares y por lo tanto el crecimiento de la población.

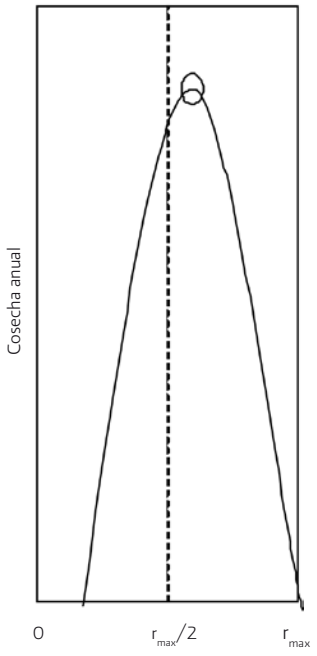
Las consideraciones teóricas de este modelo son que, las poblaciones deben ser calculadas con suficiente aproximación a la realidad, que no existen dinámicas estocásticas que modifiquen significativamente el crecimiento de las poblaciones, que el aprovechamiento se mantiene estrictamente controlado y que la población crece de acuerdo con el modelo logístico de crecimiento (Runge *et. al.* 2004).

Estas consideraciones están bastante lejos de poder aplicarse estrictamente en la realidad debido a que las poblaciones silvestres se comportan de una manera distinta; están sujetas a fenómenos estocásticos como sequías, huracanes y demás, la estimación de las poblaciones muchas veces es poco precisa e inexacta, además de que, como requiere intervención humana, presenta diversos errores de muestreo. Y los fenómenos dependientes de la densidad, en el modelo logístico de crecimiento, en la realidad difieren respecto a la formulación meramente teórica. Estos motivos hacen necesaria la incorporación de un valor de incertidumbre que permita contar con cierta garantía de que no se excederán los límites de aprovechamiento óptimos; por ello es que se ha agregado el factor de recuperación Fr. En párrafos anteriores se describe la propuesta de inclusión del Fr, que se introdujo con respecto a los modelos utilizados con otras especies (Taylor *et. al.* 2000; Runge et. al . 2004). Para el caso de especies en México se recomienda utilizar valores siempre por debajo de 1 y asignado valores de acuerdo con su categoría en la NOM-059-SEMARNAT vigente, los cuales

corresponden a los siguientes datos prácticos convencionales: para especies fuera de la Norma el valor de Fr será de 0.8; especies en categoría Sujeta a Protección Especial (Pr) 0.6; Amenazadas (A) 0.5 y en Peligro de extinción (P) 0.1 (Cruz y Rojo, datos no publicados).

Otro punto importante para la aplicación del modelo PBR en aves canoras y de ornato es el cálculo de r_{max}, que en términos estrictos representa la tasa máxima de crecimiento, de población; sin embargo, en esta modificación se considera la productividad máxima calculada a partir de la información disponible para las especies o, de no existir a ese grado de detalle, al menos considerando como guía casos al nivel de géneros presentes en México. Para el caso particular de Psitaciformes se puede calcular la productividad de la siguiente manera; la explicación está basada en un esquema de trabajo generado por el primer autor y colaboradores.

Figura 2. El máximo aprovechamiento sustentable se alcanza al extraer ejemplares a una tasa máxima de $r_{max}/2$, lo cual permite mantener a una población estable (Runge *et al.* 2004). Rebasar este nivel de aprovechamiento generaría el decremento de la población y en caso de mantenerse por debajo de este límite podría ser considerada como sustentable



En el espquema propuesto se consideraron los siguientes factores: proporción de la población reproductivamente activa en una temporada, proporción de sexos, tasa de nidos exitosos, producción de volantones (Cruz y Rojo, datos no publicados), y tasa de sobrevivencia de los volantones en su primer año de vida (DGVS, 2006); a partir de lo cual se elaboró la siguiente ecuación para el cálculo de r_{max}:

$$(Ne \times C \times Sn \times P \times Sv) = r_{máx}$$

Donde:

Ne = Proporción estimada de la población reproductiva.

C = 0.5 Es una constante, asumiendo que exista una proporción

macho:hembra de 1:1.

Sn = Tasa de nidos exitosos, expresada como fracción decimal.

P = Producción de volantones por nidos exitosos, expresada como el

promedio de volantones producidos por nido exitoso.

Sv = Tasa de sobrevivencia de volantones en el primer año, expresada

como fracción decimal.

$r_{máx}$ = Total de volantones (juveniles) producidos en una población.

Para la obtención de los valores se analizó la información disponible en la literatura calculando el límite inferior del intervalo de confianza (Munn, 1992; Enkerlin-Hoeflich, 1995; Renton, 1998; Masello y Quillfeldt, 2002; Renton y Salinas-Melgoza, 2004; Salinas-Melgoza y Renton, en prensa), que dan como resultado lo siguiente:

0.24 (proporción de población reproductiva en una temporada).

0.5 (proporción de sexos)
0.4277 (proporción de nidos exitosos)
1.839 (volantones por nido exitoso)
0.73 (sobrevivencia de los volantones en el primer año)
r_{max} = 0.0689 (tasa de crecimiento de la población; es decir, la producción de volantones en la población por año).

La información completa puede consultarse en el documento: SEMARNAT, 2006. Talleres sobre conservación y uso sustentable de aves y mamíferos silvestres, en relación con las Unidades de Conservación y Manejo de Vida Silvestre (UMA) en México. INE-SEMARNAT-UPC y, como se señaló más arriba, puede descargarse de la siguiente liga http://www.ine.gob.mx/dgoece/con_eco/talleres2006.html.

El cálculo para las aves canoras y de ornato no psitácidas, se puede efectuar de la siguiente manera, haciendo algunas modificaciones adicionales a la ecuación original de PBR, dando como resultado la siguiente expresión:

Tasa de aprovechamiento = (CPBR)(N_{min})

Donde:
CPBR (Coeficiente de la Remoción Biológica Potencial) = (½ r_{max})Fr
N_{min} = Población mínima estimada

El cálculo de rmax se realiza multiplicando el índice reproductivo conocido para la especie de interés por el índice de sobrevivencia, lo cual da como resultado una aproximación del número de volantones producidos, este resultado se multiplica por un factor de mortalidad, lo cual proporciona el número de volantones que alcanzaron la edad adulta, la información demográfica de las especies se puede consultar en la siguiente dirección electrónica www.birdpop.org/MAPS.htm (DGVS, 2006).

Para el caso del cálculo del factor de recuperación (Fr) se utilizaron los valores totales del Species Assessment (Total Score Local), dividiendo las 33 categorías entre 10, y asignando el valor de 0.1 a la categoría más frágil y 1 a la menos frágil. Si bien el Species Assessment aún no está publicado, se recomienda que por el momento se utilicen los valores recomendados para el caso de los psitácidos.

A pesar de que en apariencia el modelo resulta relativamente complejo, en la aplicación práctica se han obtenido buenos resultados; resulta bastante amigable y permite programar hojas de Excel para reducir los tiempos de los análisis.

Estimación de las tasas de cosecha de psitácidos

Aún cuando en México se prohibió recientemente el aprovechamiento de psitácidos, es importante comentar las bases de su manejo, puesto que en otros países se permite su uso. Así, una vez que se ha realizado la estimación de la población en una UMA utilizando software como por ejemplo Distance® para calcular la densidad, el límite inferior del intervalo de confianza y el hábitat disponible, deberá aplicarse el modelo de aprovechamiento PBR modificado para aves psitácidas.

Para esto se deberá calcular la población mínima de la UMA (aclarándose que se trata de aquellas aves que efectivamente hacen uso integral de ella, incluida las reproducción) multiplicando el límite inferior del intervalo de confianza por la superficie del hábitat disponible estimada. Este resultado será multiplicado por ½ r_{max}, lo cual, de acuerdo con los análisis realizados, corresponderá a un valor de ½ (0.0689) en general para todas las especies de psitácidos fuera de norma de protección, o como era el caso de México, aquellas en la categoría de sujetas a protección especial (Cruz y Rojo, datos no publicados; DGVS, 2006), es decir:

PBR= ½ (0.0689) (Nmin) (Fr)

El valor de Fr, como ya se explicó, dependerá del estado de riesgo de la especie, en México se aplicaba según la NOM-059-SEMARNAT. En un ejemplo, suponiendo que se trata de una especie en la categoría de Sujeta a Protección Especial, el Fr asignado es 0.6

y, si la población mínima estimada fue de 500 ejemplares, entonces:

PBR= ½ (0.0689) (500) (0.6) = 10.335

El valor 10.335 representa el valor de PBR o la tasa de aprovechamiento sustentable que puede ser extraída anualmente de la población de psitácidos de la UMA analizada. Cabe mencionar que durante la realización del Taller de aves donde se propuso la utilización de este método se realizaron simultáneamente análisis Vortex (Lacy, 1993) para determinar la viabilidad de esta cosecha, la cual en todo momento resultó sustentable al no modificar significativamente el comportamiento de las poblaciones. Finalmente, no es recomendable el aprovechamiento extractivo de especies de aves psitácidas incluidas en las categorías de Amenazada o En Peligro de Extinción u otras equivalentes en los distintos países.

Estimación de las tasas de cosecha de aves canoras no psitácidas

Para el caso particular de aves canoras y de ornato no psitácidas el sistema es muy semejante, sin embargo la manera de hacer los cálculos de los valores varía ligeramente. Para el cálculo de rmax es posible obtener la información de la especie consultando la página www.birdpop.orb/MAPS.htm; por ejemplo para el caso de una especie de *Passerina*, se consulta allí el índice reproductivo, el cual corresponde a 0.250; se obtiene el índice de sobrevivencia 0.709, se estima la productividad a partir de la multiplicación del índice de sobrevivencia y el índice reproductivo. El valor resultante representa rmax, este valor se multiplica por 0.5 y por el Factor de recuperación Fr (suponiendo que es una especie Sujeta a Protección Especial en México, es igual a 0.6), y se obtiene así el denominado Coeficiente de PBR.

CPBR= ½ rmax (Fr) = ½ (0.709 x 0.250) (0.6)

Finalmente, la población mínima estimada se multiplica por el Coeficiente de PBR dando como resultado la tasa de aprovechamiento estimada para la UMA.

Tasa de aprovechamiento = CPBR (Nmin) = 0.0531 x 500 = 26.58

Consideraciones finales al asignar tasas de aprovechamiento

Es importante recordar que los modelos de aprovechamiento están basados en estimaciones teóricas que, si bien fueron planteadas con datos reales, los supuestos de estos modelos en la mayor parte de los casos no pueden ser totalmente aplicables en la realidad del manejo de las poblaciones de vida silvestre. Por ello debe tenerse en cuenta que los valores calculados tienen que manejarse con reserva, para evitar sobreestimar los resultados y por lo tanto, afectar negativamente a las poblaciones y especies. En este sentido es importante que el técnico que analiza estas solicitudes tenga conciencia de la importancia de un criterio de precaución al momento de la toma de decisiones, y de las implicaciones que éstas tienen para la conservación del patrimonio biológico.

Las solicitudes de aprovechamiento de subsistencia presentan una gran variabilidad en cantidad en distintas regiones del país, esto se debe a que las organizaciones que agrupan a los pajareros se encuentran representadas sólo en ciertos estados, sin embargo, a partir del proceso de descentralización han buscado acercamientos con distintos gobiernos locales y estatales para obtener beneficios adicionales a su actividad. De allí la importancia de conocer los mecanismos para atender estas solicitudes y la necesidad de producir los avances obtenidos hasta el momento a nivel federal.

A partir de los análisis realizados a los datos históricos del aprovechamiento de subsistencia, se han limitado las bolsas otorgadas por capturador de acuerdo con diversos criterios, entre los que se incluye el estado de distintas especies en la NOM-059-SEMARNAT-2001, esas especies han sido retiradas en su totalidad del aprovechamiento de subsistencia. La misma situación existe respecto a todas las especies de psitácidos, incluidos en la Norma o no, debido a la alta presión que originaron el comercio ilegal y saqueo. Adicionalmente

se ha restringido el aprovechamiento de especies como *Passerina ciris* (siete colores, mariposa) debido a la tendencia negativa de sus poblaciones, que sido ampliamente documentada a pesar de que esta ave no está incluida en la Norma. A partir de estos análisis, la Dirección General de Vida Silvestre ha desarrollado una propuesta de bolsas de aprovechamiento para los próximos años, la cual no es definitiva de ninguna manera, pero cuenta con mayores componentes de uso sustentable que los elementos anteriormente dispuestos, por lo cual se propone, hasta no contar con mejores datos, que los gobiernos descentralizados utilicen estos lineamientos para evitar una sobreexplotación de sus aves y la consecuente pérdida de poblaciones y especies. La tabla de especies que indica el límite de bolsa de aprovechamiento por capturador se presenta en el Anexo I.

Actualmente se ha buscado impulsar, a través de distintas iniciativas, la necesidad de realizar estudios poblacionales a nivel regional de las principales especies que son utilizadas bajo este esquema, recurriendo al financiamiento de instancias federales e internacionales. Los responsables de esos estudios debieran ser terceras personas técnicamente calificadas que pueden tener un punto de vista imparcial, con el fin de determinar bolsas regionales de aprovechamiento como se ha hecho con otras especies. De esta manera se podrá obtener información precisa que puede utilizarse para realizar una mejor gestión y administración del recurso que representan estas aves, sin exceder los límites sustentables. Por otro lado el trabajo de aplicación de la ley resulta indispensable para lograr un buen manejo del recurso, sin olvidar promover alternativas productivas en los sectores marginados que realizan el aprovechamiento directo y que normalmente son los que menos beneficios económicos obtienen. Finalmente es necesario analizar la información disponible en medios electrónicos e impresos del total de las especies que son utilizadas, con el fin de establecer restricciones en aquellas especies que presenten tendencias poblacionales generales negativas; para este fin sería conveniente organizar talleres periódicos con la participación de los especialistas en el tema para definir eficazmente esta situación, a semejanza y en continuación de los desarrollados en 2006 en la Ciudad de México.

Conclusión

Actualmente el aprovechamiento de aves canoras y de ornato se realiza de acuerdo con la Ley General de Vida Silvestre y su Reglamento, básicamente en dos modalidades: aprovechamiento dentro de Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre (UMA) y aprovechamiento de subsistencia. Estos dos esquemas son los que engloban la mayor parte de la cosecha en estas especies; sin embargo, también existe la colecta científica, el aprovechamiento de partes y derivados, y la crianza intensiva. Dentro del esquema de UMA el aprovechamiento de las aves canoras representa una proporción reducida del total del aprovechamiento realizado; en comparación, los mayores volúmenes corresponden al aprovechamiento de subsistencia.

Adicionalmente existen diversos conflictos con la conservación de las aves que surgen de la situación histórica de nuestro país, donde ancestralmente se ha realizado el aprovechamiento de ejemplares, partes y derivados, con múltiples fines. Por ello, la extracción de aves ha sido una actividad realizada de manera familiar a través de generaciones y la posesión de éstas en los hogares sigue resultando muy común. Esta situación, la cual no fue regulada durante décadas, ha creado una necesidad comercial que ineludiblemente afecta a las poblaciones silvestres de aves.

Uno de los conflictos de mayor relevancia que se ha generado y que dificulta severamente la conservación de las aves, es el saqueo y comercio ilegal de una gran cantidad de especies. Esta actividad se realiza prácticamente en todo el país y genera una lucha comercial desleal con aquellos interesados en el aprovechamiento sustentable de las aves, debido a que se realiza evidentemente fuera de cualquier regulación y sin ninguna inversión de por medio. Es fácil constatar que aquellas UMA que logran una buena operación en su manejo, siempre recibirán tasas de aprovechamiento por debajo de las cantidades relacionadas con la ex-

tracción ilegal que se hace; además, el esfuerzo e inversión que requieren los criaderos implica un aumento en el precio de sus productos, por lo que los de origen ilegal tienen ventaja en el comercio. En este sentido se puede augurar que, de no realizarse la aplicación correcta de la ley por las autoridades competentes, será imposible promover la conservación de las especies dentro de cualquier esquema de manejo sustentable.

Si bien la conservación a través del esquema de UMA brinda la posibilidad de alcanzar el aprovechamiento sustentable, es necesario lograr la certificación que manifieste que los productos se obtuvieron de una manera sustentable, dando un valor agregado a la conservación. En el caso de las aves canoras y de ornato, las costumbres arraigadas en la sociedad, el comercio ilegal y el aprovechamiento de subsistencia, limitan en gran medida este proceso, y desafortunadamente, ya afecta la conservación de muchas de las especies de gran valor ecológico, cultural e incluso económico.

Son amplias las discusiones que ha generado el concepto de aprovechamiento de subsistencia, sin embargo es una figura reconocida por la Ley General de Vida Silvestre, aunque, el concepto es complejo y las implicaciones económicas, políticas, sociales y ecológicas que causa son en gran medida desconocidas. En el caso de las aves canoras y de ornato se han generado discusiones y propuestas estériles, por algunos sectores, que de ninguna manera ayudan a la conservación de la vida silvestre y que, por el contrario, dadas las deficiencias en los sistemas jurídicos y de aplicación de éstos, tienden a fomentar el comercio y extracción ilegal de ejemplares al no permitir ningún tipo de uso sustentable y regulado del recurso.

A pesar de que en años recientes han trabajado de manera conjunta y coordinada diferentes instituciones gubernamentales, académicas e investigadores independientes en la búsqueda de protocolos y metodologías centradas en el aprovechamiento sustentable, los avances han sido limitados en cuanto a la aplicación de éstos en el terreno práctico de la conservación. Estos modelos, a pesar de no ser complejos al momento de su aplicación, representan todavía una dificultad práctica debido a la falta de capacitación de muchos técnicos responsables de las UMA y de muchos de los tomadores de decisiones a distintos niveles de gobierno. Adicionalmente, estos esquemas representan un cambio importante en los métodos y por ende, como todo cambio, enfrentan un grado de rechazo respecto a modificar un esquema tradicional. Por otro lado, se requiere de mayor capacitación en temas de interpretación numérica y una visión de la necesidad de comprender las poblaciones a una escala mucho mayor de lo que puede representar una UMA, por grande que pueda ser.

Otra problemática grave en la conservación de las aves y en general de muchas otras especies sujetas a aprovechamiento en cualquier esquema, es la falta de esfuerzo científico enfocado al conocimiento de poblaciones y metapoblaciones a nivel regional, de modo que permita tomar mejores decisiones. La falta de monitoreos financiados desde diferentes sectores ha impedido, a diferencia de lo que sucede en otros países, que se pueda dar un seguimiento continuo a largo plazo a las poblaciones silvestres. Desafortunadamente la falta interés en la vida silvestre y en la ciencia aplicada, por parte de los sectores gubernamental, académico y social, ha representado un problema histórico en nuestro país, que se ve reflejado en un sinnúmero de situaciones que afectan a la conservación de los bienes y servicios ambientales.

Para avanzar en este proceso es necesario entender que actualmente la conservación es un tema de importancia social, que requiere la participación conjunta y organizada de diversas secretarías de estado para fomentar, regular y entender los mecanismos de conservación y diversificación productiva que pueden mejorar el estado de la vida silvestre. Asimismo es necesario que los sectores sociales y políticos tomen con mayor seriedad y profesionalismo la conservación y uso sustentable de los recursos naturales. Por otro lado, debido a la necesidad de atender diversos factores sociales que inciden en la conservación, particularmente en el caso de los pajareros de subsistencia y de muchos otros grupos, se requiere de una atención prioritaria en la búsqueda de alternativas productivas que reduzcan el alto aprovechamiento en formas poco reditua-

bles para el sector a largo plazo. Para ello es necesario romper con las viejas cadenas de comercio que afectan los precios de manera importante y representan ingresos muy reducidos a la gran base humana del sector; en este sentido es necesario el fomento y creación de mercados verdes y sustentables que aseguren un mejor precio y menores tasas de extracción. También se puede analizar la posibilidad de éxito de intentar utilizar y fomentar con mayor ímpetu esquemas de aprovechamiento no extractivo como la observación de aves, del cual se ha demostrado que realizada de la manera adecuada y con el apoyo a y de las comunidades humanas locales, puede representar un ingreso importante, probablemente mucho mayor que el obtenido a partir de la extracción directa de ejemplares.

Literatura citada

Bibby, C. J., N. D. Burgess, y D. A. Hill. 1992. Bird census techniques. British Trust for Ornithology and The Royal Society for the Protection of Birds. Academic Press Limited. Londres, Reino Unido.

Bibby C. J., M. Jones, y S. Marsden. 1998. Expedition Field Techniques. Bird Surveys. Expedition Advisory Centre, Royal Geographical Society, Londres, Reino Unido.

Buckland, S. T., D. R. Anderson, K. P. Burnham, y J. L. Laake. 1993. Distance sampling: estimating abundance of biological populations. Chapman y Hall, London.

Ceballos, G. y F. Eccardi. 1996. Mexican diversity of fauna. CEMEX. México

Collar, N. J. 1996. Priorities for parrots conservation in the New World. Cotinga 5:26-31.

Cruz-Romo J. L. y A. Rojo-Curiel. Datos no publicados. Análisis para determinar aspectos demográficos y cuotas de cosecha de las especies de psitácidos en México.

DGVS, 2006. Talleres sobre conservación y uso sustentable de aves y mamíferos silvestres, en relación con las Unidades de Conservación y Manejo de Vida Silvestre (UMA) en México. Instituto Nacional de Ecología-SEMARNAT-Unidos para la Conservación.

Enkerlin-Hoeflich, E. C. 1995. Comparative ecology and reproductive biology of three species of Amazona parrots in northeastern Mexico. Tesis Doctoral. Texas A&M University, USA.

Howell, S. N. G. & S. Webb. 2001. A guide to the birds of México and Northern Central America. Oxford. New York. 851 pp.

INE-SEMARNAP, 1997. Programa de conservación de la vida silvestre y diversificación productiva en el sector rural 1997-2000. Instituto Nacional de Ecología, Dirección General de Vida Silvestre. SEMARNAT.

Koskimies, P., y R. A.Vaisanen. 1990. Monitoring bird populations. A manual of methods applied in Finland. Zoological Museum, Finnish Museum of Natural History. Helsinki, Finlandia.

Lacy, R. C. 1993. VORTEX: A computer simulation model for Population Viability Analysis. Wildlife Research 20:45-65.

Ley General de Vida Silvestre. 2000. Lunes 3 de Julio de 2000. Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. Diario Oficial de la Federación (DOF). Talleres Gráficos de México, México, D.F.

Masello, J. F. y P. Quillfeldt. 2002. Chick growth and breeding success of the Burrowing Parrot. Condor, 104:574-586.

Munn, C. A. 1992. Macaw biology and ecotourism, or ''when a bird in the bush is worth two in the hand.'' In: New World parrots in crisis: solutions from conservation biology. (S. R. Beissinger and N. F. R. Snyder, eds.), pp. 47–72. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.

NOM-059-ECOL-2001. NORMA Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-2001, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. Gobierno de la República Mexicana.

PREP. 2000. Proyecto para la Conservación, Manejo y Aprovechamiento Sustentable de los Psitácidos en México. Macías Caballero, C., E. E. Iñigo-Elías y E. C. Enkerlin Hoeflich. (eds.). Secretaria de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca (SEMARNAP). D.F., México. 145 pp.

Ralph,C.J., G.R. Geupel, P. Pyle, T.E. Martin, D.F. DeSante, B. Milá. 1996. Manual de Métodos de Campo para el Monitoreo de Aves Terestres. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR. 159. Albany, CA: Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S.Department of Agriculture. E.U.A.

Reglamento de la Ley General de Vida Silvestre. 2006. 30 de Noviembre de 2006. Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. Diario Oficial de la Federación (DOF). Talleres Gráficos de México, México, D.F.

Renton, K. 1998. Reproductive ecology and conservation of the Lilac-crowned Parrot (*Amazona finschi*) in Jalisco, Mexico. Tesis Doctoral. University of Kent, Canterbury, UK.

Renton, K. y A. Salinas-Melgoza. 2004. Climatic variability, nest predation, and reproductive output of Lilac-crowned Parrots (*Amazona finschi*) in tropical dry forest of western Mexico. Auk, 121: 1214–1225.

Runge, MC, Kendall WL, Nichols JD. 2004. Exploitation. Pages. 303-328 in Sutherland WJ, Newton I, Green RE, eds. Bird Ecology and Conservation: A handbook of techniques. Oxford University Press. Oxford, UK.

Salinas-Melgoza, A. y K. Renton. En prensa. Post-fledging survival and development of juvenile Lilac-crowned Parrots. Journal of Wildlife Management.

Taylor, Barbara L., Wade, Paul R., De Master, Douglas P. & Barlow, Jay. 2000. Incorporating Uncertainty into Management Models for Marine Mammals. Conservation Biology 14 (5), 1243-1252.

Wade, P.R. 1998. Calculating limits to the allowable human-caused mortality of cetaceans and pinnipeds. Marine Mammal Science 14: 1-37.

Anexo I

Límite de aprovechamiento por capturador recomendado, temporalidad del aprovechamiento y estados autorizados

Especies residentes

Nombre científico	Nombre común	Estados	Límite de aprovechamiento por capturador	Época hábil
Agelaius phoeniceus	Magallón	Aguascalientes, Campeche, Coahuila, Durango, Guanajuato, Hidalgo, Jalisco, México, Michoacán, Morelos, Nayarit, Nuevo León, Puebla, Querétaro, Quintana Roo, San Luis Potosí, Sinaloa, Tabasco y Veracruz		Del 01 de septiembre de 2007 al 28 de febrero de 2008
Aimophila ruficeps	Zacatero corona rojiza	Aguascalientes, Campeche, Coahuila, Durango, Guanajuato, Jalisco, Michoacán, Morelos, Nayarit, Querétaro y Sinaloa,		Del 01 de octubre de 2007 al 28 de febrero de 2008
Cacicus melanicterus	Galantina	Jalisco, Michoacán, Nayarit y Sinaloa.		Del 01 de septiembre de 2007 al 28 de febrero de 2008
Calocitta colliei	Urraca hermosa cara negra	Durango, Jalisco, Nayarit y Sinaloa.		Del 01 de septiembre de 2007 al 31 de noviembre de 2008
Calocitta formosa	Urraca copetona	Jalisco y Michoacán.		Del 01 de septiembre de 2007 al 31 de noviembre de 2008
Carduelis psaltria	Dominico	Aguascalientes, Campeche, Coahuila, Durango, Guanajuato, Hidalgo, Jalisco, México, Michoacán, Morelos, Nayarit, Nuevo León, Puebla, Quintana Roo, San Luis Potosí, Sinaloa, y Veracruz.		Del 01 de septiembre de 2007 al 28 de febrero de 2008

Anexo I. Especies residentes. Continúa

Nombre científico	Nombre común	Estados	Límite de aprovechamiento por capturador	Época hábil
Carpodacus mexicanus	Gorrión mexicano	Aguascalientes, Campeche, Coahuila, Durango, Guanajuato, Hidalgo, Jalisco, México, Michoacán, Morelos, Nayarit, Nuevo León, Puebla, Querétaro, San Luis Potosí, Sinaloa y Veracruz.		Del 01 de septiembre de 2007 al 28 de febrero de 2008
Corvus corax	Cuervo grande	Aguascalientes y Jalisco.		Del 01 de septiembre de 2007 al 31 de enero de 2008
Cyanerpes cyaneus	Reinita	Hidalgo, Puebla, Tabasco y Veracruz.		Del 01 de octubre de 2007 al 28 de febrero de 2008
Cyanocompsa parellina	Azulejito	Campeche, Hidalgo, Jalisco, Michoacán, Nayarit, Nuevo León, Puebla, Quintana Roo, San Luis Potosí, Sinaloa, Tabasco y Veracruz.		Del 01 de septiembre de 2007 al 28 de febrero de 2008
Cyanocorax sanblasianus	Chereca	Jalisco, Michoacán y Nayarit.		Del 01 de septiembre de 2007 al 31 de enero de 2008
Cyanocorax yncas	Checla	Jalisco, Michoacán, San Luis Potosí, Tabasco y Veracruz.		Del 01 de septiembre de 2007 al 31 de enero de 2008
Euphagus cyanocephalus	Tordo ojos amarillos	Aguascalientes y Durango.		Del 01 de septiembre de 2007 al 28 de febrero de 2008
Icterus gularis	Calandria turpial	Michoacán, Nuevo León, Puebla, Querétaro, San Luis Potosí, Tabasco y Veracruz.		Del 01 de septiembre de 2007- al 28 de febrero de 2008
Icterus mesomelas	Calandria piocha	Hidalgo, Puebla, Quintana Roo, Tabasco y Veracruz.		Del 01 de octubre de 2007 al 28 de febrero de 2008
Icterus parisorum	Calandria tunera	Aguascalientes, Campeche, Coahuila, Durango, Guanajuato, Hidalgo, Jalisco, México, Michoacán, Morelos, Nayarit, Nuevo León, Puebla, Querétaro, San Luis Potosí y Sinaloa.		Del 01 de septiembre de 2007 al 28 de febrero de 2008
Icterus prosthemelas	Calandria del sureste	Puebla, Querétaro, San Luis Potosí y Veracruz.		Del 01 de septiembre de 2007 al 28 de febrero de 2008
Mimus gilvus	Cenzontle tropical	Quintana Roo, Tabasco y Veracruz.		Del 01 de septiembre de 2007 al 28 de febrero de 2008

Anexo I. Especies residentes. Continúa

Nombre científico	Nombre común	Estados	Límite de aprovechamiento por capturador	Época hábil
Mimus polyglottos	Cenzontle norteño	Aguascalientes, Campeche, Coahuila, Durango, Guanajuato, Hidalgo, Jalisco, México, Michoacán, Morelos, Nayarit, Nuevo León, Puebla, Querétaro, San Luis Potosí y Sinaloa.		Del 01 de octubre de 2007 al 28 de febrero de 2008
Molothrus aeneus	Tordo ojos rojos	Aguascalientes, Durango, San Luis Potosí y Tabasco.		Todo el año
Molothrus ater	Tordo	Aguascalientes, Campeche, Coahuila, Durango, Guanajuato, Hidalgo, Jalisco, México, Michoacán, Morelos, Nayarit, Nuevo León, Puebla, Querétaro, San Luis Potosí, Sinaloa y Veracruz.		Todo el año
Passer domesticus	Gorrión doméstico	Aguascalientes, Durango y Tabasco.		Todo el año
Passerina leclancherii	Marino	Jalisco, México, Michoacán.		Del 01 de noviembre de 2007 al 28 de febrero de 2008
Piranga bidentata	Tangará rayada	Aguascalientes, Campeche, Coahuila, Durango, Guanajuato, Hidalgo, Jalisco, México, Michoacán, Morelos, Nayarit, Nuevo León, Puebla, Querétaro, San Luis Potosí, Sinaloa y Veracruz.		Del 01 de octubre de 2007 al 28 de febrero de 2008
Ptilogonys cinereus	Floricano	Aguascalientes, Campeche, Durango, Guanajuato, Hidalgo, Jalisco, México, Michoacán, Morelos, Nayarit, Nuevo León, Puebla, Querétaro, San Luis Potosí, Sinaloa y Veracruz.		Del 01 de septiembre de 2007 al 31 de diciembre de 2007
Quiscalus mexicanus	Zánate	Aguascalientes, Campeche, Coahuila, Durango, Guanajuato, Hidalgo, Jalisco, México, Michoacán, Morelos, Nayarit, Nuevo León, Puebla, Querétaro, Quintana Roo, San Luis Potosí, Sinaloa, Tabasco y Veracruz.		Todo el año
Sialia sialis	Ventura azul	Aguascalientes, Coahuila y Sinaloa.		Del 01 de octubre de 2007 al 30 de enero de 2008

Anexo I. Especies residentes. Continúa

Nombre científico	Nombre común	Estados	Límite de aprovechamiento por capturador	Época hábil
Sialia sialis	Ventura azul	Aguascalientes, Coahuila y Sinaloa.		Del 01 de octubre de 2007 al 30 de enero de 2008
Sporophila torqueola	Chatito	Campeche, Durango, Guanajuato, Hidalgo, Jalisco, México, Michoacán, Morelos, Nayarit, Nuevo León, Puebla, Querétaro, Quintana Roo, Sinaloa, Tabasco y Veracruz.		Del 01 de septiembre de 2007 al 28 de febrero de 2008
Sturnus vulgaris	Estornino	Guanajuato, Hidalgo, Jalisco, México, Nuevo León, Puebla, Quintana Roo, San Luis Potosí, Sinaloa y Veracruz.		Todo el año
Thraupis episcopus	Naranjero nevado	Hidalgo, Puebla, Quintana Roo y Veracruz.		Del 01 de octubre de 2007 al 28 de febrero de 2008
Tiaris olivacea	Tomellin	Puebla, Quintana Roo, Tabasco y Veracruz.		Del 01 de octubre de 2007 al 28 de febrero de 2008
Toxostoma curvirostre	Huitlacoche común	Aguascalientes, Campeche, Coahuila, Guanajuato, Hidalgo, Jalisco, México, Michoacán, Morelos, Nayarit, Nuevo León, Puebla, Querétaro, San Luis Potosí y Sinaloa.		Del 01 de septiembre de 2007 al 31 de enero de 2008
Toxostoma longirostre	Huitlacoche pico-largo	Coahuila, Nuevo León, San Luis Potosí y Veracruz.		Del 01 de septiembre de 2007 al 28 de febrero de 2008
Turdus grayi	Mirlo	Hidalgo, Jalisco, Nayarit, Nuevo León, Puebla, Quintana Roo, San Luis Potosí y Veracruz.		Del 01 de septiembre de 2007 al 28 de febrero de 2008
Turdus rufopalliatus	Primavera huertera	Durango, Guanajuato, Jalisco, México, Michoacán, Morelos, Nayarit, Puebla, Querétaro, San Luis Potosí y Sinaloa.		Del 01 de septiembre de 2007 al 28 de febrero de 2008
Volatinia jacarina	Cuervito	Campeche, Durango, Guanajuato, Hidalgo, Jalisco, México, Michoacán, Morelos, Nayarit, Nuevo León, Puebla, Querétaro, Quintana Roo, Sinaloa, Tabasco y Veracruz.		Del 01 de octubre de 2007 al 28 de febrero de 2008

Especies migratorias

Nombre científico	Nombre común	Estados	Límite de aprovechamiento por capturador	Época hábil
Bombycilla cedrorum	Chinito	Aguascalientes, Campeche, Coahuila, Durango, Guanajuato, Hidalgo, Jalisco, México, Michoacán, Morelos, Nayarit, Nuevo León, Puebla, Querétaro, Quintana Roo, San Luis Potosí, Sinaloa, Tabasco y Veracruz.		Del 01 de diciembre de 2007 al 28 de febrero de 2008
Carduelis tristis	Dominico triste	Coahuila, Hidalgo, Nuevo León, Puebla, San Luis Potosí y Veracruz.		Del 01 de diciembre de 2007 al 28 de febrero de 2008
Icterus galbula	Calandria de agua	Hidalgo, Jalisco, Michoacán, Morelos, Nayarit, Nuevo León, Puebla, Quintana Roo, San Luis Potosí, Tabasco y Veracruz.		Del 01 de diciembre de 2007 al 28 de febrero de 2008
Icterus spurius	Calandria café	Coahuila, Durango, Nuevo León, San Luis Potosí y Tabasco.		Del 01 de diciembre de 2007 al 28 de febrero de 2008
Passerina amoena	Gorrión jaspeado	Aguascalientes, Durango, Guanajuato, Jalisco, Michoacán, Morelos, Nayarit, Puebla y Sinaloa.		Del 01 de diciembre de 2007 al 28 de febrero de 2008
Passerina caerulea	Gorrión maicero	Aguascalientes, Campeche, Coahuila, Durango, Guanajuato, Hidalgo, Jalisco, México, Michoacán, Morelos, Nayarit, Nuevo León, Puebla, Querétaro, Quintana Roo, San Luis Potosí, Sinaloa, Tabasco y Veracruz.		Del 01 de septiembre de 2007 al 28 de febrero de 2008
Passerina cyanea	Azulito	Aguascalientes, Campeche, Coahuila, Guanajuato, Hidalgo, Jalisco, México, Michoacán, Morelos, Nayarit, Nuevo León, Puebla, Querétaro, Quintana Roo, Sinaloa, Tabasco y Veracruz.		Del 01 de diciembre de 2007 al 28 de febrero de 2008
Passerina versicolor	Gorrión morado	Aguascalientes, Durango, Guanajuato, Hidalgo, Jalisco, Michoacán, Morelos, Nayarit, Puebla, Querétaro, Sinaloa y Veracruz.		Del 01 de diciembre de 2007 al 28 de febrero de 2008
Pheucticus melanocephalus	Tigrillo común	Aguascalientes, Campeche, Coahuila, Durango, Guanajuato, Hidalgo, Jalisco, México, Michoacán, Morelos, Nayarit, Nuevo León, Puebla, Querétaro, San Luis Potosí, Sinaloa y Veracruz.		Del 01 de diciembre de 2007 al 28 de febrero de 2008

Anexo I. Especies migratorias. Continúa

Nombre científico	Nombre común	Estados	Límite de aprovechamiento por capturador	Época hábil
Pheucticus melanocephalus	Tigrillo común	Aguascalientes, Campeche, Coahuila, Durango, Guanajuato, Hidalgo, Jalisco, México, Michoacán, Morelos, Nayarit, Nuevo León, Puebla, Querétaro, San Luis Potosí, Sinaloa y Veracruz.		Del 01 de diciembre de 2007 al 28 de febrero de 2008
Piranga rubra	Tangará roja	Aguascalientes, Campeche, Coahuila, Durango, Guanajuato, Hidalgo, Jalisco, México, Michoacán, Morelos, Nayarit, Nuevo León, Puebla, Querétaro, Quintana Roo, San Luis Potosí, Sinaloa, Tabasco y Veracruz.		Del 01 de diciembre de 2007 al 28 de febrero de 2008
Xanthocephalus xanthocephalus	Tordo cabeza amarilla	Aguascalientes, Campeche, Coahuila, Guanajuato, Hidalgo, Jalisco, México, Michoacán, Morelos, Nayarit, Nuevo León, Puebla, Querétaro, Quintana Roo, San Luis Potosí y Sinaloa.		Del 01 de septiembre de 2007 al 28 de febrero de 2008

Nota: Esta información fue publicada en la página web de la Dirección General de Vida Silvestre para la temporada 2007-2008, modificada por Cruz Romo y Oliveras de Ita. La información correspondiente a la temporalidad del aprovechamiento debe ser ajustada anualmente, asimismo debe evaluarse periódicamente de acuerdo con los avances en el conocimiento disponible de las especies y poblaciones.

Literatura consultada para el Anexo I

Anderson, A. H., A. Anderson. 1973. The cactus wren. Univ. of Arizona, Press.Tucson. North American Online database: http://bna.birds.cornell.edu.

Binford. L. C. 1989. *A distributional survey of the birds of the Mexican State of Oaxaca*. Ornithol. Monogr. No. 43. North American Online database: http://bna.birds.cornell.edu.

BirdLife International. 2004. *Threatened Birds of the World 2004*. CD-ROM. BirdLife International, Cambridge, Gran Bretaña.

Fitch, H. S. y V. R.Fitch. 1955. Observations of the Summer Tanager in North eastern Kansas, *Wilson Bull.* 67: 45-54. North American Online database: http://bna.birds.cornell.edu.

G.E. Hill. 1986. The reproductive consequences of subadult plumage in male black-headed Grosbeak. Master's Thesis, Univ. of New Mexico, Albunquerque. North American Online database: http://bna.birds.cornell.edu.

Gehlbach, F. R. 1987. Natural history sketches, densities and biomass of breeding birds in evergreen forest of the Rio Grande, Texas, and Rio Corona, Tamaulipas, México. *Texas J. Sci.* 39:241-251.

Gómez, J., J. Monrós y J. Gil-Delgado. 2000. Notas sobre la biología reproductora de la Tangara azuleja *Thraupis epis-*

copus en Santa Clara (Costa Rica). *Ardeola* 47(2) 265-267.

Howell, S y S. Webb. 1995. *A guide to the birds of Mexico and northern Central America*. Oxford.

Instituto Nacional de Ecología, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. 1997. *Guía de Aves Canoras y de Ornato*. INE, Conabio, México.

Lawton, M. F. y C. F. Guindon. 1981. Flock composition, breeding success and learning among Brown Jays. *Condor* 83: 27-33.

Lawton, M. F. y R. O. Lawton. 1980. Nest-site selection in the Brown Jay. *Auk* 97: 631-633.

Lawton, M. F. y R. O. Lawton. 1985. The breeding biology of the Brown Jay in Monteverde, Costa Rica. *Condor* 87: 192-204

Pyle, P., S. N. G. Howell, R. P. Yunick y D. F. DeSante. 1987. Identification guide to North American Passerines, Slate Creek Press. Bolinas. C.A. North American Online database: http://bna.birds.cornell.edu.

Rosenberg K. V., R. D. Ohmart, W. C. Hunter y B. W. Anderson. 1991. Birds of the lower Colorado River valley, Univ. of Arizona Press, Tucson. North American Online database: http://bna.birds.cornell.edu.

Skutch A. F. 1960. Life Histories of Central American Birds. II. *Pacific Coast Avifauna* 34: 231-257.

Sprunt Jr., A. 1964. Mimus polyglottos polyglottos. Eastern Mockingbird, pp.295-315. En: A. C. Bent (ed).. *Life histories of North American nuthatches, Wrens, Thrashers and their allies*. Dover Publ. New York. North American Online database: http://bna.birds.cornell.edu.

Stevenson, H. M. y B. H. Anderson. 1994. The birdlife of Florida. Univ. Press, of Florida, Gainesville. North American Online database: http://bna.birds.cornell.edu.

Stles, F. G. y A. F. Kkutch. 1989. *A guide to the birds of Costa Rica*. Cornell Univ. Press. Ithaca. N.Y. North American Online database: http://bna.birds.cornell.edu.

The Birds of North America Online. http://bna.birds.cornell.edu.

La conservación y el manejo de codornices del norte de México

Robert Mesta, Erin Fernandez y Óscar Sánchez

Introducción

Las codornices son aves del continente americano que revisten considerable importancia ecológica en muchos ambientes, incluyendo los forestales, los áridos y semiáridos y hasta algunos tropicales. Algunas de ellas fueron y siguen siendo relativamente abundantes, en tanto que otras han experimentado importante disminución de sus poblaciones, especialmente en décadas recientes. Por otra parte, varias especies de codornices fueron fuente de alimento para numerosas culturas prehispánicas y, además, actualmente continúan siendo foco de interés para actividades como la caza lícita organizada. Todo ello reclama la atención de científicos, de propietarios de predios silvestres, autoridades locales, estatales y federales, y de los usuarios directos.

Debido a que en México, el interés cinegético en varias especies de codornices es particularmente intenso en los estados del norte del país, se ha preparado este capítulo con énfasis en esta región geográfica y en las especies de estas aves que allí habitan. Se proveen descripciones de aspectos morfológicos, de historia de vida y ecológicos de las distintas especies. También se analizan aspectos del manejo para la conservación del hábitat nativo y su restauración. Asimismo, se describen métodos para la evaluación del estado y las tendencias de poblaciones silvestres de codornices, ilustrados con algunos ejemplos. Finalmente, se aborda el análisis de algunos enfoques para el cálculo y gestión de la cosecha sustentable de codornices. Todo ello con la perspectiva de promover una visión de mayor responsabilidad y capacidad, para el manejo y uso de estas aves como recurso natural en diferentes actividades humanas.

Las fuentes de los mapas de distribución de este artículo fueron preparados por el Cornell Laboratory of Ornithology; las descripciones de las áreas de distribución se complementaron con información de NatureServe (véase la información detallada al final del texto). Los créditos de las imágenes son los siguientes: codorniz de Gambel y codorniz escamosa, Carlos Javier Navarro Serment; codorniz de Moctezuma, Marco Antonio Pineda Maldonado; codorniz cotuí y cotuí mascarita, Manuel Grosselet; codorniz de California, Georgonio Ruiz Campos; todas ellas fueron proporcionadas por la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio)

Las codornices del norte de México

La familia de codornices del Continente Americano (Odontophoridae) se extiende geográficamente desde Canadá hacia el sur hasta Paraguay y muestra su mayor diversidad de especies en el oeste de Norteamérica

y en México. Está representada principalmente por aves terrestres de interés cinegético e incluye representantes en áreas templadas y tropicales. La mayoría de las especies tienen crestas o plumas en la cabeza y un plumaje corporal ornamentado. Son omnívoras y se alimentan de insectos y de semillas de una variedad de plantas. De tamaño pequeño a mediano, tienen cuerpos compactos y redondeados, y cabezas pequeñas. Todas cuentan con picos robustos cuyos bordes cortantes son aserrados, y sus patas tienen dedos largos y tarsos cortos que no desarrollan espolones. El plumaje de la mayoría de las especies está dominado por colores grises y pardos, en tanto que algunas como la codorniz de Moctezuma (*Cyrtonyx montezumae*) son bastante ornamentadas. En general se les encuentra en pequeños grupos, pero durante la estación reproductiva las codornices forman parejas (Alderfer 2006).

Los odontofóridos se dividen en tres grupos: "perdices" de bosque, codornices y codornices de bosque. Globalmente se considera que existen 32 especies que representan a nueve géneros. En este capítulo presentamos consideraciones sobre cinco especies de codornices que ocupan el norte de México, con énfasis en su conservación, manejo y cosecha sustentable. Aunque se encuentran dentro del área geográfica considerada en este texto, no se discuten una subespecie de codorniz de montaña (*Callipepla picta confinis*) restringida a las cumbres de las sierras de Juárez y de San Pedro Mártir en Baja California, ni la codorniz elegante (*Callipepla douglasii*) que no se considera estrictamente una codorniz del noroeste de México, pero cuya distribución alcanza marginalmente el área que se trata en este capítulo (Alderfer 2006).

Codorniz californiana (*Callipepla californica*)

Común, conspicua e inconfundible dentro de su área de distribución, la codorniz californiana es una imagen familiar, sobre todo en los matorrales semiáridos del oeste de los Estados Unidos y de la península de Baja California. Su forma redondeada, sus hábitos gregarios y la cresta de plumas en forma de "moño", balanceándose en su coronilla, hacen que el ave se vea ciertamente adorable cuando elige su camino entre los arbustos, emitiendo su distintiva llamada de contacto para otras codornices de su especie en los alrededores (Calkins *et al.* 1999). Las codornices californianas son residentes durante todo el año en la vertiente del Pacífico desde el estado de Washington hasta Baja California. Esta ave habita hábitat de matorral principalmente en California, Oregon y Washington, y en semidesiertos en Baja California. Sobrevive mejor en estados sucesionales producto de disturbio del hábitat nativo, donde tiene acceso a cobertura variada y a especies vegeta-

les alimenticias anuales, principalmente leguminosas. Dada su existencia en tierras áridas al oeste de los desiertos de California, los investigadores se han interesado particularmente en su tolerancia respecto a temperaturas altas y a la sequía (Calkins *et al.* 1999).

Características

La codorniz californiana es un ave de tamaño medio. El adulto tiene el rostro fuertemente marcado con un diseño blanco y negro con la frente d color ante amarillento, tiene un manchón café en la parte trasera, hacia la coronilla y la nuca; y un conjunto de seis plumas cuyo extremo está dirigido hacia adelante y que tienen forma de coma (o "moño"), las cuales nacen del centro de la coronilla. El resto de las partes superiores es gris parduzco con vermiculaciones negras y blancas en el cuello. El pecho es gris; los lados y los flancos inferiores están pincelados de blanco, y el resto de las partes inferiores son de color ante parduzco con diseño "escamoso" negro y con una mancha de color castaño en el centro del vientre. La hembra adulta es similar, pero menos colorida y más parduzca, con la cabeza completamente de color gris parduzco y con el vientre sin la mancha de color castaño (Calkins *et al.* 1999). El peculiar plumaje de la codorniz californiana y la presencia del "moño" de plumas dirigido hacia adelante la distinguen de todas las otras codornices norteamericanas, excepto la de Gambel (Calkins *et al.* 1999); aquella tiene el vientre más claro y con una mancha negra muy notoria en el centro.

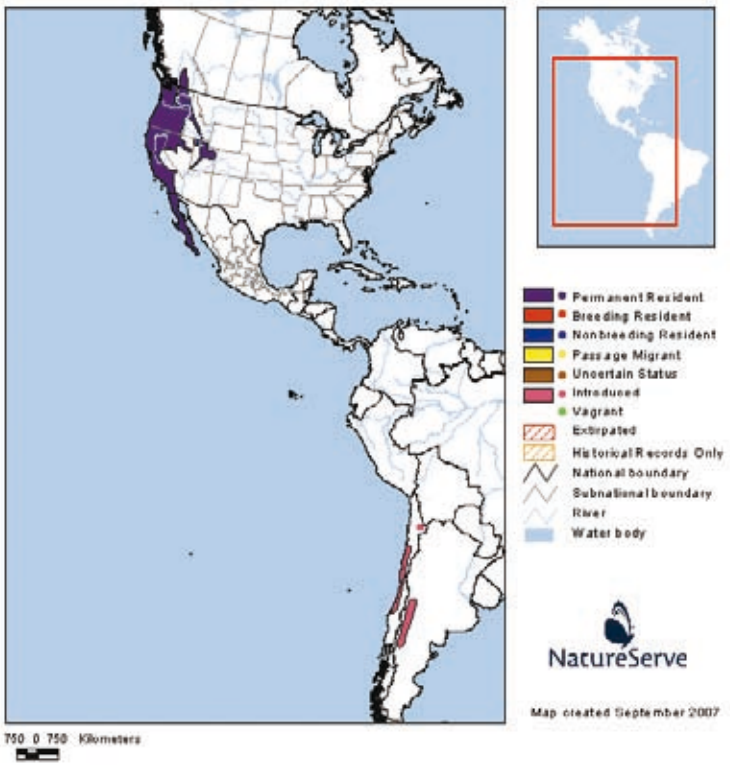
Siendo aves habitantes del suelo, sus patas cortas y fuertes están bien adaptadas a la locomoción terrestre. Pueden volar con rapidez, pero sólo por distancias cortas. Cuando se encuentran alarmadas prefieren correr, y vuelan sólo como un último recurso (Calkins *et al.* 1999).

Distribución

Las codornices californianas son residentes durante todo el año en la vertiente del Pacífico desde la Columbia Británica en Canadá hasta la península de Baja California en México. Su ámbito de distribución se extiende tan al este como el sureste de Idazo, el noreste de Nevada y algunos sitios en el noreste de Utah. Estas codornices están relacionadas cercanamente con las de Gambel, otra especie distinta, la cual reside en las zonas áridas del sur de California y el norte de México. Se han registrado híbridos de ambas especies en su angosta área de sobreposición geográfica en el sur de California (Calkins *et al.* 1999).

Hábitat

Las codornices californianas están adaptadas especialmente a ambientes semiáridos desde el nivel del mar hasta los 1,200 m y ocasionalmente hasta casi 2,600



m (Sumner 1935). Mientras exista alimento abundante, cobertura del terreno y una fuente de agua confiable, estas codornices son capaces de vivir en una variedad de hábitat incluyendo bosques abiertos, laderas arbustivas, cuencas desérticas, orillas de bosques, chaparrales, valles fluviales, tierras agrícolas, áreas riparias y hasta sitios suburbanos (McIlvaine 2000).

Cubierta vegetal

La cobertura para la anidación de estas aves consiste de pastos y plantas herbáceas, así como de bases de árboles en sitios con etapas tempranas de sucesión a los lados de caminos, y en localidades con más terreno descubierto y con menos pasto, arbustos y cobertura vertical de lo que podría haberse esperado (Kilbride *et al.* 1992). Generalmente descansan fuera del suelo por la noche y lo hacen en grupos. Las perchas nocturnas incluyen una variedad de árboles, cactos y arbustos (Sumner 1935). La cobertura de descanso diurno consiste en especies arbustivas de poca altura como el chamizo (*Atriplex* spp.) o el iztafiate (*Artemisia* spp.), y hasta especies más altas como los encinos (*Quercus* spp.). El follaje les provee sombra y protección contra sus depredadores aviares (Edminster 1954). La cobertura para escape es siempre un hábitat de arbustos denso, que les proporcione acceso rápido cuando están siendo perseguidas por carnívoros terrestres o aéreos (Calkins *et al.* 1999).

Agua

En los meses de verano el agua es necesaria, especialmente durante calor y sequía sostenidos. En condiciones más frescas, estas aves pueden sobrevivir sin beber si tienen en disponibilidad insectos y vegetación jugosa (Leopold 1977).

Biología y ecología

Dieta

Las codornices californianas explotan una variedad de especies vegetales y animales para su alimentación incluyendo tipos de alimentos nuevos, y lo hacen tanto en sus áreas nativas como donde se les ha introducido. La mayor parte de su alimento (más de 80%) proviene de semillas y follaje fresco (18%) y el resto son bayas e insectos (Shields y Duncan 1966). A su vez, Duncan (1968), halló que las semillas son principalmente de plantas leguminosas, aunque también consumen frutas y semillas de arbustos. En todas las áreas de California y Baja California, se ha visto que el componente de materia animal ha sido de menos de 5% de la dieta (Mesta, obs. pers.).

Forrajeo

Estas codornices se alimentan principalmente en el suelo, pero pueden trepar a árboles en busca de flores y bayas. Las técnicas de alimentación incluyen rascar en busca de semillas, picotear el suelo, saltar para alcanzar frutas y bayas, y pelar bellotas.

Vocalizaciones

Se han documentado trece llamadas para esta especie de codorniz, pero no cantos como tales. La llamada de reunión o reanimación tiene tres sílabas: *cu-ca-caw* y usualmente se emite cuando un individuo está separado del grupo. La llamada de contacto (*ut-ut*, *mo-mo*, *pit-pit*) se da durante el movimiento de un grupo cuando se descubre alimento. Los machos no apareados dan su llamada de aviso al principio de la época reproductiva, la cual es un monosílabo (*caw*). Los machos dan una llamada agresiva durante la estación de actividad reproductiva, que es una serie de sílabas cortantes emitidas con la cabeza colocada hacia atrás (Brown 1976).

Reproducción

La fecha de inicio de la reproducción depende de la latitud y de la altitud. Poblaciones que habitan a altitudes mayores se reproducen más tarde en el año. En febrero, las parvadas empiezan a desintegrarse e inicia la formación de parejas. La desintegración total de parvadas y el inicio de la puesta ocurre, en general, de

abril a mayo (Sumner 1935). Los nidos se construyen ya estando cerca el tiempo en que empieza la puesta. La incubación empieza desde el final de mayo o en agosto (Sumner 1935). El tamaño de la puesta varía entre 1 y 28 huevos por nidada. En Baja California, el tamaño de la nidada que se ha registrado fluctuó entre 14 y 19 huevos. El período de incubación dura de 22 a 23 días. En años buenos, las hembras pueden incubar dos nidadas. Usualmente es la hembra quien hace toda incubación (Glading 1938). Los polluelos son precoces y empiezan a seguir a sus padres casi inmediatamente después de eclosionar. Los padres calientan a los pollos durante las dos primeras semanas, echándose con ellos hasta que son capaces de regular su temperatura por sí mismos. Los pollos son completamente dependientes de los padres hasta los tres meses de edad (Sumner 1935).

Vida y sobrevivencia

La sobrevivencia de esta especie es aproximadamente del 74%. A la codorniz californiana más vieja que se haya capturado se le calculó una edad de 6.5 años (Riatt y Genelly 1964).

Causas de mortalidad

Se piensa que la depredación es la mayor causa de mortalidad para la codorniz californiana en todas sus etapas de vida. Aunque estas aves pueden consumir plantas de cultivo, esto no justifica que granjas corporativas de producción masiva destruyan la vegetación que necesitan para vivir, haciendo las áreas inadecuadas para ellas. Asimismo el uso de herbicidas, insecticidas y rodenticidas en esas áreas tiene efectos dañinos sobre las codornices. El pastoreo también compromete las poblaciones de estas aves al remover la cobertura y plantas alimenticias, así como al favorecer la invasión por pastos exóticos que desplazan a las herbáceas nativas y además, cuando se secan, son altamente combustibles y pueden favorecer incendios intempestivos.

Regulación de poblaciones

Las poblaciones muestran una relación negativa entre el éxito reproductivo y la sobrevivencia de adultos. La reproducción parece un evento estresante tanto para machos como para hembras. Los machos pierden hasta 10% de su masa corporal durante este tiempo y las hembras sufren un incremento de la mortalidad (Savage 1974).

Amenazas

La principal amenaza para la codorniz californiana es la degradación y la pérdida de hábitat nativo.

Estado de la especie

El estatus de las poblaciones de la codorniz californiana difiere en distintas partes de toda su área de distribución, pero al parecer hay una declinación general debido a cambios en las actividades agrícolas, por ejemplo las granjas de producción "limpia" basadas en campos homogéneos y libres de residuos vegetales, y a la progresiva urbanización, así como a la caza intensiva. La Norma Oficial Mexicana NOM-05-Semarnat-2001 no considera a esta especie en sus categorías de riesgo (Semarnat 2002).

Conservación y gestión

La mejor forma de lograr la conservación de las poblaciones de la codorniz californiana es reducir la degradación y la pérdida de hábitat, en la cual participan el uso de insecticidas, herbicidas y rodenticidas. También puede intentarse el mejoramiento de hábitat previamente degradados, mediante la siembra de plantas alimenticias, el discado de los terrenos, el establecimiento de cobertura vegetal incluyendo la que provee perchas, y la provisión de fuentes de agua locales (Emlen y Glading 1945, McMillan 1960, Leopold 1977).

Al desarrollar una estrategia de manejo para la codorniz californiana, el mantenimiento del hábitat de-

bería ser la meta definitiva. Algunas recomendaciones que mantendrán y/o mejorarán la calidad del hábitat de estas aves incluyen:

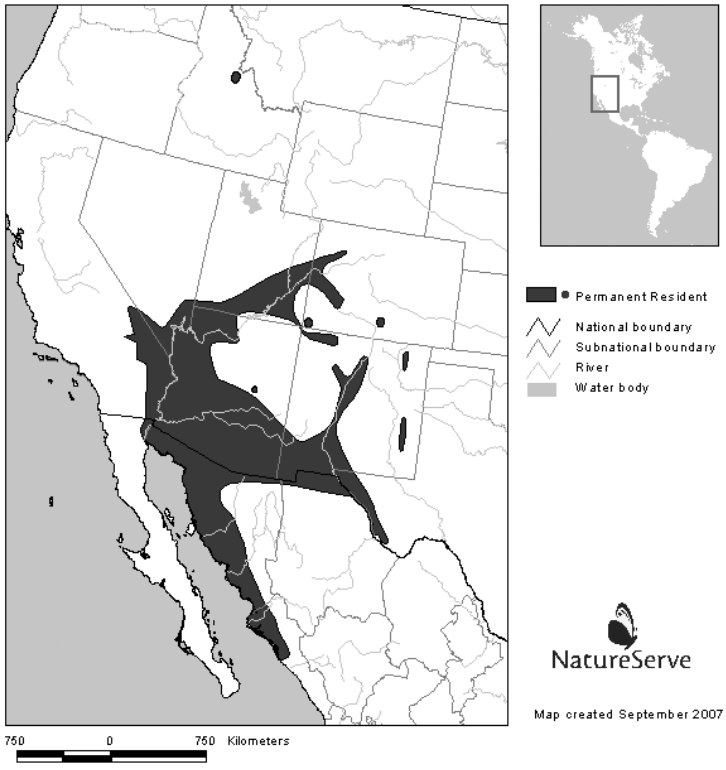
1 Plantar árboles, arbustos, pastos y hierbas nativos, lo cual puede generar tanto cobertura como alimento.
2 Crear pilas de ramas secas y restos de arbustos, los cuales serán invadidos por vegetación nativa, lo que proveerá alimento y cobertura.
3 Crear fuentes de agua o acceso a depósitos de la misma, que puedan usarse durante todo el año, especialmente donde el agua es escasa o donde puede estar ausente por largas temporadas. Esto puede incrementar la sobrevivencia de los pollos y extender sus áreas de actividad. Como para otras codornices, las fuentes de agua pueden incluir desde pozas de captación pluvial hasta acceso a manantiales, y también bebederos, bombas de agua movidas por el viento, y otras opciones.
4 Labrar la tierra o discarla captará en los surcos semillas movidas por el viento y otros agentes, así como agua, proveyendo a las hierbas nuevos lugares donde crecer.
5 Eliminar o limitar el pastoreo en el hábitat de esta codorniz.
6 Desalentar las técnicas de producción agrícola "limpia" y prohibir –o al menos reducir en forma significativa– el uso de pesticidas.

Codorniz de Gambel (*Callipepla gambelii*)

La codorniz de Gambel, frecuentemente llamada codorniz del desierto, existe principalmente dentro del paisaje del Desierto Sonorense, de Sonora y Arizona. Esta codorniz, de cuerpo piriforme tiende a correr y esconderse en matorrales densos más que a volar como hacen otras codornices cuando se sienten perseguidas. Es un ave gregaria que forma parvadas familiares que pueden convertirse en grandes agregaciones durante el invierno. Noventa por ciento de la dieta de esta especie está compuesto por semillas de plantas jugosas, gramíneas, arbustos, árboles, cactos, y material herbáceo, frutas y bayas. Las tasas reproductivas de la codorniz de Gambel dependen fuertemente de la disponibilidad de alimento en la primavera, la cual está determinada por la cantidad de lluvia de invierno y primavera. Esta dependencia resulta en niveles de población altamente fluctuantes entre distintos años. La expectativa de vida de una codorniz de Gambel es de aproximadamente un año y medio (Brown *et al.* 1998).

Características

La codorniz de Gambel es una de las odontofóridas más pequeñas que habitan los desiertos del suroeste de los Estados Unidos y el noroeste de México (Dunning 1984). Los adultos miden entre 24 y 26.5 cm (Howell y Webb 1995). El macho adulto tiene dorso y pecho grises, la cara está notoriamente macada con blanco y negro, con la coronilla de color canela; el abdomen es de color ante cremoso con una mancha negra en el centro, y los flancos son castaños con trazos blancos. Es distintivo el mechón de plumas negras en la cabeza, que tiene forma de signo de interrogación. La hembra adulta es similar al macho, pero con un mechón de plumas más pequeño, con la cabeza grisácea y el abdomen de color ante, y las plumas grises están más vermiculadas con ante blanquecino dándole así una apariencia general más parda que la del macho adulto. Los individuos inmaduros de tres meses a un año son similares a los adultos de su sexo (Brown *et al.* 1998).



Distribución

Es nativa del Desierto Sonorense (Arizona, Sonora) y su ámbito geográfico se extiende en todos los estados contiguos. Es una especie residente, no migratoria, cuyos movimientos anuales máximos son de menos de dos kilómetros. Sus movimientos, tanto diarios como estacionales, son reducidos. El ámbito promedio que ocupa una parvada es de ocho a 38 hectáreas (Greenwalt 1955, Gullion 1962).

Hábitat

La codorniz de Gambel es un residente del desierto, que prefiere vegetación arbustiva cerrada y espinosa en los desiertos de Sonora, Mohave y de Chihuahua, así como tierras adyacentes tanto naturales como cultivadas. En su área de distribución prefiere hábitat que incluya valles de ríos y cuencas; es particularmente abundante a lo largo de ríos, arroyos y arroyuelos bordeados de mezquite, generalmente en altitudes menores a los 1,650 m. Los manantiales, escurrimientos y hasta tanques de agua invadidos por mezquite también forman parte de su hábitat. En Arizona y en Sonora, esta ave está cercanamente asociada con el mezquite de miel occidental (*Prosopis juliflora*), aunque no depende de su presencia (Brown 1989). También se encuentran poblaciones en las laderas de montañas y en llanuras de aluvión de estos desiertos, en porciones más húmedas y vegetadas del Desierto de Mohave, en pastizales semidesérticos invadidos por arbustos, y en comunidades interiores más bajas y abiertas, de chaparral (Brown 1982). Los ambientes antes mencionados mantienen al 90% de las poblaciones de codorniz de Gambel.

Algunas plantas que podrían considerarse indicadores clave de la presencia potencial de esta codorniz incluyen al granjeno amarillo o acebuche (*Celtis pallida*),

palo fierro (*Olneya tesota*), acacia uña de gato (*Acacia greggii*), saguaro (*Carnegiea gigantea*), nopales tuneros (*Opuntia phaeacantha* y otros), varias chollas (*Opuntia* spp.), jojoba (*Simmondsia chinensis*), espino del desierto (*Lycium* spp.), y encino chaparro (*Quercus turbinella*). Algunas plantas del estrato inferior de estos hábitat son la hierba de las ánimas o cotk (*Encelia farinosa*), ambrosía de hoja triangular (*Ambrosia deltoidea*), chuchaca arbustiva (*Eriogonum wrightii*), yerbas de madriguera (*Haplopappus tenuisectus, H. pluriflorus*), arbusto de trementina (*H. laricifolius*), y hierba de la culebra (*Gutierrezia sarothrae*) (Brown *et al.* 1998).

Al este, hacia Texas y Chihuahua, la codorniz de Gambel habita cuencas dentro del Desierto Chihuahuense con pastizal desértico o semidesértico, desde las menores altitudes hasta cerca de los 1,650 m en chaparral y bosque perennifolio. Algunas plantas adicionales importantes incluyen el mezquite mielero de Texas (*Prosopis glandulosa*), acacia de espinas blancas (*Acacia constricta*), junípero de una semilla (*Juniperus monosperma*), palma del oso (*Nolina microcarpa*), abrojo o junco (*Koeberlinia spinosa*), agrillo o lima de la sierra (*Rhus microphylla*), condalia (*Zizyphus obtusifolia*), y varias yucas (*Yucca* spp.) (Raitt y Ohmart 1966, Hubbard 1978).

Otros tipos de hábitat buenos para la codorniz de Gambel pueden encontrarse en los bordes de los campos agrícolas, especialmente aquellos adyacentes a zanjas y canales de irrigación bordeados de matorral, y tierras "silvestres" remanentes. Los setos arbustivos son un componente requerido de hábitat artificialmente cultivado para codornices (Brown *et al.* 1998).

Cubierta vegetal

A diferencia de otras codornices del suroeste, que pernoctan en el suelo, la de Gambel busca refugio nocturno en arbustos y árboles muy ramificados y de follaje denso. Pueden encontrarse individuos perchados, desde unos cuantos centímetros hasta a varios metros del suelo. Estos lugares de descanso varían con la localidad y con las estaciones del año; las plantas favoritas de estas aves para perchar incluyen el granjeno amarillo o acebuche, el mezquite, el espino del desierto y la acacia uña de gato. Los sitios de reposo durante la inactividad incluyen matorrales que protegen a los individuos del sol y de los depredadores; éstos incluyen mezquites, acacias y otras plantas de estructura relativamente alta. La cobertura para escape de estas aves incluye manchones densos de vegetación más baja como la que forman la ambrosía de hoja triangular y la joroba, como ejemplos (Brown *et al.* 1998). El hábitat de forrajeo siempre está ubicado cerca de cobertura vegetal apropiada, lo que facilita evadir a los depredadores si fuera necesario.

Agua

Aunque puede aprovechar el agua contenida en plantas jugosas, esta codorniz prefiere sitios con agua libre disponible, ya sea a la orilla de ríos, arroyos, arroyuelos o manantiales. Los tanques de agua utilizados para el ganado parecen favorecer a esta ave, brindándole una fuente de agua adicional.

Biología y ecología

Dieta

La codorniz de Gambel ocupa diversos tipos de hábitat y, por consiguiente, consume una amplia variedad de especies vegetales, e inclusive algunas animales como complemento. Los principales componentes de su alimento son semillas de plantas jugosas, gramíneas, arbustos, árboles y cactos (Gorsuch 1934, Hungerford 1962). También consume material herbáceo a lo largo del año, el cual se compone de pastos y de plantas carnosas; el consumo tiene un máximo a finales del invierno y en la primavera, justo antes y durante la estación reproductiva. La codorniz de Gambel consume frutos de cactos como el saguaro, chollas y nopales, así como una gama de bayas, con mayor frecuencia desde el verano hasta el otoño. Los insectos forman la porción más pequeña de la alimentación y son consumidos principalmente

durante la primavera y en la estación de anidación, en verano, tanto por los adultos como por los pollos. Gorsuch (1934) halló que la materia vegetal constituye el 92% de la dieta y la materia animal sólo el 7 a 8%. El máximo uso de materia vegetal ocurre en el mes de febrero, posiblemente debido a la ausencia de insectos. El consumo de insectos se incrementa con la llegada de la estación de apareamiento en primavera y alcanza su máximo durante el pico de la estación de anidación en junio.

Las plantas de la familia Leguminosae dominan en la dieta de la codorniz de Gambel. Las semillas de mezquite son el principal apoyo alimenticio y se consumen durante todo el año. Las duras vainas requieren que la codorniz de Gambel consuma semillas de los restos fecales de mamíferos grandes, inclusive del ganado (Gorsuch 1934). Hungerford (1962) encontró como especies vegetales más utilizadas por esta ave en Arizona: arvejas silvestres (*Lotus humistratus* y *L. tomentellus*); el alfilercillo, planta introducida (*Erodium cicutarium*); el mezquite aterciopelado (*Prosopis julifora velutina*); el elotillo o garbancillo (*Lupinus* sp.); la acacia de espinas blancas (*Acacia constricta*); la acacia uña de gato (*Acacia greggii*); el paloverde (*Cercidium floridum*); la mostacilla (*Descurainia* sp.); el injerto o muérdago (*Phoradendron* sp.); el garruño (*Mimosa biuncifera*); el saguaro (*Carnegiea gigantea*), y hormigas. Las dietas de la codorniz de Gambel en México pueden ser similares, con algunas variaciones.

Forrajeo

La codorniz de Gambel generalmente se alimenta en el suelo. Típicamente, una parvada que se alimenta se desplaza lentamente a lo largo de una ladera o colina, y cada ave recoge partículas de alimento del suelo mientras camina. El contacto con otros miembros de la parvada se mantiene gracias a vocalizaciones. Esta codorniz se alimenta dos veces al día, en la mañana y por la tarde (Gorsuch, 1934). En condiciones ambientales frescas puede estar activa durante todo el día. A mediodía, normalmente el forrajeo cesa; las aves descansan toman baños de polvo en áreas sombreadas, que les proveen protección adecuada contra los depredadores y las temperaturas altas. Antes y durante la puesta, las hembras y los machos parecen hallarse más activos a lo largo del día, posiblemente debido al incremento en los requerimientos de energía que origina la puesta de huevos para las hembras (Brown *et al*. 1998).

Vocalizaciones

La codorniz de Gambel tiene un total de diez llamados diferentes, pero no cantos. Siete los emiten ambos sexos, dos exclusivamente los machos y uno sólo las hembras. Los diferentes llamados pueden colocarse en una de cuatro categorías; relaciones durante la alimentación, actividades grupales, respuesta a depredadores, y conducta reproductiva. El llamado a reunión es el más común, es un *ka-KAA-ka-ka* de tres o cuatro notas (Gullion 1962). Este llamado suele utilizarlo un ave que ha quedado separada de su pareja o de su parvada. La otra llamada común es un *chip-chip-chip*, emitido por ambos sexos en respuesta a la presencia de depredadores (Ellis y Stokes 1966).

Reproducción

Al final del invierno y principio de la primavera, algunos machos y juveniles dejan su parvada y se unen a otra, y la formación de parejas inicia a mediados de marzo (Gullion 1962). En la medida en que el estado del tiempo es más cálido y que se ingiere materia verde, las gónadas se agrandan rápidamente. Este desarrollo de los órganos reproductivos y de la conducta de apareamiento depende de la cantidad disponible de alimento fresco (verde), lo cual se correlaciona con la cantidad de vitamina A almacenada en el hígado de la codorniz (Hungerford 1964).

El máximo de los llamados de los machos coincide con la cúspide de la condición reproductiva, usualmente entre abril y mayo; las fechas reales dependen de la temperatura y de la fenología de las plantas. Algunas nidadas eclosionan tan temprano en el año como el fin

de marzo y otras, tan tardíamente como septiembre. Los picos de eclosión acontecen en los meses de abril y mayo (Hungerford 1960, Raitt y Ohmart 1966). En años muy secos pocas aves forman vínculos de parejas, si no es que ninguna lo hace (MacGregor e Inlay 1951).

Los sitios de anidación se construyen principalmente sobre el suelo y escondidos bajo un arbusto o en otro lugar protegido, como por ejemplo dentro de una nopalera tupida. Ocasionalmente anidarán en árboles, si pueden encontrar allí una plataforma adecuada (Neff 1941, Seteney 1957).

El período de incubación varía entre 21 y 23 días, atendido en su mayor parte por la hembra. La hembra y los pollos abandonan el nido casi inmediatamente después de que estos últimos salen del huevo, pero la hembra enclueca y protege a los precoces pollos hasta que puedan lograr la regulación térmica por ellos mismos. La codorniz de Gambel puede tener dos nidadas, quizá mediante conducta poliándrica o liberación rápida de una nidada previa (Gullion 1956) y bajo condiciones óptimas, meteorológicas y de hábitat, pero los casos de segunda anidación son inusuales (Brown *et al*. 1998).

Ambos padres vigilan y conducen a sus pollos mientras se alimentan, aunque los machos pasan más tiempo atentos a la presencia de depredadores. Los pollos son completamente independientes en aproximadamente 2 ½ o 3 meses (Brown *et al.* 1998).

Vida y sobrevivencia

El promedio de vida de una codorniz de Gambel es de aproximadamente un año y medio, pero se sabe que han logrado vivir mucho más que cuatro años (Sowls 1960, Gallizioli 1965). La mortalidad juvenil varía pero usualmente es mayor que la de los adultos, la cual promedia alrededor de 40% por año. Se ha visto que tanto los juveniles como los machos adultos son más vulnerables al trampeo y caza por humanos, que las hembras adultas (Gallizioli 1967, Raitt y Ohmart 1966).

Causas de mortalidad

La caza es el único factor de mortalidad que se ha estudiado en profundidad. La mortalidad cinegética es inversamente dependiente de la densidad de población de codornices, variando desde tan baja como 4% en años pobres hasta tan alta como 31% en buenos años (Gullion 1954, Gallizioli y Webb 1958).

Amenazas

La pérdida de hábitat y la sequía prolongada, particularmente la combinación de ambos factores, es la mayor amenaza para esta especie.

Estado de la especie

Las poblaciones, dentro del ámbito geográfico de esta especie, varían mucho de hábitat a hábitat, y entre distintos años. Sin embargo, al parecer las poblaciones fueron más altas en el pasado que en años recientes (Brown *et al.* 1998). En México, la Norma Oficial Mexicana NOM-059-Semarnat-2001 no se le considera oficialmente en riesgo (Semarnat, 2002).

Regulación de poblaciones

Aún cuando la codorniz de Gambel es una especie que presenta tanto crecimientos de población rápidos como deterioraos notables, la calidad del hábitat es el factor principal que determina la abundancia del ave. Las alzas poblacionales son resultado de un incremento del éxito reproductivo el cual puede atribuirse a buena lluvia durante el invierno, lo que resulta en abundante alimento vegetal verde en primavera. A la inversa, los eventos de baja población se deben a lluvias pobres durante el invierno y la primavera (Brown *et al.* 1998).

Conservación y gestión

Esta especie resulta esencialmente autorregulada mientras el hábitat no se elimine; inclusive un hábitat con cierto gardo de deterioro producirá codornices bajo

las condiciones adecuadas. Los niveles de población dependen casi por completo de los niveles de precipitación pluvial en el invierno y del éxito de la eclosión. Si esta especie se caza, el porcentaje de codornices removidas es proporcional a la densidad presente de las aves y la mortalidad cinegética es compensatoria respecto a la mortalidad natural (Gallizoli 1965).

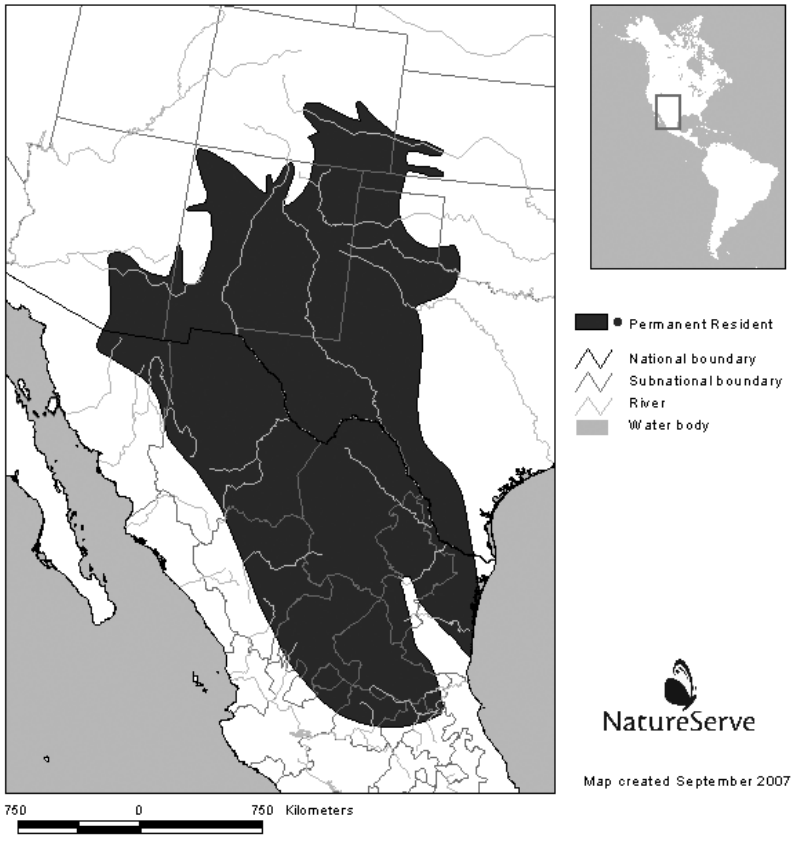
Se ha hecho poco o ningún esfuerzo por manejar activamente la codorniz de Gambel. La mayoría de los estados en la Unión Americana han estandarizado los niveles de cosecha a través de cuestionarios de caza aplicados después de cada temporada. Los hábitat pueden beneficiarse de la colocación de estaciones de alimentación con disponibilidad de agua, pero los beneficios a largo plazo de esas prácticas aún no están claros. La única práctica de uso del suelo que puede beneficiar significativamente a esta especie es la restricción y/o reducción del apacentamiento de ganado, al parecer la continuidad de existencia de la población es mayor en áreas no pastoreadas, pero aún este beneficio parece ser menor que para otras especies de codornices (Brown *et al.* 1998).

Cordorniz escamosa (*Callipepla squamata*)

La codorniz escamosa, también conocida como codorniz azul o cresta de algodón, es un ave bien conocida en las praderas desérticas de México y del suroeste de los Estados Unidos (Schemnitz 1994). La mayor parte del trabajo publicado sobre ecología de esta especie proviene de estudios antiguos (como ejemplos, Schemnitz 1961 y Wallmo 1956) y no desarrollados en México. En años recientes se ha efectuado relativamente poca investigación sobre esta ave, aún cuando todavía es común dentro de su ámbito de distribución. Como la mayoría de las codornices, es un ave cinegética gregaria que forma grandes bandadas de invierno y que usualmente corre, más que vuela, para escapar de sus enemigos.

Además de insectos y de hojas, su dieta incluye semillas de una amplia variedad de plantas jugosas, pastos y arbustos. Estudios recientes han mostrado que la morfología del tubo digestivo de individuos en los meses de invierno con frecuencia cambia, lo que les permite extraer energía eficientemente a partir de alimentos pobres y esto mantiene la grasa del cuerpo, de manera más eficiente que lo que logran otras codornices en condiciones similares (Schemnitz 1994).

Las poblaciones de codorniz escamosa crecen y decrecen periódicamente. Estas "alzas y decaimientos" parecen en general atribuibles a la falla reproductiva extendida, debida a lluvias inadecuadas y a la carencia resultante de alimentos suculentos. Además, en latitudes norteñas, inviernos rigurosos con nieve profunda y persistente pueden causar mortalidad amplia. En términos generales, se considera que las poblaciones de



codorniz escamosa están declinando. Como muchas otras aves cinegéticas de tierras relativamente altas del norte de México y el suroeste de los Estados Unidos, esta codorniz parece particularmente vulnerable al sobrepastoreo de reses, que ha reducido en forma severa la cobertura de vegetación nativa, que le proveía alimento, sitios de anidación y pernocta en toda su área de distribución (Schemnitz 1994).

Características

Es la menos dimórfica de todas las codornices. Ambos sexos son de aspecto similar; pero los machos en estado reproductivo tienen la cabeza y cuello más azulosos, y la garganta de color ante, mientras que las hembras tienen garganta gris con algunas rayas oscuras. Los jóvenes no tienen la apariencia escamosa de los adultos, pero en cierto modo son similares a las hembras (Schemnitz 1994).

Distribución

La codorniz escamosa es nativa del Desierto Chihuahuense y de las praderas asociadas a éste, en el suroeste de los Estados Unidos y el norte de México, y en matorrales espinosos del norte de México (Hoffman 1965, Andrews y Righter 1992). Es una especie residente permanente en toda su área de distribución; no se han registrado migraciones (Schemnitz 1994).

Hábitat

La codorniz escamosa se halla usualmente en mezquitales, sabana de táscate (*Juniperus* spp.) y en matorrales desérticos. También prefieren suelos calcáreos y no sobreviven en lugares que carecen de cobertura arbustiva. Hoffman (1965) las halló habitando en altitudes entre 853 y 2,135 m. Todos los tipos de hábitat que le resultan clave contienen una composición diversa de gramíneas, con un variado componente de plantas jugosas y arbustos dispersos. Entre los arbustos más comunes están la yuca (*Yucca* spp.), chamizo o cenizo (*Atriplex canescens*), limilla de la sierra (*Rhus microphylla*), agrito o landrisco (*Rhus trilobata*), palmilla o sotolillo (*Nolina microcarpa*), iztafiate (*Artemisia filifolia*) y varios tipos de cactáceas (Andrews y Righter 1992).

Cubierta vegetal

La codorniz escamosa descansa en el suelo o en arbustos. Las perchas nocturnas, que deberían representar al menos 1% de su hábitat, consisten en arbus-

tos como la yuca. La cobertura arbustiva, en general mezclada con pastos debería constituir alrededor del 35%, con un 45% de suelo abierto (Stormer 1984). La cobertura de reposo adecuada les provee sombra y protección contra aves de presa; por ejemplo los mezquites más pequeños y arbustos de josó o huizcolote (*Lycium* spp.) asociados con pastos les proveen protección efectiva. La cobertura de escape que usan comúnmente las aves en carrera incluye áreas con mezquite (Griffing 1972).

Agua

Las codornices escamosas utilizarán agua si la hallan disponible y se concentrarán alrededor de ella, pero pueden sobrevivir en áreas donde el líquido está ausente en forma estacional, procurándose suficiente humedad a partir del ambiente, en forma de rocío, vegetación suculenta, frutos e insectos (Vorhies 1929). Sin embargo, estimamos que el agua libre puede ser un factor importante para la sobrevivencia de las aves jóvenes bajo condiciones de sequía.

Biología y ecología

Dieta

Las codornices escamosas son en general granívoras; las semillas forman la mayor parte de la dieta de las aves adultas, aunque la composición de especies vegetales fluctúa de acuerdo con la disponibilidad. Aún cuando las semillas no sean abundantes, las codornices las buscan y, por ello, permanecen como un alto componente de la dieta. Son muchas y diferentes las plantas que consume el ave de esta forma. Prefiere las de plantas leñosas y de plantas jugosas nativas, pero en algunas épocas, aquellas de pastos y de algunas plantas cultivadas pueden constituir una porción considerable de la dieta. Algunas de las especies cuyass semillas parece preferir incluyen: hierba loca o encinillo (Croton spp.), zacate tempranero (*Setaria* spp.), zumaque (*Rhus* spp.), mezquite (*Prosopis* spp.), girasol (*Helianthus anuus*) y ambrosía (*Artemisia* spp.). También se ha encontrado que la hierba de la culebra (*Gutierrezia sarothrae*) constituye una porción grande de la dieta (Ault y Stormer, 1977).

Otros alimentos de importancia para esta codorniz son hojas frescas e insectos. En el noroeste de México y suroeste de los Estados Unidos, las hojas frescas forman una porción mayor de la dieta en el invierno y en la primavera, que en el verano y el otoño. Los nutritivos retoños jóvenes son importantes para las codornices cuando éstas se preparan para la estación reproductiva y son una importante fuente de humedad. Los insectos también tienen importancia, principalmente en primavera y verano, dado que son el alimento principal de las codornices recién eclosionadas, durante las primeras 3 a 4 semanas de su vida. Los insectos aportan la alta nutrición requerida por el crecimiento y desarrollo de las codornices jóvenes, pero también son importantes como fuente de nutrición y agua para los adultos. Aunque son básicamente aves granívoras, las escamosas consumen una mayor proporción de insectos que otras codornices. Después del primer mes de vida, el material vegetal se vuelve cada vez más importante en la dieta de las codornices jóvenes (Ault y Stormer, 1977).

Forrajeo

Estas codornices buscan su alimento temprano por la mañana o al atardecer. Las parvadas se alimentan generalmente en grupos laxos de individuos dispersos en un área amplia (Russell 1932).

Vocalizaciones

Anderson (1978) describió 11 vocalizaciones: cuatro llamadas asociadas con la agregación y el contacto, tres con estado de alarma, tres relacionadas con la atracción entre los sexos, y una con encuentros relacionados con amenaza o ataque. Los machos que no han formado pareja emiten una llamada como chillido truncado en la época de celo. Las aves no apareadas usualmente emiten sus llamados desde perchas. Los integrantes de una parvada hacen sonidos chirriantes cuando se les espanta. Una llamada

que se asemeja a un *"pi-cos"* se utiliza para mantener el contacto entre los miembros de una parvada mientras se alimentan. Una llamada suave, similar a "*turkel"* indica que el ave se encuentra inquieta (Hatch 1975). Tanto los machos como hembras emiten llamadas como "*chíkar*" y "*tsíng*"; la primera la emiten individuos que quedan separados de otros y ayuda a reagrupar la parvada antes del reposo crepuscular (Anderson 1978).

Reproducción

Las codornices escamosas son aves monógamas que anidan en el suelo y cuyas nidadas promedian entre 13 y 14 huevos. La formación de parejas inicia en marzo, con un largo período de anidación que se extiende desde mayo hasta septiembre. La incubación dura aproximadamente 23 días y los machos raramente apoyan este proceso. Los nidos exitosos logran eclosionar entre 10 y 14 pollos. Usualmente los nidos están escondidos entre la vegetación densa y son defendidos por el macho (Schemnitz 1961). A diferencia de otras codornices, son raras las segundas nidadas, pero la reanidación no es infrecuente (Wallmno 1956). La masa ovárica, la actividad de puesta y la producción de huevos decrecen durante años con sequía. Las aves jóvenes se unen a otras unidades familiares formando bandadas invernales de entre 20 y 200 individuos. Durante el invierno, el número de aves en una bandada puede decrecer debido a la caza, a la depredación, a mortalidad debida a inclemencias atmosféricas y a otras causas. Se considera normal una mortalidad de 80% durante el primer año de vida. Las codornices escamosas permanecen usualmente en parvadas de 17 a 23 individuos hasta marzo o abril, cuando los machos inician los combates entre ellos y cuando empiezan a formar las parejas que se reproducirán en la nueva temporada. Es común ver grandes fluctuaciones del tamaño de población de año en año y, típicamente, esto sucede enseguida de varios años de sequía (Oberholser y Kincaid 1974).

Vida y sobrevivencia

Como otras codornices la escamosa tiene un lapso de vida corto, con un recambio rápido de individuos en las poblaciones. La mortalidad durante el primer año de vida puede llegar inclusive al 86% y la mortalidad media anual de la población completa al 83% (Campbell *et al.* 1973). El tamaño de las nidadas, grande en promedio, ayuda compensando eventuales tasas bajas de éxito de anidación.

Causas de mortalidad

De los factores de mortalidad conocidos, solamente se han estudiado los impactos de la cacería y sólo para unas cuantas áreas de su ámbito de distribución. Otros factores incluyen la depredación por aves y por animales terrestres, y muertes relacionadas con fenómenos meteorológicos como frío extremo y calor con sequía (Oberholser y Kincaid 1974).

Regulación de poblaciones

Es una especie que presenta altibajos de población: las reducciones parecen atribuibles sobre todo a fallas reproductivas extensas, posiblemente un resultado de lluvias inadecuadas y de la consecuente carencia de alimentos jugosos (Bailey 1928, Wallmo y Uzzel, Campbell *et al.* 1973, Brown 1989).

Amenazas

El sobrepastoreo es la principal amenaza para la existencia continua de esta especie.

Estado de la especie

Las densidades de la codorniz escamosa varían mucho en, distintos hábitat y hasta en el mismo sitio en diferentes años. Desde 1966, la tendencia general de las poblaciones ha sido significativamente a la baja, con una tasa más perceptible durante la última década (Fuller *et al.* 2000). Sin embargo por el momento no

la ponen en peligro, de acuerdo con la Lista Roja de la IUCN. No se conocen las causas exactas de tales declinaciones en toda su área de distribución, pero éstas últimas son el probable resultado de la degradación del hábitat, particularmente por el pastoreo como ya se indicó. En México, la Norma Oficial Mexicana NOM-059-Semarnat-2001 no la considera como especie en riesgo (Semarnat 2002).

Conservación y gestión

Estudios desarrollados por Campbell *et al.* (1973) hallaron que la cacería no parece afectar los niveles de población. Estos autores compararon poblaciones en un área intensamente cazada y en otra vecina, sin actividad cinegética. Concluyeron que, en ese caso, la mortalidad por caza sustituyó a la mortalidad natural esperable. El sobrepastoreo en todo el ámbito geográfico de la codorniz escamosa es responsable de la extensa pérdida de plantas esenciales para alimento, cobertura y reproducción. La conservación de esta especie de ave para el largo plazo dependerá de la eliminación o de la limitación del pastoreo en su hábitat actual.

Cuando se desarrolla una estrategia de manejo para la codorniz escamosa, la meta final debe ser mantener la diversidad del hábitat. Las recomendaciones de manejo que mantendrán y/o mejorarán la calidad del hábitat de esta codorniz incluyen:

1 Plantar pasto grama (*Bouteloua gracilis*), que es un alimento clave para nidadas que buscan insectos y cobertura ligera. Puede plantarse hierba de la culebra (*Gutierrezia sarothrae*) como alimento para emergencias de invierno y mantenerse el mezquite tanto para cobertura como para alimento.
2 Crear apilamientos de arbustos o pilas de durmientes de ferrocarril o polines, de modo que al ser cubiertos por vegetación nativa provean alimento y cobertura.
3 Crear reservas de agua o accesos al agua que permanezcan todo el año, particularmente donde el líquido es limitado o está ausente buena parte del año; esto puede incrementar la sobrevivencia de las aves jóvenes. Esas fuentes de agua pueden incluir bebederos, represas, bombas movidas por viento y conservación de manantiales.
4 Recurrir a la labranza del suelo, por ejemplo con arado de discos, capturará semillas y agua, y proveerá sitios favorables para el crecimiento de plantas jugosas.
5 Cercar pequeñas áreas dentro del terreno (por ejemplo, de media hectárea) para protegerlas del pastoreo, mantendrá cobertura útil para el reposo y anidación de esta codorniz, así como para la crianza de los pollos. Estos encierros pueden plantarse con vegetación nativa, para reforzar la calidad del hábitat así separado.
6 Plantar sitios con especies arbustivas, como ciruela silvestre (*Prunus* spp.), agrito (*Rhus trilobata*), chollas (*Cylindropuntia* spp.) y nopaleras (*Opuntia* spp.) provee cobertura adecuada y alimento a estas aves. Las plantas alimenticias recomendables variarán en función de la región, dentro del ámbito natural de la codorniz escamosa.
7 Eliminar o limitar significativamente el pastoreo extensivo, en hábitat que sea propicio para la codorniz escamosa.

Codorniz Cotuí (*Colinus virginianus*)

La codorniz norteña cotuí, comúnmente conocida sólo como codorniz cotuí tiene una amplia distribución geográfica en el este de los Estados Unidos y en México. Es uns de las aves de caza favoritas en toda el área que ocupa y una especie terrestre bien apreciada en granjas y otros paisajes rurales, donde es bien conocida su llamada vocal "cotuí" (referida con la onomatopeya "Bob White" en los Estados Unidos). Las codornices cotuí son altamente sociales y muestran actividad gregaria durante casi todo el año, y prosperan en una variedad de hábitat sucesionales tempranos. Estas aves tienen una tasa de mortalidad anual extremadamente alta y, explicablemente, un rápido recambio de población y un lapso de vida corto. Sin embargo, su robusta

capacidad reproductiva compensa el factor de mortalidad. Si las condiciones atmosféricas y del hábitat lo permiten, un ave adulta puede producir exitosamente dos o más nidadas de aproximadamente 25 pollos cada una, durante una sola estación reproductiva.

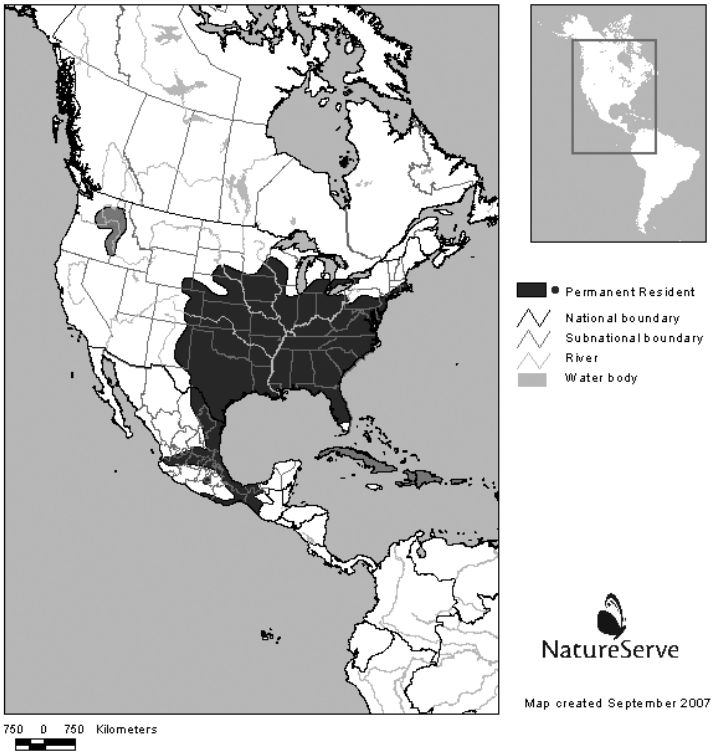
Características

La cotuí norteña es una codorniz de pequeña a mediana y el macho es ligeramente más pesado que la hembra. El macho tiene partes dorsales pardas, finamente barradas con bronceado y negro; tiene la frente blanca y una banda del mismo color sobre el ojo así como un manchón triangular en la barbilla y en la garganta, que contrasta con la coronilla y la nuca que son de color castaño; las áreas restantes son negruzcas y se vuelven castañas hacia la parte posterior. Las porciones inferiores de la garganta, el cuello y la nuca tienen pinceladas blancas bordeadas de negro. El pecho, las áreas laterales y los flancos inferiores son blancos, angostamente barrados en zigzag con negro; hay cierto rayado castaño en los costados y los flancos inferiores. Las alas son de color castaño a gris parduzco y la cola es gris azulosa. El macho, además, tiene una ligera cresta de plumas en la cabeza, que se yergue cuando la cabeza se levanta en señal de alerta. La hembra adulta es similar, pero las áreas blancas en la cabeza están reemplazadas con una tonalidad ante y el resto del plumaje está menos intensamente marcado que en el macho. El plumaje juvenil es similar al de la hembra adulta, pero con coloración más apagada y con las marcas menos definidas (Brennan 1999).

La especie presenta variación geográfica en la coloración de los machos; los del noreste de México y de Texas son los más grisáceos. En el oeste de México, los machos tienen la cabeza más canela y las partes inferiores son parcial o completamente negruzcas, así como la cabeza y el pecho. En el centro de México, los machos tienen el patrón típico pardo y blanco, pero las partes inferiores más debajo de la garganta son totalmente canela. En el este de México, el collar negro se ensancha hacia la parte ventral (Howell y Webb 1995).

Distribución

Las codornices cotuí son residentes del este de los Estados Unidos y México; se extienden desde el extremo sur de Canadá y llegan hasta el sur de México. En México, la especie se extiende desde la frontera con los Estados Unidos a lo largo de la vertiente del Golfo de México, a través del este de Nuevo León, el norte de Coahuila y Tamaulipas, hasta el sur de Veracruz y Tabasco, hacia el Istmo de Tehuantepec, y a lo largo de la vertiente del Pacífico desde el este de Guerrero hasta el extremo suroeste de Guatemala. En el centro de México (esencialmente el sur de la Altiplanicie Mexicana), se distribuye desde el norte de Veracruz hacia el sur de San Luis Potosí e Hidalgo, y hasta el centro-oeste de Jalisco y el extremo sur de Nayarit. También se le ha registrado como residente en el centro de Sonora y en Morelos (Howell y Webb 1995).



Hábitat

La codorniz cotuí ocupa una amplia variedad de hábitat sucesionales tempranos, incluyendo tierras de cultivo activas y barbechadas, pasturas, acahuales, pastizales nativos, setos, cercos cubiertos por vegetación, bosques con suelo cubierto por zacatal y plantas jugosas, praderas abiertas con un componente arbustivo o de matorral, tierras forestales taladas, derechos de vía de carreteras y tendidos eléctricos, áreas riparias vegetadas, cañadas y laderas con arbustos, y hasta áreas con asentamientos humanos rurales. El papel de perturbaciones habituales del hábitat que generan efectos de borde es extremadamente importante en el mantenimiento de hábitat productivo para la codorniz cotuí.

Un aspecto destacado de estos tipos de hábitat sucesionales tempranos es la presencia de pastos y hierbas, que proveen cobertura al nivel del suelo al tiempo que también permiten a estas aves moverse con facilidad. Una variedad de comunidades sucesionales tempranas que crecen adyacentes entre sí y que muestran bordes definidos, proporcionan a la codorniz cotuí cobertura ideal para anidación, crianza de los pollos, alimentación, descanso, desplazamiento y escape. La diversidad de tipos de hábitat dentro de un área dada se encuentra entre los factores que más influyen sobre las poblaciones de esta ave (Brennan 1999).

Cubierta vegetal

Los zacatones amacollados, por ejemplo pasto cola de coyote (*Andropogon* spp.) y zacatillo (*Schizachyrium* spp.), pasto navajita (*Bouteloua curtipendula*), pasto mijillo (*Panicum* spp.), pasto indio (*Sorghastrum nutans*), raíz de escoba (*Andropogon virginicus*) y otros locales, similares, proporcionan cobertura de anidación para la codorniz cotuí. Estos pastos forman comunidades vegetales densas con pasadizos abiertos y transitables cerca del suelo, y proveen la mejor estructura de hábitat para las codornices que anidan, pues éstas construyen sus nidos en la base de los macollos. Otros pastos y hierbas que crecen en racimos apretados, también les sirven a estas aves. Los macollos más viejos (de uno a dos años de edad) y entre 0.15 y 0.2 m de altura parecen ser los predilectos de las aves, pues proveen la cobertura superior necesaria para el ocultamiento de los nidos, pero no contienen demasiada basura en el suelo como para que les impida circular, ni atrae roedores que suelen depredar los nidos de la codorniz cotuí. Algunos estudios indican que usualmente construyen los nidos a 9.1 m dentro de hábitat arbustivo o boscoso y por lo menos a 15.2 metros de áreas con suelo descubierto (NRCS 1999).

La cobertura para desarrollo de los pollos difiere de la cobertura de anidación, pues generalmente, la primera es más abierta al nivel del suelo, lo que permite un movimiento más fácil de los polluelos. Hasta cerca

del 70% del área de cobertura para crianza puede consistir de suelo desnudo. Sin embargo, se requiere que estas áreas tengan buena cobertura superior para ocultamiento, cierta diversidad de follaje verde bajo e insectos abundantes. Pastizales recientemente quemados, comunidades de sucesión secundaria, calabazares con maleza, plantaciones de leguminosas y pequeñas áreas de otros cultivos suelen ofrecer buena cobertura para crianza de los pollos (NRCS 1999).

Las áreas con cobertura de reposo y de invernación proveen protección contra los depredadores y contra las inclemencias atmosféricas en los meses más fríos. Para descansar, estas codornices prefieren sitios cubiertos por matorral o plantas leñosas, pero pueden utilizar también pastizales altos y manchones de maleza como sustitutos. La cobertura de escape incluye vegetación espesa y enmarañada, pastos densos, matorrales y otra vegetación capaz de esconder a las aves de los depredadores, cuando son sorprendidas moviéndose cerca de pasadizos, anidando, criando pollos o descansando (NRCS 1999).

Agua

El agua obtenida de la ingestión de material vegetal, semillas, insectos y rocío, provee a las codornices cotuí con una cantidad adecuada de agua. Las aves se congregarán alrededor de depósitos de agua y es posible que estas fuentes de humedad puedan serles cruciales durante los períodos de sequía.

Biología y ecología

Dieta

Las codornices cotuí norteñas dependen de una variedad de alimentos; consumen semillas silvestres y frutas cultivadas, hojas, tallos e insectos. De manera general puede decirse que 85% de la dieta de una codorniz joven consiste en insectos; de hecho, las primeras dos semanas de vida se alimentan exclusivamente de ellos. En contraste, el 85% de la dieta de un adulto consiste de materias vegetales. Durante la estación reproductiva las hembras consumen aproximadamente cuatro veces más artrópodos que los machos. En general, las semillas de leguminosas predominan en la dieta durante el otoño y el invierno, junto con las de ambrosía, pino, bellotas, girasol, pastos como cola de zorra y panizo, chilillo (*Polygonum*), hierba loca o encinillo, mezquite, pasto cola de zorra (*Muhlenbergia emersleyi*) y hierba del pollo (*Commelina*) (Rosene y Freeman 1988).

Las plantas cultivadas que consumen estas aves incluyen soya, sorgo, trigo, alforfón o alfalfón (*Fagopyrum esculentum*: Polygonaceae), cebada, centeno, maíz, frijol de Castilla (*Vigna unguiculata*: Leguminosae), pasto esporóbolo (*Sporobolus* spp.: Poaceae), engordacabra o escobilla (*Dalea* spp.) y cacahuate. Durante el verano y la primavera, las semillas de gramíneas son comunes en la dieta, junto con una variedad de frutas que incluyen moras, zarzamoras, frambuesas, arándano o madroñito (*Vaccinium* spp.), garabato o granjeno acebuche (*Celtis* spp.), ciruelas, rosa silvestre, y bayas de palo membrillo (*Cornus* spp.), de hiedra venenosa y zumaque (*Rhus* spp.), entre otras. Saltamontes y otros ortópteros, moscas, áfidos, coleópteros como los escarabajos de las papas (*Leptinotarsa* spp.), hormigas y también arañas conforman el 20% de la dieta de las hembras en verano, pero solamente el 5% de la de los machos. En cualquier caso, las codornices cotuí son aves oportunistas y consumirán alimentos que se encuentren en abundancia y disponibilidad, antes que ponerse a buscar alimentos preferidos pero escasos (NRCS 1999).

Forrajeo

Las codornices cotuí norteñas se alimentan luego del amanecer y con mayor intensidad en las horas previas al crepúsculo. La actividad de una parvada ocurre generalmente dentro de una extensión de entre 8 y 16 ha, raras veces extendiéndose más que 0.4 km en hábitat favorable para estas aves.

Vocalizaciones

El repertorio vocal de la codorniz cotuí norteña incluye: la llamada de separación o dispersión, la cual se oye

en tres formas, un *hoy* suave, un *hoy-pú* fuerte, y un fuerte y claro *koi-lí* utilizado para reunir a las parejas o a las bandadas. La llamada de hallazgo de alimento, un suave *tu-tu-tu* emitido mientras el pico apunta hacia el alimento. También tiene varias llamadas de alarma, entre las que destaca un *toil-ick, ick, ick* que profieren en períodos de peligro extremo. La llamada reproductiva es el famoso *co-tuí* que dan principalmente los machos aún no apareados, durante la estación de reproducción (Kabat y Thompson 1963). La mayor variedad de llamadas se aprecia durante la estación reproductiva (Stoddard 1931).

Reproducción

El familiar silbido *co-tuí* señala el inicio de la época reproductiva para la codorniz cotuí norteña. Los incrementos en la duración del día y en la temperatura disparan la actividad reproductiva. La formación de parejas inicia con la desintegración de la parvada, usualmente en marzo. Estas codornices normalmente son monógamas, sin embargo, estudios recientes muestran que tanto machos como hembras incubarán y criarán nidadas con más de un compañero durante la estación reproductiva (Curtis *et al.* 1993, Burger *et al.* 1995). Los meses más importantes para la anidación comprenden de mayo a agosto, pero ocurren algunas anidaciones tan tempranamente como marzo y tan tardíamente como octubre. El hábitat preferido para anidar lo forman pastos de tipo amacollado cuya cobertura alcanza cerca del 50% de un área dada. Tanto la hembra como el macho colectan material para la construcción del nido, principalmente pastos. Las hembras continúan reanidando durante la estación si sus intentos previos fallan. Algunas veces un macho puede ser abandonado incubando si la hembra encuentra otro nido. Ponen en promedio 16 huevos y el período de incubación es de 23 a 24 días (Georgia DNR 2007). Una pareja de codornices cotuí norteñas generalmente cría una sola nidada por año, sin embargo no es inusual ver pollos de diferentes edades con un ave adulta. Tanto machos como hembras tienen fuertes instintos de crianza y adoptarán a jóvenes extraviados o huérfanos.

Vida y sobrevivencia

Las codornices cotuí norteñas tienen vida corta y altas tasas de mortalidad. La mortalidad es más alta poco después de que los jóvenes dejan el nido. La expectativa de vida promedio es de un año, sin embargo, unos cuantos individuos vivirán aproximadamente hasta los cinco años (Rosene 1969). Ciertas estimaciones han revelado que hasta 80% de las codornices cotuí norteñas sólo vivirán un año.

Causas de mortalidad

La depredación es una fuente significativa de mortalidad, especialmente durante la época de reproducción (Stoddard 1931) y frecuentemente en el invierno (Errington y Hammerstrom 1936). Los depredadores aviares y mamíferos consumen casi igual número de codornices cotuí norteñas. Se sabe que las serpientes también destruyen nidadas y también comen codornices adultas y huevos (Stoddard 1931). Las hembras están sujetas a altos niveles de depredación por mamíferos durante la anidación; los machos reproductivos son vulnerables a la depredación aviar mientras llaman y hacen exhibiciones de cortejo (Burger *et al.* 1995). Las aguilillas (*Buteo* y *Accipiter*) son los principales depredadores de estas codornices; los mamíferos incluyen mapaches (*Procyon lotor*), tlacuaches (*Didelphis virginiana*), zorrillos (géneros *Spilogale*, *Mephitis* y *Conepatus*) y zorras (*Vulpes* y *Urocyon*). En la porción septentrional de su área geográfica, los fenómenos meteorológicos pueden ser un factor importante de mortalidad para estas codornices; en la porción meridional suele ser la sequía.

Regulación de poblaciones

Al parecer, las poblaciones de la codorniz cotuí norteña son autorregulables en ausencia de perturbación. Las alzas de población son resultado de un alto éxito reproductivo, atribuible a buenas lluvias invernales, lo que produce abundante vegetación alimenticia fresca

en la primavera. Inversamente, las bajas de población suelen deberse a lluvias pobres de invierno o primavera (Brennan 1999).

Amenazas

Principalmente pueden señalarse la pérdida de la diversidad del hábitat y los depredadores introducidos. Bajo condiciones de incremento inducido de depredadores nativos, éstos también pueden amenazar a las poblaciones locales de codornices.

Estado de la especie

Esta especie está declinando de modo significativo en la mayoría de los Estados Unidos. La tendencia entre 1969 y 2004 es de un decremento de -3.56% anual (Link *et al.* 2008). Su estado en México no es claro, aunque al momento la Norma Oficial Mexicana NOM-059-Semarnat-2001 (Semarnat 2002), no considera en riesgo a las poblaciones de esta especie en el noreste de México. Sin embargo, pero véase, más abajo, el comentario respecto a una subespecie de esta codorniz que existe de manera aislada en el extremo noroeste del país.

Conservación y gestión

El aspecto más crítico de la conservación de esta codorniz es el mantenimiento o creación de buenas entremezclas de hábitat o una mezcla de diferentes tipos de cobertura. La presencia de cobertura para alimentación, anidación, crianza, reposo y escape, en parches localizados muy próximos entre sí, es esencial para atraer a estas aves y para mantener las poblaciones existentes en un área dada. Un complejo de campos de cultivo, pasturas y praderas con pastos amacollados, setos, cercos con maleza y bordes de bosque, forma una buena mezcla de componentes de hábitat de calidad (NRCS 1999).

Las codornices cotuí norteñas son relativamente fáciles de manejar debido a que prosperan en comunidades sucesionales tempranas que pueden establecerse rápidamente a través de varias actividades de disturbio del suelo. Pero controlar la sucesión puede ser más costoso que efectuar otras prácticas de manejo de vida silvestre.

Las siguientes prácticas de manejo se utilizan para perturbar el suelo y la vegetación, a fin de promover el establecimiento de fases tempranas de crecimiento de comunidades vegetales y atraer insectos. El tamaño del área, los objetivos del manejo, la vegetación y el área geográfica donde se encuentra, pueden dictar qué prácticas de manejo son las más apropiadas.

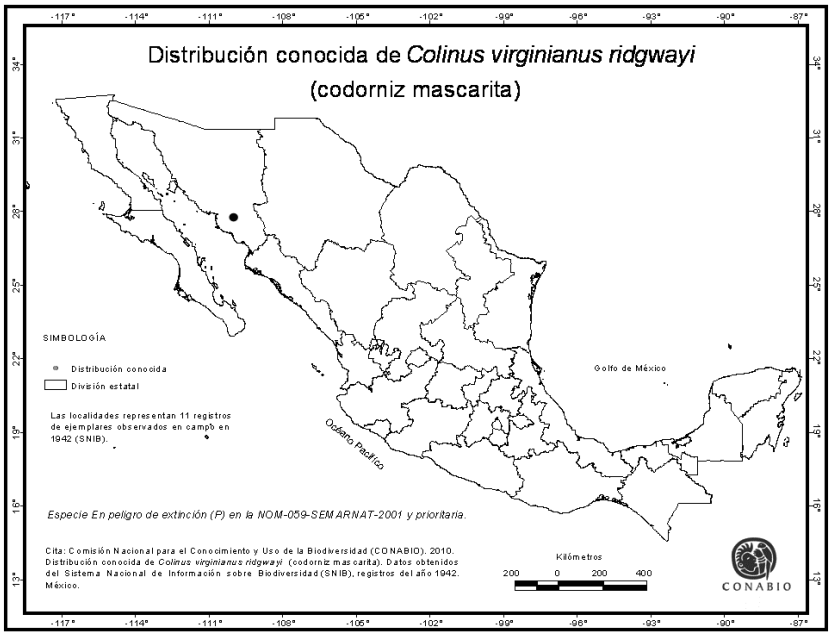
1 El corte a tractor con arnés de discos y en franjas con vegetación densa, crea más pasillos de libre tránsito para estas aves y promueve el crecimiento de plantas alimenticias nativas. El discado a finales de junio (la época puede variar dependiendo de la región geográfica) puede hacerse tanto para favorecer el crecimiento de la vegetación como para atraer insectos. El discado, arado o emparejado a rodillo, a una profundidad de 10 a 15 cm y dejando 30 a 45 % de cobertura residual, es suficiente para promover la regeneración vegetativa.
2 La quema estrictamente controlada puede utilizarse para mantener un mosaico de comunidades de pastizal en varias etapas de crecimiento y con distinta diversidad de vegetación. Este tipo de quema también regresa valiosos nutrientes al suelo, pero debe hacerse extremando precauciones para mantener controlado el fuego y sólo dentro de las áreas prescritas.
3 Paradójicamente, inclusive el propio pastoreo puede ser una herramienta efectiva para controlar la sucesión, utilizando una estrategia de pastoreo rotativo cuidadosamente planeada.
4 La poda en un esquema rotativo también puede utilizarse para mantener comunidades vegetales en varias etapas de crecimiento y de diversidad florística.
5 La plantación de árboles, arbustos, pastos y hierbas jugosas de especies nativas puede ayudar a crear cobertura para las aves y a proporcionarles alimento.

6 Incrementar el efecto de borde, reformando en lo necesario las distintas unidades de hábitat de un sitio, favorecerá el mejoramiento de la vegetación y la cobertura que requieren estas codornices.

Subespecie – Codorniz cotuí "mascarita" (*Colinus virginianus ridgwayi*)

Deseamos hacer notar que hay 22 subespecies reconocidas de la codorniz cotuí norteña, por lo que pueden esperarse variaciones locales no sólo en la forma, el tamaño y el color, sino también en los hábitos y los calendarios de reproducción y otros eventos. De entre esas subespecies destaca una, por su condición especial actual, la codorniz cotuí "mascarita" (*Colinus virginianus ridgwayi*). La codorniz "mascarita" es una subespecie propia del sur de Arizona y de Sonora en México. Es una de las codornices menos conocidas y la más amenazada en Norteamérica. Los colonizadores estadounidenses del sureste alimentaron los rumores sobre la existencia de una codorniz llamativamente hermosa, con garganta negra y pecho de color canela brillante. Esta ave, de hábitos precavidos y poco conocida, no se estudió y describió para la ciencia hasta el final de la década de 1880. Tristemente, poco después de su descubrimiento, la destrucción de su hábitat de pastizal por el pastoreo, agudizada por una sequía severa, eliminó a esta codorniz del sur de Arizona justo al inicio del Siglo XX. Por fortuna, se supo que la codorniz "mascarita" era aún suficientemente numerosa en el estado mexicano de Sonora, al menos hasta 1937. Sin embargo, otra vez los efectos del pastoreo la alcanzaron al destruirse los pastizales de las llanuras de Sonora y, para 1950, la codorniz "mascarita" había sido virtualmente eliminada de Sonora.

La rapidez con que esta subespecie fue lanzada hacia la casi extinción dejó poco conocimiento sobre sus requerimientos ecológicos básicos, lo cual se volvió un problema cuando se redescubrió la presencia de esta codorniz en Sonora en 1964, iniciándose el reto de recuperar esta ave. A la fecha, los esfuerzos para reestablecer una población en libertad usando como pie de cría aves criadas en cautiverio, han tenido poco o ningún éxito, y proteger lo que resta del hábitat nativo en Sonora ha resultado prácticamente imposible. Esta lamentable situación empeoró con la plantación de zacate buffel (*Pennisetum ciliare*), para incrementar la producción ganadera en Sonora. El zacate buffel, una planta exótica oriunda de África, prospera en el paisaje sonorense, permitiendo a los ganaderos mantener operaciones pecuarias en áreas donde los pas-



tos nativos ya han sido sobrepastoreados o eliminados. Infortunadamente para la codorniz "mascarita", el zacate buffel tiene la tendencia a apropiarse de los terrenos desplazando físicamente a la vegetación nativa, eliminando así la diversidad de pastos nativos y de las comunidades que éstos formaban, de todo lo cuales dependía el ave para su sustento, cobertura y sustrato de anidación.

Una combinación letal de sobrepastoreo, expansión del zacate buffel y condiciones de sequía sostenida, ha disparado una declinación aguda del número de individuos de codorniz "mascarita" y una reducción de su área de distribución. En 2006, un grupo compuesto por biólogos de los Estados Unidos y de México condujeron prospecciones de esta ave de julio a diciembre, en 27 ranchos de Sonora. Durante este mismo período, biólogos a cargo de refugios silvestres hicieron búsquedas en el Refugio Nacional de Vida Silvestre Buenos Aires. Estas extensas prospecciones resultaron en la detección de solamente nueve individuos de la codorniz "mascarita"; tres registros ocurrieron en Sonora y seis en el área del Refugio Buenos Aires. Búsquedas adicionales en 2007 y 2008 tuvieron los siguientes resultados: en 2007, seis aves en Sonora (ninguna en el refugio); en 2008, cuatro aves en Sonora y dos dentro del refugio (Mesta, anotación personal).

En este punto de la historia de esta codorniz, se halla peligrosamente cerca de la extinción en vida libre. Las esperanzas de recuperación dependen de la reintroducción exitosa de aves nacidas en cautiverio, en sitios como el Refugio Buenos Aires y en Sonora, así como de la eventual existencia de poblaciones aún no descubiertas en el propio estado de Sonora.

La Norma Oficial Mexicana NOM-059-$_{\text{Semarnat}}$-2001 considera a esta subespecie como un taxón en peligro (Semarnat 2002).

Codorniz de Moctezuma (*Cyrtonyx montezumae*)

También conocida como codorniz arlequín, esta ave de hábitos reservados es una de las menos conocidas de las praderas perennes y los bosques de encino del suroeste de los Estados Unidos y el noroeste de México. Aún cuando los machos tienen un plumaje brillantemente contrastado, son extremadamente difíciles de ver en su hábitat de pradera. Usualmente se detecta a los individuos inesperadamente, cuando saltan justo a los pies del observador y efectúan un vuelo arqueado por entre 30 y 100 m antes de aterrizar bruscamente, rodando por el suelo. Una persona puede caminar por días en hábitat prometedor y nunca observar estas codornices habiendo pasado de largo muchas parvadas, sin saberlo. Los individuos de la codorniz de Moctezuma pueden observarse solos, en grupos familiares o parejas en reproducción, pero no

forman parvadas grandes. La mayoría de los aspectos de esta codorniz son poco conocidos (Stromberg, 1990 y 2000).

Características

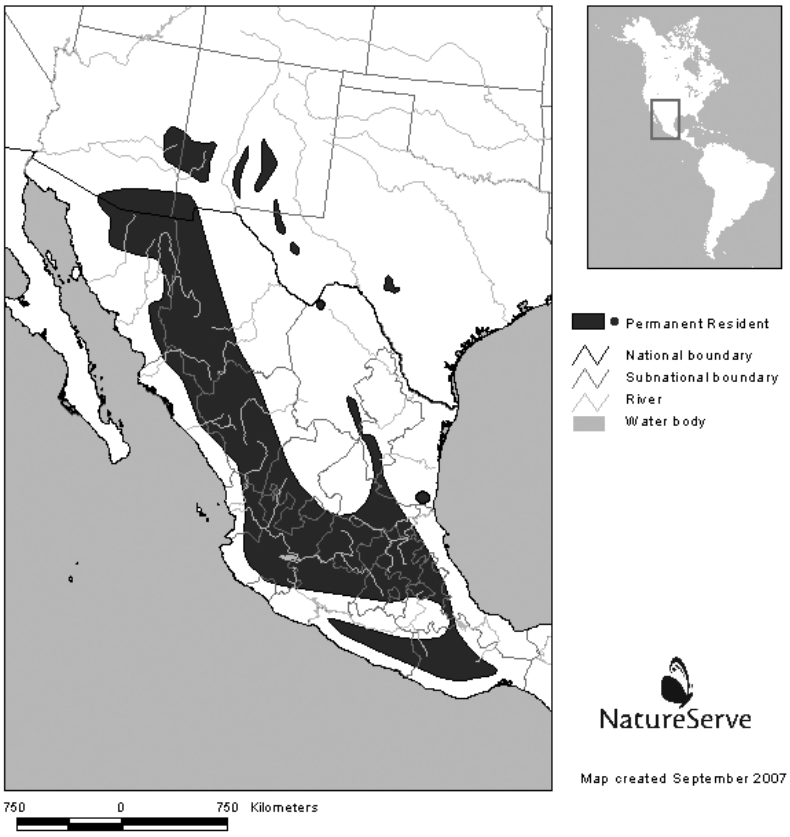
La codorniz de Moctezuma es de tamaño mediano, terrestre, regordeta y compacta, con una cresta nucal hirsuta y una cola extremadamente corta de plumaje suave. Presenta dimorfismo sexual secundario; el macho tiene un llamativo patrón facial de arlequín en blanco y negro (blanco, con dos manchas obscuras cuneiformes que se extienden sobre las plumas que cubren los oídos; además con barbilla y garganta negras, bordeadas abajo por una banda transversal en el cuello). Sus flancos son gris oscuro y densamente cubiertos con puntos blancos; las partes superiores van de gris parduzco a pardo acanelado y tienen barras o puntos negros. La parte media del abdomen, desde el pecho hasta la cola es de color castaño intenso que se vuelve negro bajo la cola. La hembra muestra un patrón facial similar al del macho pero desvanecido, especialmente la cuña más obscura bajo el ojo, pero además, en general es más pálida y de coloración parda, con las partes inferiores pardo claro con rasgos blanquecinos o de color ante, y con un diseño fino de barras y puntos negruzcos. Ambos sexos tienen patas de color azul grisáceo con garras relativamente largas (Stromberg 2000).

Distribución

La codorniz de Moctezuma es un ave residente durante todo el año, en los tipos de hábitat apropiados desde Arizona hacia Nuevo México y Texas, a lo largo de los bosques de la Sierra Madre y el Eje Neovolcánico y más al sur hasta Oaxaca, en México. En México es residente en altitudes entre 500 y 3,000 m desde el este de Sonora y el oeste de Chihuahua, y del sureste de Coahuila al sur hasta el este de Oaxaca, pero decreciendo hacia esta última área (Howell y Webb 1995). Es residente durante todo el año en islas dispersas de hábitat situadas en cordilleras aisladas. No se han registrado movimientos de migración estacional altitudinal o movimientos de larga distancia.

Hábitat

Esta codorniz, poco conspicua, se encuentra con dificultad en los bosques de encino (*Quercus* spp.) del suroeste de los Estados Unidos y el occidente de México, donde existen pendientes escarpadas que mantienen una abundancia de pastos nativos perennes (Sibley 2000). Por su asociación cercana con cierto tipo de hábitat, la codorniz de Moctezuma se considera una "especie indicadora" de pinares-encinares (*Pinus* spp. y *Quercus* spp.) en todas partes de México. En altitudes mayores y latitudes más al norte puede utilizar bos-



ques de álamo (*Populus* spp.) y pino (Bendire 1892). Donde los bosques toman contacto con áreas riparias, puede hallársele en sitios con sicómoros (*Platanus* spp.), arces (*Acer* spp.) y plantas del sotobosque como uvas (*Vitis* spp.; Wallmo 1954). En laderas más secas en bosques de encino, puede encontrarse en comunidades de cuatlapal (*Cercocarpus* spp.), de sotol (*Dasylirion* spp.), de magueyes (*Agave* spp.) y de orégano de monte o pextón (*Brickellia* spp.) (Wallmo 1954). Su asociación con los encinares no es enteramente exclusiva, pues puede hallársele en mezquitales (*Prosopis* spp.), en praderas (Russell y Monson 1998) y en pastizales del semidesierto chihuahuense, en comunidades de izotal (*Yucca* spp.), matorrales de gobernadora (*Larrea* spp.), zacatales amacollados (*Bouteloua* spp.), matorrales de acacia y en pastizales halófilos (*Atriplex* spp.; Holdermann 1992).

En general, la codorniz de Moctezuma prefiere laderas orientadas hacia el norte respecto a terras planas, en proximidad a encinares.

Cubierta vegetal

Los refugios tanto diurnos como nocturnos de las parvadas se ubican en áreas con macollos de zacatón significativamente más altos. Frecuentemente estos sitios de refugio en pastos altos se localizan en la base de rocas, donde el zacate alto forma un techo (Stromberg 1990).

Agua

Parece preferir sitios en los que la sequía no es muy frecuente ni pronunciada en el año. Consume, sobre todo en el verano muchas plantas jugosas e insectos. Sin embargo, su hábito de buscar tubérculos le permite tener acceso a cierta cantidad de agua en épocas secas. No obstante, no desdeñará disponer de agua libre y beberá de charcos temporales y otras fuentes.

Biología y ecología

Dieta

Básicamente es un ave que se alimenta en el suelo, las bellotas de encino (*Quercus* spp.) y tubérculos subterráneos como los de xoxocoyol o xocoyol (*Oxalis* spp.) y tulillo (*Cyperus* spp.) constituyen casi el 80% de la dieta anual. Las semillas de panizo o pasto mijillo (*Panicum* spp.), de gloria de la mañana (*Ipomoea* spp.), de sombrilla de noche (*Solanum* spp.), de coquito de tierra (*Brodiaea* spp.), de yuca (*Yucca* spp.) y de elotillo o garbancillo (*Lupinus* spp.) también son importantes. Los insectos son componentes clave durante el verano, especialmente los sal-

tamontes (Orthoptera), las hormigas (Hymenoptera: Formicidae) y los escarabajos (Coleoptera; Bishop 1964, Bishop y Hungerford 1965, Brown 1978). La selección de alimentos cambia estacionalmente, pero las raíces y bulbos se consumen durante todo el año; las bellotas se consumen básicamente durante la estación seca. Los insectos, que tienen actividad más visible durante las lluvias de verano, se observan con mayor frecuencia en la dieta, durante esa época. Durante el otoño, consumen una variedad de semillas de gramíneas. Todo esto probablemente refleja los tipos de alimentos existentes, su abundancia y disponibilidad (Bishop 1964).

Forrajeo

La codorniz de Moctezuma se alimenta exclusivamente en el suelo y generalmente busca comida excavando con sus garras largas y delgadas. Al parecer se alimentan continuamente durante el día. Las áreas en las que rascan en busca de alimento incluyen laderas, pequeñas zanjas, a lo largo de lechos secos de arroyos, bajo árboles y arbustos, en las bases de rocas y en macollos de zacate (Leopold y McCabe 1957).

Vocalizaciones

Generalmente poco vocal, la codorniz de Moctezuma produce sin embargo distintos sonidos; la hembra profiere una llamada musical y descendente parecida a la de un búho (Fuertes 1903), o una serie de gorjeos temblorosos y metálicos con un promedio de nueve notas separadas, cuyo tono desciende lentamente (Levy *et al.* 1966, Brown 1976). Los machos producen una llamada como silbido descendente y zumbante, que recuerda a algún insecto (Bishop 1964). Durante la mayor parte del año esta ave no vocaliza, pero durante la estación reproductiva la hembra llama y el macho le responde, cada uno lo hace con la llamada descrita arriba. Durante las lluvias (de julio a septiembre) tanto las hembras como los machos llaman durante el día. Las llamadas generalmente se emiten desde el suelo, aunque los machos a veces llaman desde rocas bajas o ramas de árbol caídas (Levy *et al.* 1966, Brown 1976).

Reproducción

Las codornices de Moctezuma son monógamas en casi todos los años, pero en años infrecuentes muy húmedos, las hembras pueden formar parejas en forma secuencial con varios machos y pueden poner múltiples nidadas, las cuales en esos casos son atendidas sólo por los machos (Stromberg 2000). La proporción entre sexos en esta codorniz exhibe el más alto sesgo hacia machos de todas las especies de aves de Norteamérica (Brown y Gutiérrez 1980). Los machos y las hembras forman vínculos de pareja por cuando menos una estación, y los pollos del año pueden permanecer con los padres por varios meses. Las parejas empiezan a formarse a finales de febrero o en marzo; típicamente, las primeras nidadas se ven en julio, aunque los jóvenes pueden seguir eclosionando durante septiembre (Bishop 1964). El tamaño de nidada promedia 11 huevos; el período de incubación es de alrededor de 24 o 26 días y ambos padres comparten la incubación (Leopold y McCabe 1957). En general los jóvenes son precoces y abandonan el nido junto con los padres, tan pronto como todos los huevos han empollado (Wallmo 1954). Ambos padres ayudan a los jóvenes a buscar semillas y bulbos, y les proveen insectos (Bishop 1964).

Vida y sobrevivencia

Las codornices de Moctezuma pueden vivir hasta seis o siete años en cautividad (Mesta, obs. pers.), pero no hay información acerca de su longevidad promedio en vida silvestre.

Causas de mortalidad

En ausencia de todo dato sobre cacería, parece que la depredación por aves de presa es la principal causa de mortalidad. Se sabe que algunos mamíferos como los coyotes pueden tomar los huevos.

Regulación de poblaciones

Las poblaciones de la codorniz de Moctezuma parecen estar reguladas por las lluvias de invierno. Estudios realizados en los Estados Unidos sugieren que pueden ocurrir dos incrementos anuales en la abundancia de codornices y que pueden correlacionarse con incrementos en las lluvias de invierno y de verano (Brown 1978, Brown 1979).

Amenazas

Las principales amenazas para la codorniz de Moctezuma incluyen el sobrepastoreo, la conversión de hábitat antes propicio, y la invasión del hábitat silvestre por plantas no nativas.

Estado de la especie

La dificultad para hacer búsquedas de campo de esta codorniz nos deja con muy poca información acerca del estado de la especie, que no es suficiente para determinar su estado real. Brown (1982) informó que las poblaciones de esta ave parecen estar declinando en algunas áreas, posiblemente debido a cambios en el hábitat causados por la sequía y por el sobrepastoreo; aparentemente la pérdida de cobertura es suficiente para afectar a esta ave, aun cuando existan especies vegetales que le sirven de alimento. En México, la Norma Oficial NOM-059-Semarnat-2001 (Semarnat, 2002) oficialmente considera a *C. montezumae* como una especie en la categoría de Protección Especial (Pr), que significa protección preventiva para evitar el deterioro de sus poblaciones; esta categoría es aplicable a las poblaciones del norte de México. No obstante, hacia el centro-sur del país una de las subespecies (*C. montezumae sallaei*), que podría resultar una especie distinta y endémica a México, es considerada en la categoría de Amenazada dentro de la NOM-059 (Semarnat 2002).

Conservación y gestión

El entendimiento de los efectos de la cacería sobre la codorniz de Moctezuma es mínimo (Ockenfels 1998), principalmente porque la especie es tan difícil de monitorear. Sin embargo, Heffelfinger y Olding (2000) informan que ciertas investigaciones han mostrado que la mortalidad debida a la caza no afecta sensiblemente a las fluctuaciones anuales de esta ave cinegética. El pastoreo en hábitat de pradera parece ser la mayor amenaza para esta especie. Si se pastorea suficiente ganado como para eliminar más que 50% de la producción neta anual de pasto, el hábitat no podrá sostener a esta ave (Brown 1982). Una combinación de pastoreo intenso y la invasión subsiguiente de plantas no nativas eliminará a esta ave de espacios locales. La urbanización de sitios con hábitat propicio para esta codorniz se está incrementando en ciertas áreas de su ámbito geográfico. Una estrategia exitosa de manejo para esta especie debe atender los temas del pastoreo, de la conversión de hábitat de pradera, de la invasión de plantas no nativas, y de programas de caza que sean sustentables.

Monitoreo

El monitoreo es un componente esencial de cualquier estrategia de manejo para la conservación de vida silvestre y del hábitat nativo. Básicamente, la idea es seleccionar algunos rasgos de la población y del hábitat, respectivamente, que ofrezcan representatividad acerca de sus tendencias negativas o positivas. Los rasgos a elegir deben ser, además de representativos, relativamente fáciles de medir en forma, repetibles en forma sistemática y tener un costo de operación razonable. El caso de las codornices no es excepción a esta necesidad de seguimiento, por lo que a continuación se ofrecen recomendaciones que, no obstante estar basadas en el conocimiento científico, tienen una orientación práctica especialmente dirigida a personal de campo a cargo de programas de conservación de codornices.

Evaluación de poblaciones de codornices

Las poblaciones de codornices tienen una tendencia distintiva de altibajos; este fenómeno no se ha entendido del todo, pero sabemos que de algún modo es determinado por la precipitación pluvial. En situaciones normales, la meta del manejo de codornices es maximizar su abundancia en años buenos y minimizar su declinación en años malos. Llevar un registro de la magnitud de las fluctuaciones puede ayudar a tomar decisiones de manejo más oportunas y adecuadas.

Hay varias opciones para evaluar las tendencias de población de codornices. Ninguna de las técnicas es completamente precisa, pero cuando se hace de manera sistemática y consistente por varios años, los resultados pueden indicar la tendencia de una población local de codornices y, óptimamente, como ésta responde al manejo. Los métodos de evaluación varían en su grado de dificultad. La información de monitoreo que se provee a continuación, enfocada en técnicas para la codorniz cotuí y la codorniz escamosa, se tomó de la obra "Counting Quail", de Texas Cooperative Extension Publications, Texas A&M University System.

Cuenta directa

Tasas de vuelo de parvadas

Cuando la intención del manejo es cinegética, el éxito de la caza está positivamente correlacionado con la densidad de población de las codornices (al menos se hace referencia a la cotuí). Cuando se usa el éxito de caza para estimar tendencias de población a través de los años, se deberían estandarizar los métodos de caza empleados, incluyendo factores como la presencia o ausencia de perros, las horas de inicio y término, y si la caza tiene lugar –o no– en camino que se han cebado con granos. Las condiciones del hábitat deberían permanecer relativamente constantes y el período de muestra debería ser corto. Por ejemplo, en Texas la temporada de caza de codornices dura cuatro meses, pero las comparaciones sólo deberían hacerse al principio de la temporada y dentro del mismo período cada año (es decir, si es durante el mes de noviembre, tendrá que hacerse siempre en ese mes). La caza y su evaluación deberían efectuarse en toda la unidad de manejo, si se desea generar una estimación precisa y significativa. Cazar solamente las mejores áreas y evaluar los resultados seguramente sesgará las estimaciones de abundancia.

La variable importante que debe registrarse es el número de parvadas que se han espantado por hora, no el número de aves cosechadas. Este número de parvadas puede compararse con el tamaño del área cubierta para generar una estimación de parvadas por unidad de área. Las estimaciones obtenidas a partir de las tasas de parvadas espantadas serán probablemente conservadoras, pues varios estudios han hallado que los perros de caza típicamente detectan sólo cerca de dos tercios de las codornices presentes en una propiedad en un día determinado.

Cuenta a lo largo de caminos

Este método se usa para tener un índice de las poblaciones de codornices al nivel de una ecorregión. Las cuentas a lo largo de caminos se efectúan en agosto o septiembre (nota de los autores de este capítulo: recuérdese ajustar esta fecha óptimamente, según las condiciones de latitud y altitud, que pueden modificar el calendario de la historia de vida de estas aves). Se designa un trayecto determinado, el cual se maneja a no más de 32 km/h. Las cuentas deberían efectuarse dentro de las dos horas siguientes al amanecer, o bien antes de la puesta del sol. Deberían elegirse distintos puntos de inicio y término cada vez que se observe el trayecto. Si el camino está orientado mayormente de este a este, habrá que hacer las cuentas (de mañana o de tarde) de forma que el sol quede a espaldas del observador. Deben contarse todas las codornices observadas, efectuándose cuando menos tres cuentas en cada trayecto durante el período designado de muestreo (un mes, usualmente agosto o septiembre). Es recomendable que los trayectos sean de entre 15 y 30 km.

Reconocimiento desde helicóptero

Las búsquedas desde el aire (a bordo de helicóptero o avioneta) se utilizan comúnmente en Norteamérica para contar venados y berrendos y recientemente se han usado para evaluar codornices. En general, una búsqueda de codornices se conduce conjuntamente con una dedicada a venados, a fin de reducir costos. Las evaluaciones desde helicóptero son solo una forma más de efectuar un trayecto en línea. La aeronave vuela aproximadamente de 23 a 46 m sobre el nivel de la vegetación, a una velocidad de 48 a 64 km/h. Si dos trayectos deben ser adyacentes, se recomienda que se hallen al menos a 0.4 km uno del otro, especialmente en terrenos de gran extensión. Aunque contar codornices desde helicóptero es por ahora un procedimiento experimental, los hallazgos preliminares sugieren que los resultados son similares a los obtenidos mediante cuentas a lo largo de trayectos.

Cuentas por arreo

La cuenta por arreo se conduce con varios observadores caminando de frente, uno al lado del otro (algunas veces se elige hacerlo con ayuda de perros, pero en ese caso debe hacerse siempre así) y contando todas las codornices que salen de entre la vegetación. Los observadores deben tener cuidado de no contar una misma ave dos o más veces. Este método supone la premisa poco probable de que se espantan y cuentan todas las parvadas Mientras más observadores haya, menos espacio habrá entre ellos y más precisa será la cuenta. Debería recorrerse un área de al menos 15 o 20% del terreno total. Estas cuentas generalmente subestiman las poblaciones y puede considerarse que, en realidad, lo que ofrecen es una estimación de la población mínima.

Cuentas en trayecto lineal

La cuenta hecha con base en trayectos lineales (algunas veces se les refiere como muestreo de distancia) es un método útil para estimar la abundancia de codornices; aunque requiere esfuerzo intenso puede producir los resultados más precisos. En consecuencia, el muestreo basado en la distancia de avistamiento usualmente se restringe a proyectos de investigación. En este método, un observador camina siguiendo una línea recta (o transecto, si la línea recta cruza varios tipos de hábitat) y cuenta el número de aves que salen de la vegetación. El algoritmo requiere conocer la distancia perpendicular desde el punto donde salió cada ave (o parvada) hasta la línea del trayecto, y como difícilmente se avistan las aves en esa forma, normalmente se recurre a medir en el campo la distancia del punto de observación al ave junto con el ángulo que forma respecto a la línea, lo que mediante trigonometría simple puede convertirse a distancia perpendicular, usualmente con ayuda de programas de cómputo dedicados al efecto.

Un distanciómetro láser y una buena brújula Brünton, o simplemente una cinta de medir y un transportador, son los instrumentos necesarios para registrar los datos necesarios. No debe olvidarse que la medición debe tomarse desde el punto donde se vio inicialmente el ave (o las aves). Esas distancias permiten al observador calcular la probabilidad de avistamiento de una parvada, la cual disminuye en función del incremento de la distancia desde la línea del trayecto. Un programa de cómputo llamado DISTANCE facilita enormemente la realización de los cálculos, a fin de obtener una estimación de densidad, considerando el número de avistamientos y el área definida por la longitud del trayecto y por la distancia promedio de los avistamientos aplicada a cada lado del propio trayecto. Los resultados de densidad de aves obtenidos con este programa deben aplicarse con prudencia, pues extrapolarlos al área de todo el terreno puede producir sobreestimación de la población, debido a que no todo el hábitat será óptimo en la generalidad de los casos.

Entre las suposiciones que se requiere cumplir cuando se efectúan cuentas de aves en trayectos lineales están:

- Todas las parvadas visibles desde la línea son observadas.

- Las parvadas están fijas en su posición inicial.
- Las medidas se toman con exactitud.
- Las observaciones son eventos independientes.
- La probabilidad de detectar una parvada es independiente del tamaño de ésta.

De acuerdo con ciertas experiencias con codornices, algunas recomendaciones para hacer este tipo de cuentas en trayectos lineales (adaptando lo necesario según el tamaño y características del terreno) pueden ser:

- Establecer, al menos, cuatro trayectos de 1.6 km cada uno por cada 2.6 km^2 (259 ha) de terreno.
- Conducir las cuentas durante las primeras tres horas de luz diurna.
- Registrar solamente las aves que son espantadas por la presencia del observador (u observadores en grupo compacto). No deben contarse aquellas asustadas por otras personas, por vehículos o por otros animales, incluyendo el ganado.
- Muestrear cada trayecto de igual manera y repetir las cuentas de tres a cinco veces durante el período de muestreo.
- Tratar de obtener alguna estimación del tamaño promedio de parvada, por ejemplo con las cifras de aves contadas en el trayecto, así como en el número de parvadas espantadas a lo largo de caminos o durante observaciones incidentales hechas durante otras actividades de campo. Conociendo un dato promedio del tamaño de parvada, puede utilizarse el número de parvadas, por ejemplo por cada ha, para así estimar de otra forma el número de aves por unidad de superficie de terreno (es decir, la densidad: codornices/ha).

Marca y recaptura

Se considera que el método más preciso para estimar una población de codornices es el de marca y recaptura, el cual implica capturar y marcar a las aves (generalmente con anillos en las patas) y luego intentar recapturarlas en fechas posteriores. Las aves pueden ser atrapadas en otro muestreo o bien mediante la caza. Este método resulta costoso, requiere mucho esfuerzo y puede requerir permisos especiales; por ello se restringe virtualmente a proyectos de investigación. El método supone que la población es "cerrada", es decir, que no tiene inmigración ni emigración, ni nacimientos ni muertes entre capturas. Existe un programa de cómputo llamado MARK, el cual incluye varios algoritmos y opciones para analizar datos de marca y recaptura.

Cuentas indirectas

Cuenta de llamadas

Las cuentas de llamadas son, simplemente, cuentas de las codornices que vocalizan. Hay dos tipos básicos de cuentas de llamadas utilizadas para codornices cotuí norteñas; la de primavera (en apareamiento) y la de otoño (en parvada). Las codornices escamosas no tienen una llamada de parvada en otoño, así que sólo puede aplicárseles la cuenta durante la primavera. Para efectuar estas cuentas de llamadas deben establecerse puestos de escucha permanentes a ciertos intervalos (por ejemplo 1.5 km). Las llamadas pueden oírse a más de 0.5 km, por lo que los puestos de escucha deben estar cuando menos a 1 km uno de otro. Para registrar la información se preparan hojas de datos con círculos concéntricos, como ayuda para ubicar la posición de machos que cantan o de las parvadas. No deben efectuarse las cuentas mientras llueve o cuando el viento sopla a más de 16 km/h. Los puestos de escucha deben ubicarse a más de 1 km de las carreteras, si es posible, para evitar la interferencia del ruido provocado por el tránsito de vehículos.

Cuenta de llamadas en primavera

Las cuentas de llamadas de primavera se conducen en esa época o, en el peor de los casos, al principio del verano. Durante esa temporada, los machos de las codornices cotuí emiten su típico silbido "*coo-co-tuí*" intentado atraer una pareja. La llamada de la codorniz escamosa es "wook" (véase http://teamquail.tamu.

edu/TexasQuailIndex.htm para tener acceso a grabaciones de los llamados de codornices). Las codornices emiten otras llamadas, como se vio antes en este capítulo, tales como las llamadas de reunión, pero sólo se registran las llamadas de machos durante las cuentas de primavera; generalmente se piensa que los machos que llaman en este tiempo representan los machos no apareados en la población, aunque esta suposición aún no se ha verificado. No debe olvidarse que las búsquedas deben efectuarse durante los meses en los que típicamente se observa el máximo de llamadas (mayo y el principio de junio en Texas). La cuenta de llamadas debe iniciarse cerca del amanecer y debe continuarse durante una hora u hora y media. Es necesario manejar hasta cada puesto de escucha, apagar el motor del vehículo y alejarse de éste caminando cerca de 25 m, para evitar interferencia de los ruidos del motor mientras éste se enfría. Se registra el tiempo con un cronómetro y se cuenta el número de distintos machos cuya voz se oye, así como el número total de llamadas. Si se marca la posición de los varios machos en los esquemas circulares concéntricos de las hojas de campo, puede resultar más fácil determinar si un ave que se escucha ya había sido registrada. La experiencia ha mostrado que las cuentas de llamadas en primavera son bastante precisas hasta que el número de machos que vocalizan es mayor que ocho por cada puesto de escucha. Cada puesto debe evaluarse por al menos tres minutos, preferiblemente cinco (manteniendo siempre el mismo tiempo en cada puesto). Una vez terminado un puesto, se va al siguiente hasta terminar el muestreo en todos. Estas búsquedas deben hacerse cuando menos tres veces, por ejemplo, durante la primavera. Este tipo de cuentas proporcionan un índice del "capital" reproductivo representado por los machos.

Cuenta de parvadas en otoño

Las llamadas de parvadas de la codorniz cotuí norteña frecuentemente se han llamado "llamadas de despertador". Las llamadas de parvada, dadas como un "*koi-lí*", típicamente se oyen durante el otoño y el invierno (octubre a marzo, en general) al iniciar la mañana, cerca de 30 minutos antes del amanecer propiamente dicho. Las sesiones de llamada son generalmente breves y duran de 3 segundos a varios minutos. Debe irse a uno de los puestos de escucha cuando menos 45 minutos antes de la hora oficial del amanecer que señale el servicio meteorológico local y escuchar por un total de 20 minutos después de que se oiga la primera llamada de parvada, pues algunas veces el llamado comienza una segunda vez. Usualmente hay un efecto de coro cuando una parvada empieza a llamar y las parvadas vecinas se le unen. Deben utilizarse los mismos puestos de escucha de las llamadas de primavera, pero hay que tener presente que sólo se podrá contar llamadas de parvada en un puesto por cada día; para atender este aspecto con suficiencia, pueden designarse observadores distintos en cada puesto para trabajar en forma simultánea en la misma mañana. Se utilizan las mismas hojas de datos que para las cuentas de llamadas de primavera, para tratar de ubicar espacialmente las parvadas que llaman. Esta búsqueda debe conducirse al menos tres veces durante la temporada.

Algunas recomendaciones generales para el trabajo incluyen:

- Ser consistente tanto en los tiempos en que se efectúan las búsquedas a través de los años como en el método que se utiliza.
- Utilizar de modo complementario distintos métodos, para ayudar a detectar y corregir los sesgos de cada técnica y para comparar los resultados obtenidos con las distintas técnicas.
- Dividir el terreno total en unidades de manejo basadas en límites existentes, ya sean ecológicos o funcionales (por ejemplo potreros o campos de cultivo), especialmente cuando la extensión es mayor que 1,200 ha.
- Establecer una ruta permanente de escucha, utilizando postes de acero en forma de "t" con marcadores permanentes. Si el terreno es grande (por ejemplo >800 ha), los puestos deben estar colocados a intervalos mínimos de 1.5 km (también pueden utilizarse como puestos para registro fotográfico sistemático del terreno).

- Mantener registros detallados de las cuentas de llamadas así como de precipitación pluvial, registros de cosecha de aves (por ejemplo tasas de avistamiento de parvadas y porcentaje de juveniles en las aves cazadas), registros de pastoreo de ganado, de manipulaciones del hábitat y de los cambios atribuibles al manejo. Los resultados de análisis hechos sobre este tipo de bases de datos acumulados a través de los años pueden ayudar a tomar mejores decisiones de manejo de las codornices.

El monitoreo del hábitat

La siguiente información acerca del hábitat se ha tomado esencialmente de la obra con enfoque práctico Habitat Monitoring for Quail on Texas Rangelands (Wright *et al.* 2005). El manejo exitoso de codornices depende principalmente del manejo del hábitat. Monitorear los cambios en el hábitat ayudará a tener un mejor conocimiento de los recursos vegetales de un terreno determinado; a su vez, la efectividad de las prácticas de manejo de hábitat podrá ayudar en el desarrollo de mejores estrategias de manejo adaptable. Antes de iniciar un programa de monitoreo del hábitat es importante determinar qué, dónde y cuándo se necesita evaluar. Los siguientes componentes clave deben monitorearse para colectar información adecuada para el manejo de codornices: 1) el cambio de la vegetación a través del tiempo, 2) la precipitación pluvial, 3) los sitios con potencial para anidación, 4) la cobertura que provee la vegetación, 5) la diversidad de hierbas y pastos, y 6) alturas de los macollos de pasto. El monitoreo debe efectuarse en cada tipo de hábitat que se halle en el terreno en el cual se desea manejar codornices. Finalmente, los programas de monitoreo deben realizarse durante la época del año apropiada; sin embargo, es importante que los datos se colecten de cada sitio de monitoreo cuando menos una vez al año. Algunas técnicas que se describen más abajo requieren más inversión de tiempo que otras. Como mínimo deberían efectuarse las primeras tres actividades para obtener información básica, pero valiosa para propósitos de manejo de codornices.

Fotografías en puntos fijos

Para monitorear el hábitat de modo grueso, si el tiempo lo permite, pueden tomarse fotografías durante el año al final de cada estación. Si no es posible, tómense fotografías al menos al final de la estación de crecimiento vegetal. Deberían tomarse dos imágenes en cada sitio de monitoreo, una al nivel de paisaje y otra al nivel del suelo. No es necesario tomar la fotografía el mismo día de cada año, pero al menos deberían tomarse las imágenes durante la misma semana de cada año. Además, debiera intentarse tomar las fotografías a la misma hora del día, para evitar problemas asociados con cambios de sombras.

Cada punto de fotografía al nivel de paisaje debería marcarse con un poste de acero en forma de "t". De cara al norte, el fotógrafo puede recargarse en el poste y marcar una distancia de 4.6 m; allí se clava un trozo de varilla como marca permanente para colocar una pequeña pizarra blanca para marcador borrable. Enseguida se coloca la pizarra contra la varilla, de modo que el texto pueda verse claramente en la fotografía. Se registran en la pizarra el nombre del terreno, el número de estación de fotografía y la fecha. Habrá que asegurarse que la imagen resulte clara (las actuales cámaras digitales facilitan este procedimiento).

El ganado puede sentirse atraído a los postes para frotarse en ellos, alterando la vegetación. Por ello, los puntos a fotografiar al nivel del suelo deben colocarse al menos a tres metros del poste correspondiente, para asegurar que la composición y la cobertura del suelo sean representativos del área muestreada. Inclusive puede tirarse un aro hecho de plástico PVC en el punto de fotografía y clavar en el suelo cuatro trozos de varilla (de unos 35 cm de longitud) que permitan, en futuras ocasiones, recolocar el aro en la misma ubicación.

Si se hace lo antes descrito, el fotógrafo debiera colocarse en el lado norte del aro, para evitar proyectar sombras en el área de muestra. Hecho esto, habrá que acercarse al aro fotografiándolo desde arriba y sobre su centro, asegurándose de que la pizarra y sus datos

de registro sean claramente visibles, pero que queden fuera del aro.

Debe documentarse ampliamente y describirse cada punto de fotografía en una Hoja de Datos de Puntos de Fotografía, de modo que otra persona pueda encontrar los sitios si el operador designado no estuviera disponible para hacer las fotografías del siguiente año. Las unidades portátiles GPS son útiles para ubicar los puntos de fotografía y facilitan su registro en mapas topográficos o en ortofotografías aéreas.

Las fotografías deben almacenarse de preferencia en bases de datos digitales o, si se imprimen, en hojas de plástico transparente (sobre todo para su comparación en el campo o donde no haya facilidades para uso de computadora portátil). Si se imprimen, las fotografías al nivel del terreno deben colocarse en una carpeta transparente y las del paisaje en otra, de manera que cuatro años de fotografías puedan ser visibles en cada carpeta. Las hojas transparentes con las imágenes deben colocarse en una carpeta de argollas resistente, siempre cerca de las hojas de datos. Si se desea, pueden almacenarse las fotografías tanto en forma digital como impresa, para mantener un respaldo de seguridad.

Muchas tierras, sobre todo ranchos, también tienen fotografías históricas o de reuniones familiares que muestran vistas al nivel del paisaje. Pueden colocarse copias de este tipo de fotografías en la misma carpeta, pues podrían servir para documentar cambios en las condiciones de la vegetación, por ejemplo intrusiones del matorral en pastizales; esas imágenes pueden acompañarse de breves descripciones narrativas.

Otras sugerencias respecto al seguimiento fotográfico de unidades del paisaje pueden verse en Sánchez (2003).

Precipitación pluvial

La precipitación pluvial debe registrarse enseguida de cada evento de lluvia y puede ayudar a explicar algunas diferencias anuales observadas en las fotografías. Si no se recoge esta información localmente, los manejadores del predio o los dueños tendrán que recurrir a la estación meteorológica más cercana, la cual frecuentemente se halla demasiado lejos como para reflejar de manera precisa la precipitación acontecida en el área manejada. Idealmente debería colocarse una estación pluviométrica en cada unidad de vegetación del área de interés y, para evitar errores de lectura, debería verterse en cada una de ellas un poco de aceite mineral que evite la evaporación en lo que se logra llegar para toma la lectura. Donde sea posible hacerlo, se recomienda colocar los pluviómetros junto a las estaciones de monitoreo del hábitat. Las cantidades de precipitación deben registrarse en una Hoja de Datos de Precipitación, usando una hoja para cada estación pluviométrica. Estas estaciones deben monitorearse con regularidad durante todo el año (los intervalos deben establecerse de acuerdo con el máximo de posibilidades prácticas, según el número de estaciones, el presupuesto y el personal disponible).

Búsqueda de macollos de zacate aptos para nidos

Estas búsquedas deben hacerse al final de la estación de crecimiento de la vegetación y, luego, de nuevo al inicio de la primavera, particularmente si unidades de vegetación tales como potreros han sido pastoreados durante el invierno. Si no es así, entonces una evaluación al principio de la primavera podría ser suficiente. Las codornices anidan en el suelo normalmente, principalmente en los macollos de zacate. Las evaluaciones de macollos aptos para la anidación pueden proveer una estimación de la disponibilidad de sitios adecuados para esta actividad de las aves.

El método del hábitat clave es el enfoque más efectivo para obtener una estimación general del hábitat de anidación en un terreno determinado. En este método deben establecerse trayectos de muestreo (áreas rectangulares, de longitud y anchura definidas) en todos los hábitat clave, según la especie con la que se esté trabajando. Una vez que se han seleccionado los tipos de hábitat clave, habrá que identificar las áreas más representativas de cada uno de ellos y establecer un trayecto en cada una. Puede procederse como se explica a continuación, para asegurar que la colocación

de estos lotes alargados represente a cada hábitat clave de manera más precisa.

1 Establecer trayectos permanentes, en áreas de macollos aptos para la anidación, utilizando tres postes en "t" de 1.8 m (dos para ubicar la línea y el tercero para indicar el centro de ésta). Una vez ubicado cada lote –trayecto– este no debe cambiarse de sitio.
2 Con base en experiencias previas, la meta es evaluar un área de 0.04 ha en cada trayecto de macollos. Para mayor practicidad el ancho del trayecto se determinará en función de la extensión máxima de brazos abiertos de una persona y en consecuencia, la longitud –para cubrir 0.04 ha– se calcula proporcionalmente a ello, considerando que la apertura de brazos es aproximadamente igual a la estatura de una persona. Puede utilizarse la siguiente tabla para determinar la longitud de un trayecto.
   a) Debe clavarse un poste en "t" al inicio del trayecto y caminar la mitad del trayecto; allí puede clavarse un segundo poste y continuar hasta el final, donde se clava un tercer poste. El poste de en medio ayudará a mantener el rumbo en caso de que no pueda verse el poste final al hacer el muestreo.
   b) El objetivo de la evaluación es contar el número de sitios de macollos con potencial para la anidación cuyas raíces caigan dentro de la anchura determinada por los brazos extendidos del observador. Un macollo cuya altura y área sean, en general, del diámetro de un balón de básquetbol, es el tamaño que se considera mínimo para tener potencial de uso como entorno de anidación. Nopaleras con un área de al menos el tamaño de un aro de hula-hula convencional también cuentan como sitios potenciales de anidación. Al evaluar el trayecto, debe mantenerse la vista en el poste central para no perder el rumbo.
3 Debe registrarse el número de sitios de anidación contados dentro del transecto en una Hoja de Datos de Sitios de Anidación. El número de nidos potenciales debe multiplicarse por 10 para así disponer de una estimación del número de sitios por un acre (0.4 ha), como se ha estimado en estudios en los Estados Unidos. La conversión a densidad expresada por hectárea es sencilla: por ejemplo, si se hallan 8 sitios aptos para anidación en un trayecto, la densidad estimada es 80 sitios por acre; así, 80/0.4=200 sitios aptos por hectárea.

Evaluaciones de cobertura

Es vital para la sobrevivencia de las codornices la existencia de cantidades adecuadas de matorral, pastizal y suelo desnudo. Demasiado poco matorral deja a las aves expuestas a la intemperie y a los depredadores. Demasiado matorral reduce la capacidad de las codornices para evadir a los depredadores al vuelo y reduce la disponibilidad de las plantas herbáceas y pastos de los cuales dependen para su alimentación y anidación. El suelo desnudo es importante en áreas de forrajeo donde las codornices levantan semillas de pasto de cáscara dura, así como bayas y otros frutos.

Una evaluación de este tipo puede ayudar a determinar la cantidad de cobertura de plantas leñosas y de pastos en un área y conducir a decisiones mejor informadas respecto a remover, o no, algo de esa cobertura. Deben identificarse áreas representativas dentro de hábitat clave y colocar en ellas trayectos para la evaluación de cobertura. Es importante ponderar la colocación de esos lotes de muestreo para evitar introducir sesgos en los datos; entre otras cosas, no deben seleccionarse sitios libres de matorral ni libres de acúmulos de plantas arbustivas espinosas. Para reducir el tiempo de preparación, puede conducirse la evaluación a lo largo de los mismos trayectos utilizados para la evaluación de sitios con potencial de anidación. Las evaluaciones de cobertura deben efectuarse al final de la estación de crecimiento de la vegetación local.

Una evaluación de cobertura incluye pasos como los siguientes:

1 Establecer trayectos de forma permanente (los cuales pueden ser los mismos que se utilicen para evaluar sitios con potencial para anidación). Esos lotes de muestreo no deben cambiarse a otros sitios una vez que se hayan establecido.

Tabla 1. Guía para establecer trayectos de evaluación de macollos de zacate aptos para anidación de codornices

Estatura del observador (m)	Longitud del trayecto (m)
1.62	249
1.65	245
1.67	241
1.70	238
1.72	234
1.75	231
1.77	228
1.80	224
1.83	221
1.86	218
1.88	215
1.91	212
1.93	209

2 Registrar las cantidades de matorral, pastizal y terreno desnudo que se encuentra a lo largo del trayecto. Las rocas y basuras que se encuentren deben registrarse como terreno desnudo, en tanto que cualquier nopalera, por ejemplo, debe registrarse como arbusto.

3 Recordar que, para cubrir un área de 0.04 ha (como se sugirió más arriba), la longitud del trayecto variará de acuerdo con la estatura del observador Empezando en el primer poste "t" se da un paso largo (aproximadamente 0.9 m) con el pie izquierdo y luego con el otro. Cada vez que el pie derecho toque el piso se registra la presencia de cobertura en ese punto con un signo "**+**" ya sea matorral, pastizal o suelo desnudo, consignando la información en una Hoja de Datos de Evaluación de Cobertura. Si el dedo grueso del pie derecho toca una especie leñosa o queda bajo la copa de cualquier especie leñosa, sin importar su altura, se registra como matorral. Como se recomendó antes, debe mantenerse la vista en el poste "t" de la mitad del trayecto, para conservar el rumbo. Como se ve, la información que se registra es de presencia o ausencia.

4 Debe hacerse una hoja de datos por cada trayecto representativo de una superficie de 0.04 ha (ver explicación más arriba). En ella se establecen columnas, correspondientes a cada categoría de cobertura (por ejemplo, matorral, pastizal, suelo desnudo). En cada columna se anotan las "**+**" registradas. Se suma al final de cada columna el total de veces registradas. Luego, los totales se suman para hacer un gran total, que representa el 100% de las observaciones. Para estimar el porcentaje de cada cobertura en el trayecto, simplemente se divide el total de la columna entre el gran total y se multiplica por 100.

Otras técnicas adicionales de monitoreo del hábitat incluyen evaluaciones de diversidad de hierbas y pastos, y de altura de las propias matas de pasto; pero ambas son más demandantes de tiempo. Las evaluaciones de diversidad de pastos y hierbas deben realizarse dentro del área delineada por el aro de PVC utilizado para las fotografías al nivel del suelo. Cuando se efectúan las evaluaciones por fotografía de puntos de muestra, puede aprovecharse para contar y registrar el número y los tipos de hierbas y de distintos pastos productores de semillas duras dentro de cada aro. Las evaluaciones de altura de las matas de pasto deben hacerse en los mismos trayectos que las revisiones de cobertura, por ello se recomienda tomar la altura de cualquier pasto que toque la punta del pie derecho (véase la explicación en una sección anterior de este capítulo) o que se halle entre el pie y la línea del trayecto. La altura debe medirse tal cual se halla la planta, sin estirar las hojas.

Interpretación de los resultados del monitoreo del hábitat

Puntos fotografiados: Se utiliza la evidencia provista por las imágenes tomadas al nivel de paisaje, respecto a cambios en la cobertura o densidad de arbustos para tomar decisiones acerca de este tipo de vegetación respecto a las necesidades de las aves. La evidencia que aportan las fotografías al nivel del suelo, sobre

cambios en la cobertura de pastos y la proporción de suelo desnudo, permite evaluar el grado de éxito atribuible a prácticas como el discado o el pastoreo.

Precipitación: El registro pluviométrico se utiliza para diferenciar entre cambios en el componente herbáceo producidos por fenómenos pluviales y aquellos ocasionados por el manejo. La precipitación puede explicar hasta el 50% de la variación anual en los números de codornices. Por otro lado, si hay indicios de sequía moderada, el pastoreo debe reducirse; en caso de sequía extrema y prolongada, la recomendación es detener el pastoreo.

Evaluación de sitios con potencial para anidación: : Un terreno debería manejarse para lograr un mínimo de 750 macollos con aptitud por hectárea. Pastizales que tienen hábitat de anidación inadecuado pueden requerir reposo o reducción de su uso por el ganado y por especies exóticas de herbívoros cinegéticos. Cuando se plantan pastos para incrementar el hábitat de anidación, deben evitarse pastos que formen alfombras, por ejemplo el pasto de Bermudas. Los pastos amacollados proveen el tipo de cobertura que las codornices suelen necesitar para la anidación.

Evaluaciones de cobertura: Una cobertura arbustiva de entre el 5 y el 30% es ideal, en general, para las codornices. Estas aves necesitan entre 25 y 75% de terreno desnudo para efectos de forrajeo. El discado de la tierra o el pastoreo bajo prescripción pueden ser necesarios en algunas áreas donde la cobertura de pastos exceda el 50%; asimismo, los pastos que forman alfombra deben ser eliminados. Durante el verano y al principio del otoño, la sobrevivencia de pollos de codorniz se beneficiará de la abundancia de hierbas grandes de un solo tallo, que formen techo.

Diversidad de hierbas y pastos: En términos generales, una alta diversidad de opciones alimenticias es lo mejor para las codornices. La diversidad de especies vegetales es deseable, incluyendo tanto especies anuales como perennes.

Altura de las matas de pasto: Debería mantenerse una altura mínima de 0.2 m en las matas de pasto, para asegurar un sustrato adecuado para la anidación. Una altura de entre 0.3 y 0.35 m parece ser óptima para proveer buenos sitios de anidación.

Manejo de la caza de codornices (Bases para establecer un nivel de cosecha sustentable)

Intentando estandarizar métodos (a fin de hacer comparable la información recabada en México con la del sur de los estados unidos, para mayor sinergia de los programas de manejo), la siguiente información acerca del manejo de codornices ha sido derivada y adaptada esencialmente de "Managing Quail Hunting on Your Place", un artículo por Mike Sams, Upland Game Biologist. Puede encontrarse información adicional en línea en el sitio de Quail Unlimited Web, en la siguiente URL: www.qu.org. El alto potencial reproductivo de las codornices provee, en alguna medida, una salvaguarda contra su cosecha excesiva. De acuerdo con la información disponible, en general la cosecha de codornices no logra exceder los niveles que se consideran nocivos para una población. Sin embargo, aquellas áreas propensas a altos niveles de presión de caza deberían considerar regular la cosecha para asegurar que las poblaciones locales no se pongan en riesgo. Evidentemente, poblaciones de subespecies o especies de codornices que se hallan en algún riesgo o que estén en proceso de recuperación, no deberían estar sujetas a uso humano.

Cuotas de cosecha

El establecimiento de cuotas (tasas) de cosecha requiere mucho más esfuerzo debido a que se necesita producir estimaciones de densidad de codornices antes de la temporada de caza, como se mencionó al enumerar los métodos de cuenta utilizados para estas aves. Aunque se han utilizado otras técnicas relativamente simples para determinar la densidad, la mayoría son inconsistentes en cuanto a sus resulta-

dos. Las cuentas en trayectos se aprecian como una de las mejores maneras de hacer medidas de densidad, pero requieren un esfuerzo muy considerable. Como se explicó en una parte anterior, las cuentas en trayectos implican:

1 Establecer trayectos que atraviesen representativamente el área de interés.
2 Medir la longitud de los trayectos.
3 Recorrer los trayectos ya se a pie, en caballo o manejando (como una guía general, derivada de la experiencia empírica, puede sugerirse un mínimo de 20 km de trayectos por cada 260 ha). Los trayectos se recorren caminando, a caballo o manejando a baja velocidad; la distancia no tiene que ser continua y así, por ejemplo, podrían recorrerse cuatro trayectos de 5 km para lograr el total mínimo de 20.
4 Una vez descubierto un grupo de codornices, éstas deben contarse y debe tomarse la distancia a la cual se hallaba el grupo originalmente, respecto al trayecto.

En los próximos párrafos presentamos una versión simplificada del método de estimación de densidad que, esperamos, puede ser utilizada sin mayor problema por los responsables de campo de un programa de manejo de codornices.

Ejemplo: los siguientes datos muestran información hipotética, recogida en un recorrido de 16 km de transectos en un rancho cinegético, recorrido hecho de forma que represente las 809 ha que se estimaron con hábitat adecuado (nótese que no debe extrapolarse el resultado del análisis de los datos a todo el predio, pues seguramente no toda su área tendrá hábitat adecuado para las codornices). Obsérvese, además, que el levantamiento de datos debe hacerse justo antes del inicio de la temporada de caza, para tratar de asegurar la estimación más precisa posible de densidad en pretemporada.

Tabla 2. Datos recabados en el campo, con los métodos explicados más arriba

Parvada	Aves por parvada	Distancia perpendicular de la parvada al trayecto (m)
1	19	27.50
2	6	0.90
3	12	11.38
	Total: 37	Total: 39.78 (redondeado: 40 m)

Cálculos de población simplificados, utilizando los datos del ejemplo

1. Distancia promedio de avistamiento de las parvadas: 40 m/3 = **13.33 m**
2. Anchura estimada del trayecto que se ha muestreado: el doble de la distancia promedio de avistamiento en metros; en este ejemplo: (40/3) X 2 = 26.66 m (redondeado: **27 m**)
3. Área de muestreo estimada: (Longitud del trayecto -16 km- en metros) X (anchura del trayecto), es decir; (16,000 metros) X (27 metros) = 432,000 metros cuadrados. De allí resulta: 432,000 m / 10,000 metros cuadrados por hectárea = **43.2 hectáreas**.
4. Densidad de codornices. Esto puede verse de dos maneras: área requerida por cada codorniz o, alternativamente, número de codornices por unidad de superficie. Si el enfoque está puesto en el ambiente, puede ser más útil el primer dato, o si el centro de la cuestión son las aves, el segundo; en cualquier caso:

   a) uso de hectáreas por codorniz = área muestreada/número total de aves registradas = 43.2 hectáreas/37 aves = se están usando **1.167 hectáreas por cada codorniz**.
   b) densidad de codornices por hectárea = número total de aves registradas/área muestreada = 37 aves/43.2 ha = **0.856 codornices por hectárea**.

5. Población local minima estimada. Nos referimos aquí a población mínima estimada, porque seguramente algunas parvadas no habrán sido registradas, aunque estén presentes. Suponiendo, como dijimos más arriba, que las codornices sí pueden formar poblaciones viables a escala de un predio (véase el capítulo sobre escalas en esta misma obra, por Ó. Sánchez), es razonable estimar la población local, lo que puede hacerse así:

   Tamaño de población estimado = hectáreas con hábitat similar al muestreado/uso de área por ave; por lo que 809 hectáreas/1.167 hectáreas/codorniz = **693.2 codornices**.

   Otro modo de relacionar la densidad con la población estimada es: área con hábitat similar al muestreado X densidad de aves = 809 ha X 0.86 codornices/ha = **692.5 codornices**.

   Redondeado, el resultado es **693 aves**. Como se ve, la pequeña diferencia es sólo aritmética y se debe a las fracciones de los números, pero la estimación del tamaño de la población local resulta equivalente. Evidentemente, es mejor si se efectúan varios trayectos para hacer más representativo el muestreo. En tal caso se recomienda obtener el promedio de densidad y el promedio de aves más la desviación estándar, para poder decidir el manejo, conociendo un escenario con población baja, uno con población promedio y otro con alta.

Luego de determinar el número estimado de codornices en un predio como el del ejemplo, el siguiente paso es determinar el número de aves a cosechar. Como una *guía práctica*, puede mencionarse que la cosecha de codornices del 25 al 45% de la población de otoño (pretemporada) puede ser aceptable en años buenos o muy buenos. De modo similar al establecimiento de un intervalo de presión de caza, la decisión de utilizar el 25% como valor mínimo y el 45% como valor alto, o cualesquiera valores intermedios, depende de la abundancia de codornices estimada. Si el predio mantiene típicamente 10 parvadas y este año se pudieron detectar sólo siete, se recomienda actuar con prudencia respecto a la cosecha. En ese mismo caso hipotético con el dato típico conocido, si se cuentan 10 o más parvadas quizá el 45% de cosecha sea aceptable. Cuando las poblaciones de codornices son vulnerables debido a fragmentación del hábitat o a bajas extremas de individuos previamente, la cosecha –esto es, si es imposible evitarla– no debería exceder del 10% de la población estimada en pretemporada, para facilitar su recuperación.

En un ejemplo como el que se describe abajo, suponiendo que la población se halla en muy buenas condiciones, si en el cálculo se utiliza el 45%, 312 aves podrían ser removidas de la población sin daño:

Cosecha disponible = tamaño estimado de la población X proporción de la población elegida para cosecha (45%). Esto significa (693 codornices) X (0.45) = **312 codornices disponibles para cosecha**.

Pero aunque las poblaciones de varias codornices son muy resilientes y se recuperan con rapidez bajo buenas condiciones de hábitat, no siempre conviene ser tan optimista. Así, aún con datos de buena población estimada podría actuarse con mayor prudencia y programar la extracción de sólo el 30% de la población:

Cosecha disponible = tamaño estimado de la población X proporción de la población elegida para cosecha (30%). Es decir, 693 X 0.30 = **208 codornices disponibles para una cosecha sustentable**. Evidentemente este es un ejemplo sólo con propósito ilustrativo. En casos reales debe considerarse un promedio y desviación estándar de los resultados de los muestreos en trayectos.

Horas de tiro

Estudios recientes sobre ecología de poblaciones de codornices han determinado que, en general, un nivel de presión de caza de entre 16 a 28 horas de tiro/40 ha de buen hábitat para codornices es aceptable para distintas densidades de aves (recuérdese que densidad = número promedio de codornices por hectárea en un terreno determinado). Una hora de tiro significa un cazador actuando durante una hora (dos cazadores por

cuatro horas = ocho horas de tiro). Estas directrices son fácilmente aplicables a cualquier terreno, sólo cuidando de tomar en consideración *solamente* la superficie que tiene efectivamente buen hábitat para las codornices, por ejemplo:

- 1,000 hectáreas como superficie total de un terreno.
- De ese total, 809 hectáreas de buen pastizal desértico = 809 hectáreas de hábitat para codornices.
- 809 hectáreas de hábitat para codornices / 40 ha (tamaño de cada unidad de tiro) = 20 unidades.
- Presión recomendable: 16 horas de tiro X 20 unidades de tiro = 320 horas de tiro en total para el predio
- Presión máxima: 28 horas de tiro X 20 unidades de tiro = 560 horas de tiro en total para el predio

Así, para el ejemplo anterior, una presión de caza aceptable podría estar entre 320 y 560 horas de tiro. Asignar un límite específico dependerá de las observaciones de que se disponga sobre la abundancia de las codornices y sobre sus variaciones. Si se estima que hay "pocas" codornices un año, comparado con anteriores, puede limitarse la presión al mínimo, mientras que si se considera que hay "muchas" con base en los datos de campo, podría ser aceptable acercarse al máximo, pero sin descuidar el monitoreo riguroso, en los años siguientes, para continuar evaluando las tendencias.

Siendo un ejercicio simple, el colocar límites a la presión de caza no toma en consideración los estilos y la efectividad de diferentes cazadores. La estimación que se ejemplificó arriba no se recomendaría para cazadores que usen vehículos motorizados o caballos, o que actúen en áreas donde se hayan instalado alimentadores para codornices, lo cual tiende a concentrar tanto a las aves como a la presión de caza. Para esos estilos de cacería en áreas de concentración (según las leyes permitan o no esas actividades), sería más apropiado establecer una cuota que fije un número de aves cosechadas por año.

Para un manejo de caza realmente bueno, los cazadores tendrán que deducir de su cuota aquellas aves que fueron abatidas pero no recuperadas o que quedan heridas, dado que esos individuos se pierden de la población de todos modos. Esto implica un proceso continuo de educación con los cazadores, para que todos los actores de la caza tengan una intervención responsable y coordinada, que permita el mantenimiento de su propio recurso cinegético.

La estimación del tamaño de población puede ser un proceso tedioso. Sin embargo, si la propiedad permite una presión de caza de moderada a alta, tal vez sea mejor optar por invertir tiempo, dinero y esfuerzo para estimar el tamaño de la población local de codornices. Con una estimación terminada, se está en posibilidad no sólo de ajustar finamente las metas de cosecha sino que se dispone de una gran herramienta para monitorear y evaluar cualesquiera proyectos de mejoramiento del hábitat, emprendidos para impulsar la población local de estas aves.

Unidades de manejo para la conservación de vida silvestre (UMA)

A diferencia de otras especies, sean migratorias o cuyos fenómenos de población ocurren a escalas geográficas mayores que un terreno determinado, las codornices pueden ser manejadas con eficacia al nivel de predios relativamente grandes como los de numerosas UMA. Para estos efectos, óptimamente una UMA adecuada para el manejo de codornices debería contener más que 1,000 ha para poder sostener poblaciones saludables de codornices por lapsos largos. Si un terreno es menor que eso, los propietarios de terrenos adyacentes pueden establecer un convenio de manejo colectivo del hábitat, a fin de incrementar y mantener poblaciones de codornices en plazos prolongados.

Un buen plan de manejo para codornices en una UMA debería describir, al menos:

1) Cómo se conservarán y manejarán los tipos de hábitat nativos;

2) Cómo se incrementará y monitoreará el hábitat de las aves;
3) Cómo se monitoreará a las codornices, y
4) Cómo se establecerán los niveles de cosecha.

Para efecto de instalar estrategias de manejo adaptable es necesario tener una idea razonablemente fundamentada respecto a cómo se cambiarían las técnicas de manejo del hábitat y de uso del suelo (entre otros, el pastoreo) en función de los resultados que arroje el monitoreo del hábitat y de las aves. Un plan de manejo de este tipo debe tomar en consideración los requerimientos particulares de las distintas especies de codornices presentes en la UMA, especialmente respecto a la cobertura de varios tipos (como ejemplos, para anidación, percha, reposo y escape), así como a la presencia y disponibilidad de agua y alimento,

El éxito de caza también debería ser objeto de monitoreo, de modo que la información que se obtenga pueda incorporarse exitosamente a un esquema de manejo adaptable. El principio de precaución debe aplicarse en todo programa de conservación y manejo de codornices, a fin de proteger las poblaciones locales, base de intereses humanos ya sean de cacería o de conservación de las aves sin perspectiva de uso.

Literatura citada

Alderfer, J. 2006. *National Geographic Complete Birds of North America*. National Geographic Society. 664.

Anderson, W. L. 1978. Vocalization of Scaled Quail. *Condor,* 80: 49–63.

Andrews, R. y R. Righter. 1992. *Colorado birds*. Denver Mus. Nat. Hist., Denver, CO.

Ault, S. C. y F. A. Stormer. 1977. Seasonal food selection by scaled quail in northwest Texas. *Journal of Wildlife Management*, 47(1):222-228.

Bailey, F. M. 1928. *Birds of New Mexico*. New Mexico Dept. Fish & Game, Albuquerque.

Bendire, C. E. 1892. *Life histories of North American birds*. U.S. Natl. Mus. Spec. Bull. 1:446.

Bishop, R. A. 1964. The Mearns Quail (*Cyrtonyx montezumae mearnsi)* in southern Arizona. M.S. thesis, Univ. of Arizona, Tucson.

Bishop, R. A. y C. R. Hungerford. 1965. Seasonal food selection of Arizona Mearns Quail. *Journal of Wildlife Management*, 29: 812–819.

Brennan, L. A. 1993. Strategic plan for quail management and research in the United States: introduction and background. *Proceedings, National Symposium on Quail* (III): 170–171.

Brennan. L.A. 1999. Northern Bobwhite. *The Birds of North America*. No. 397. 1-28.

Brown, D.E. 1979. Factors influencing reproductive success and population densities in Montezuma Quail. *Journal of Wildlife Management,* 43;522-526.

Brown, D. E. 1982. *Biotic communities of the American Southwest—United States and Mexico*. Desert Plants 4: 1–342. Revised and reprinted in 1994 as *Biotic communities of southwestern United States and northwestern Mexico* by Univ. Utah Press, Salt Lake City.

Brown, D. E. 1989. *Arizona game birds*. Univ. Arizona Press, Tucson.

Brown, D. E. y R. J. Gutiérrez. 1980. Sex ratios, sexual selection, and sexual dimorphism in quails. *Journal of Wildlife Management*, 44: 198–202.

Brown, D. E., J.C. Hagelin, M.Taylor, y J.Galloway. 1998. Gambel's Quail (*Callipepla gambelii*), *The Birds of North America*. No.321:1-24.

Brown, E. M. 1976. *Studies on hatching in quail*. Ph.D. diss., Univ. of California, Irvine.

Brown, R. L. 1976. *Mearns Quail census techniques*. Arizona Game and Fish Dep., Phoenix. Federal Aid in Wildl. Restoration W-78-R-WP1-J1.

Brown, R. L. 1978. *An ecological study of Mearns' Quail*. Arizona Game and Fish Dep., Phoenix. Federal Aid in Wildl. Restoration W-78-R-22.

Brown, R. L. 1982. Effects of livestock grazing on Mearns Quail in southwestern Arizona. *Journal of Range Management* 35:727-732.

Burger, L. W., M. R. Ryan, T. V. Dailey y E. W. Kurzejeski. 1995. Reproductive strategies, success, and mating systems of northern bobwhites in Missouri. *Journal of Wildlife Management* 59: 417–426.

Calkins, J.D., J.C. Hagelin y D.F. Lott. 1999. California Quail (*Callipepla californica*). *The Birds of North America*, No. 473.

Campbell, H., D. K. Martin, P. E. Ferkovich y B. K. Harris. 1973. Effects of hunting and some other environmental factors on Scaled Quail in New Mexico. *Wildlife Monographs* 34.

Curtis, P. D., B. S. Mueller, P. D. Doerr, C. F. Robinette y T. DeVos. 1993. Potential polygamous breeding behavior in northern bobwhite. *Proceedings, National Symposium on Quail (III)*: 55–63.

Duncan, D. A. 1968. Food of California quail on burned and unburned central California foothill rangeland. *California Fish and Game* 54 (2): 123-127.

Duncan, D. A. y P. W. Shields. 1966. Fall and winter food of California quail in dry years. *California Fish and Game* 52 (4): 275-282.

Dunning, J. G., Jr. 1984. *Body weights of 686 species of North American birds*. Western Bird Banding Association Monographs 1: 1–38.

Edminster, A. C. 1954. *American game birds of field and forest: their habits, ecology and management*. Scribner, New York, SK323: E24.

Ellis, C. R., Jr. y A. W. Stokes. 1966. Vocalizations and behavior in captive Gambel Quail. *Condor*, 68: 72–80.

Emlen Jr., J. T. y B. Glading. 1945. *Increasing valley quail in California. California Agricultural Experimental Station Bulletin* 695.

Errington, P. L. y F. N. Hammerstrom, Jr. 1936. The northern bob-white's winter territory. *Iowa Agricultural Experimental Station Research Bulletin* 201–301–443.

Fuertes, L. A. 1903. With the Mearns Quail in southwestern Texas. *Condor*, 5: 112–116.

Fuller, R. A., J. P. Carroll y P. J. K. McGowan. 2000. *Partridges, quail, francolins, snowcocks, guineafowl, and turkeys. Status survey and conservation action plan 2000-2004*. Gland, Switzerland y Cambridge, UK: IUCN y World Pheasant Association.

Gallizioli, S. 1965. *Quail research in Arizona*. Ariz. Game and Fish Dept. F. A. Proj. W-78-R Special Bulletin.

Gallizioli, S. 1967. Sex and age differential vulnerability to trapping and shooting in Gambel's Quail. *Proceedings, Western Association of State Game and Fish Commissions* 47: 262-71.

Gallizioli, S. y P. M. Webb. 1958. *The influence of hunting upon quail populations*. F. A. Proj.W-78-R. Arizona Game and Fish Department.

Georgia Division of Natural Resources. 2007. Bobwhite Quail. *Small Game Management in Georgia* 1-11.

Glading, B. 1938. A male California Quail hatches a brood. *Condor* 40: 261.

Gorsuch, D. M. 1934. Life history of the Gambel Quail in Arizona. *University of Arizona Bulletin* 2: 1–89.

Greenwalt, L. A. 1955. Mobility of Gambel's Quail (*Lophortyx gambeli gambeli*) in a desert-grassland—oak woodland area in southeastern Arizona. M.S. thesis, Univ. of Arizona, Tucson.

Griffing, J. P. 1972. Population characteristics and behavior of Scaled Quail in southeastern New Mexico. Master's thesis, New Mexico State Univ., Las Cruces.

Gullion, G. W. 1954. Management of Nevada's Gambel Quail resource. *Proceedings, Annual Conference of the Western Association of State Game and Fish Commissions*, 32: 234–239.

Gullion, G. W. 1956. Evidence of double brooding in Gambel's quail. *Condor* 66:32-40.

Gullion, G. W. 1962. Organization and movements of coveys of a Gambel quail population. *Condor* 64: 402–415.

Hatch, D. E. 1975. *The behavior and ecology of the bobwhite* (Colinus virginianus) *and the Scaled Quail* (Callipepla squamata) *in their area of sympatry*. Ph.D. diss., Univ. Nebraska, Lincoln.

Heffelfinger, J. R. y R. J. Olding. 2000. Montezuma quail management in Arizona. *Proceedings of the National Quail Symposium* 4:183-190.

Hoffman, D. M. 1965. Scaled Quail in Colorado, Colorado Game, Fish, & Parks. *Technical Bulletin*, 18, Denver CO.

Holdermann, D. A. 1992. *Montezuma Quail investigations*. New Mexico Game and Fish Department. Santa Fe, Professional Services Contract 80-516-41-83.

Howell, S. N. G. y S. Webb. 1995. *A guide to the birds of Mexico and northern Central America*. Oxford Univ. Press, New York.

Hubbard, J. P. 1978. *Revised checklist of the birds of New Mexico*. New Mexico Ornithological Society Publications, No. 6.

Hungerford, C. R. 1960. The factors affecting the breeding of Gambel's quail *Lophortyx gambelii gambelii* in Arizona. Ph.D. diss., Univ. of Arizona, Tucson.

Hungerford, C. R. 1962. Adaptations shown in selection of food by Gambel's quail. *Condor* 64:213-219.

Hungerford, C. R. 1964. Vitamin A and productivity in Gambel's Quail. *Journal of Wildlife Management* 28:141–147.

Kabat, C. y D. R. Thompson. 1963. *Wisconsin quail, 1834–1962: population dynamics and habitat management*. Wisconsin Conservation Department. Technical Bulletin No. 30.

Kilbride, K. M., J. A. Crawford y B. A. Williams. 1992. Response of female California Quail *(Callipepla californica)* to methyl parathion treatment of their home ranges during the nesting period. *Environmental Toxicology and Chemistry* 11: 1337–1343.

Leopold, A. S. 1977. *The California Quail*. Univ. of California Press, Berkeley.

Leopold, A. S. y R. A. McCabe. 1957. Natural history of the Montezuma Quail in Mexico. *Condor* 59: 3–26.

Levy, S. H., J. J. Levy y R. A. Bishop. 1966. Use of tape recorded female quail calls during the breeding season. *Journal of Wildlife Management* 30:426–428.

Link, W. A., J. R. Sauer y D. K. Niven. 2008. Combining Breeding Bird Survey and Christma Bird Count Data to Evaluate Seasonal Components of Population Change in Northern Bobwhite. *Journal of Wildlife Management* 72(1):44-51.

Macgregor, W. G. y M. Inlay. 1951. Observations on failure of Gambel Quail to breed. *California Fish and Game* 37: 218–219.

McIlvaine, J. 2000. *The Biogeography of California Quail*. San Francisco State University. Department of Geography, pp. 1-14.

McMillan, I. I. 1960. Propagation of quail brush (Saltbush). *California Fish and Game* 46: 507–509.

Natural Resources Conservation Service. 1999. *Northern Bobwhite*. Wildlife Habitat Management Institute – Fish and Wildlife Habitat Management Leaflet. No.9. 1-12.

Neff, J. A. 1941. Arboreal nests of the Gambel Quail in Arizona. *Condor* 43: 117–118.

Oberholser, H. C. y E. B. Kincaid. 1974. *The bird life of Texas.* Vol. 1. University of Texas Press, Austin, TX.

Ockenfels, R. 1998. *Mearn's Quail study, 1996–2000*. Arizona Game and Fish Dept., Res. Branch, Phoenix. Federal Aid in Wildl. Restoration Act W-78-R.

Raitt, R. J. y R. E. Genelly. 1964. Dynamics of a population of California Quail. *Journal of Wildlife Management* 28: 127–141.

Raitt, R. J. y R. D. Ohmart. 1966. Annual cycle of reproduction and molt in Gambel Quail of the Rio Grande Valley, southern New Mexico. *Condor*, 68: 541–561.

Rosene, W. 1969. *The bobwhite quail: its life and management*. Rutgers University Press, New Brunswick, NJ.

Rosene, W. y J. D. Freeman. 1988. *A guide to and culture of flowering plants and their seed important to bobwhite quail*. Morris Communications, Augusta, GA.

Russell, T. P. 1932. *The Scaled Quail of New Mexico*. Master's thesis, Univ. New Mexico, Albuquerque.

Russell, S. M. y G. Monson. 1998. *The birds of Sonora*. Univ. of Arizona Press, Tucson.

Sánchez, O. 2003. Biología de la conservación a escala de ecosistemas: algunas bases para el seguimiento de unidades del paisaje. Pp. 195-236 en: Ó. Sánchez, E. Vega, E. Peters y O. Monroy-Vilchis (eds.). *Conservación de ecosistemas templados de montaña en México*. Semarnat, INE, U.S. Fish & Wildlife Service, IG-UNAM, Ford Foundation, Conanp, CIRB-UAEM, SE-GEM, Conabio, Sierra Madre, Fondo Pro-Cuenca Valle de Bravo. México, D.F., 315 pp.

Savage, A. E. 1974. *Productivity and movement of California Quail in northeast California*. Transactions, Western Sector Wildlife Societies Conference, 84–88.

Schemnitz, S. D. 1961. Ecology of the scaled quail in the Oklahoma Panhandle. *Wildlife Monographs*: No. 8:5-47. Bethesda, MD. The wildlife Society.

Schemnitz. S.D. 1994. Scaled Quail. *The Birds of North America*. No. 106. 1-14.

Senteney, P. E. 1957. Factors affecting the nesting of Gambel Quail in southern Arizona. M.S. thesis, Univ. of Arizona, Tucson.

Sibley, D.A. 2000. *The Sibley Guide to Birds*. National Audubon Society. Chanticleer Press.,New York.

Sowls, L. K. 1960. Results of a banding study of Gambel's Quail in southern Arizona. *Journal of Wildlife Management* 24: 185–190.

Stoddard, H. L. 1931. *The bobwhite quail: its life history and management*. Charles Scribner's Sons, New York.

Stormer, F. A. 1984. Night-roosting habitat of Scaled Quail. *Journal of Wildlife Management,* 48: 191–197.

Stromberg, M. R. 1990. Habitat, movements and roost characteristics of Montezuma Quail in southeastern Arizona. *Condor* 92: 229–236.

Stromberg, M. R. 2000. Montezuma quail (*Cyrtonyx montezumae*). En: A. Poole y F. Gills (eds.). *The Birds of North America*, No. 524. The Birds of North America, Inc., Philadelphia, PA.

Sumner. Jr., E. L. 1935. A life history study of the California Quail, with recommendations for `its conservation and management. *California Fish and Game*, 21: 167–253, 275–342.

Vorhies, C. T. 1929. Do southwestern quail require water? *Arizona Wildlife* 2:17-18.

Wallmo, O. C. 1954. Nesting of Mearns Quail in southeastern Arizona. *Condor* 56: 125–128.

Wallmo, O. C. 1956. *Ecology of Scaled Quail in West Texas*. Texas Game & Fish Comm. Austin.

Wallmo, O. C. y P. B. Uzzell. 1958. Ecological and social problems in quail management in west Texas. *Transactions of the North American Wildlife Conference* 23: 320–327.

Wright, B. D., J. C. Cathey, and R. K. Lyons. 2005. Habitat monitoring for quail on Texas rangelands. Texas A&M University System, Texas Cooperative Extension Publication B-6172, 17 pp.

Fuente de los mapas que ilustran este artículo

1. Callipepla californica. http://www.birdphotos.com/photos/v?q=gallery&g2_view=xebug.ShowTree&g2_code=QuickRangeMap&g2_species=California%20Quail Range data provided by Infonatura/Natureserve.
   Ridgely, R. S., T. F. Allnutt, T. Brooks, D. K. McNicol, D. W. Mehlman, B. E. Young, and J. R. Zook. 2005. Digital Distribution Maps of the Birds of the Western Hemisphere, version 2.1. NatureServe, Arlington, Virginia, USA.
2. Callipepla gambelii. http://www.birdphotos.com/photos/v?q=gallery&g2_view=xebug.ShowTree&g2_code=QuickRangeMap&g2_species=Gambel's%20Quail Range data provided by Infonatura/Natureserve.
   Ridgely, R. S., T. F. Allnutt, T. Brooks, D. K. McNicol, D. W. Mehlman, B. E. Young, and J. R. Zook. 2005. Digital Distribution Maps of the Birds of the Western Hemisphere, version 2.1. NatureServe, Arlington, Virginia, USA.
3. Callipepla squamata. http://www.birdphotos.com/photos/v?q=gallery&g2_view=xebug.ShowTree&g2_code=QuickRangeMap&g2_species=Scaled%20Quail Range data provided by Infonatura/Natureserve.
   Ridgely, R. S., T. F. Allnutt, T. Brooks, D. K. McNicol, D. W. Mehlman, B. E. Young, and J. R. Zook. 2005. Digital Distribution Maps of the Birds of the Western Hemisphere, version 2.1. NatureServe, Arlington, Virginia, USA.
4. Colinus virginianus. http://www.birdphotos.com/photos/v?q=gallery&g2_view=xebug.ShowTree&g2_code=QuickRangeMap&g2_species=Northern%20Bobwhite. Range data provided by Infonatura/Natureserve.
   Ridgely, R. S., T. F. Allnutt, T. Brooks, D. K. McNicol, D. W. Mehlman, B. E. Young, and J. R. Zook. 2005. Digital Distribution Maps of the Birds of the

Western Hemisphere, version 2.1. NatureServe, Arlington, Virginia, USA.
5. Colinus virginianus ridgwayi. http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/layouts/col_vidcgw.gif.
6. Cyrtonyx montezumae. http://www.birdphotos.com/photos/v?q=gallery&g2_view=xebug.ShowTree&g2_code=QuickRangeMap&g2_species=Montezuma%20Quail. Range data provided by Infonatura/Natureserve.
Ridgely, R. S., T. F. Allnutt, T. Brooks, D. K. McNicol, D. W. Mehlman, B. E. Young, and J. R. Zook. 2005. Digital Distribution Maps of the Birds of the Western Hemisphere, version 2.1. NatureServe, Arlington, Virginia, USA.

Conceptos ecológicos, métodos y técnicas para la conservación, manejo y aprovechamiento del cócono o guajolote silvestre

Alfredo Garza Herrera y Elizabeth E. Aragón Piña

Introducción

Pocos estudios se han realizado en México sobre el guajolote silvestre, también conocido como cócono (Leopold, 1948; 1977; Treviño, 1980; Nocedal *et al*., 1989; Garza y Nocedal, 1991; Scott y Müller, 1992; Garza y Servín, 1993; Garza, 1994; 2005; Lafón y Schemnitz, 1996; Lafón, 1997; Márquez *et al*., 2005; 2007; De León, 2007). Lo anterior es sorprendente si se considera la importancia recreativa que tiene la especie, así como la importancia en el ecosistema como dispersor de semillas, estructurador de la vegetación, presa de varios depredadores, ser un recurso que constituye parte de la dieta de sustento en algunas comunidades rurales y que recientemente se ha integrado a la cadena de diversificación productiva de ejidos, comunidades y propiedades privadas por los beneficios económicos que les otorgan los servicios por su uso cinegético (Garza, 1998; 1999; 2000*a*; *b*; 2008; Garza y Aragón, 2003; Garza y Palacios, 2002*a*; *b*; *c*; Garza *et al*., 2000*a*; *b*; 2001*a*; *b*; 2002 *a*; *b*; *c*; 2006; 2007; 2009*a*; *b*; *c*; *d*; *e*).

En contraste, la especie se ha estudiado ampliamente desde hace más de seis décadas en los Estados Unidos de Norteamérica, no sólo gracias al apoyo de las instancias gubernamentales sino también al de asociaciones civiles y clubes cinegéticos. La National Wild Turkey Federation desarrolla y apoya financieramente programas de investigación, conservación y manejo de la especie en ese país (Mosby y Handley, 1943; Wheeler, 1948; Marsden y Martin, 1955; Schorger, 1966; Powell, 1963; Williams *et al.,* 1969; Barwick y Speake, 1973; Davis, 1973; Hillestad, 1973; Holbrook, 1973; Lewis, 1973; Hoffman, 1990; Ross y Wunz, 1990; Kurzejeski y Lewis, 1990; Haroldson, 1996; Roberts y Porter, 1996; Dickson, 2001).

En general, los estudios realizados en México sobre el guajolote no han sido considerados con toda su importancia como elementos básicos para la generación de programas de manejo y conservación del hábitat y de las poblaciones de la especie. Queda claro que el inicio y desarrollo de programas de ese tipo permitirán indudablemente la conservación y el buen uso de esta gallinácea, involucrando a los habitantes locales como beneficiarios directos del programa además de, claro, la propia fauna silvestre (Garza y Aragón, 2003). La mayoría de los estudios sobre esta galliforme han sido financiados por el Conacyt, el Cocyted y los gobiernos estatales y federales (Conafor-Semarnat, Nocedal *et al*., 1989; Garza y Nocedal, 1991; Garza *et al*., 2007; Márquez *et al*., 2005; 2007).

En este trabajo se harán referencias continuas sobre datos de campo provenientes de sitios de Durango, dado que en este Estado se ha recabado la mayor evidencia y experiencia directa relacionada a la especie.

Descripción y biología y del guajolote silvestre (*Meleagris gallopavo*)

Existen diversas monografías y recopilaciones que reúnen la información más importante sobre el guajolote silvestre (Leopold, 1948; Schorger, 1966; Latham, 1976; Williams y Austin, 1988; Williams, 1991; Dickson, 1992; Eaton, 1992). Esta gallinácea habita en América del Norte y cuenta con cinco subespecies formalmente descritas. Los machos tienen un plumaje de color negro muy brillante, acompañado por colores metálicos o iridiscentes cobre, verdoso-dorado y azul-verdoso. Las hembras tienen un color más pardo, con un lustre verdoso y rojizo metálico menos pronunciado (Kennamer, 2005). Pertenece al orden de las Galliformes, siendo parte de la familia Phasianidae y de la subfamilia Meleagrinidae. Es la galliforme más grande que existe en América septentrional y central (Dickson, 1992; Eaton, 1992) y morfológicamente es similar al guajolote doméstico, aunque es más esbelto y aerodinámico.

Se caracteriza por sus hábitos gregarios durante todo el año; usualmente forma parvadas de cuatro a cinco individuos durante la primavera, pero éstas pueden alcanzar hasta cerca de 200 individuos durante el invierno (Garza, 2005). La organización básica de las parvadas es determinada por jerarquías basadas en un sistema social bien establecido. Los machos y hembras tienen categorías separadas, con ciertos niveles dentro y entre las parvadas del mismo sexo. Los guajolotes no son territoriales, pero luchan para establecer una posición jerárquica y pueden compartir o sobreponer los ámbitos hogareños (Kennamer, 2005).

Son polígamos, por lo que la reproducción está determinada en gran medida por el número de hembras que los machos pueden reclutar en su harem (Wright, 1946). El período de cortejo ocurre durante la primavera (coloquialmente se conoce como temporada de "gorgoreo" o de canto); en él, los machos realizan los despliegues propios de la reproducción y son agresivos ante sus congéneres del mismo sexo. Lo anterior cumple dos funciones, definir una posición jerárquica entre los machos y atraer el mayor número de hembras para formar el harem de apareamiento (Garza y Servín, 1993; Garza, 1994; 2005). Las hembras construyen el nido y cuidan las crías (Leopold, 1959), el nido es una simple oquedad en el suelo elaborado por la remoción del material vegetal y la hojarasca, además del efecto por el peso de la hembra sobre dicha superficie; ellas tienen un instinto muy fuerte para permanecer en sus nidos y es difícil que deserten (Donohoe *et al*., 1968). Los machos jóvenes alcanzan la edad reproductiva hasta los dos años y en la temporada reproductiva se mantienen en grupos pequeños, aunque ocasionalmente un macho joven se mantiene cerca de un adulto (Leopold, 1959); las hembras alcanzan la edad reproductiva a los 10 meses (Leopold, 1959; Eaton, 1992).

La nidificación y crianza se presentan en verano y otoño respectivamente. La hembra pone entre 10 y 12 huevos, incubándolos de 26 a 28 días. Los nidos se caracterizan por ubicarse en estratos herbáceos abundantes, sotobosque arbustivo moderadamente denso y un dosel relativamente abierto, con una cobertura vegetal vertical adyacente densa (Cobb y Doerr, 1989). Los pollos son nidífugos, es decir, son precoces y capaces de caminar activamente desde que salen del cascarón, permaneciendo con la madre el primer año (Williams *et al*., 1969; Leopold, 1977; Treviño, 1980). En otoño se inicia la agrupación de las grandes parvadas invernales, las cuales pueden ser mixtas o de un sólo sexo y el gran número de individuos en algunas parvadas obedece al reclutamiento de juveniles a la población, así como a la unión de diferentes hembras con sus polluelos (generalmente más de 10 crías por hembra).

Distribución geográfica y subespecies

El guajolote silvestre es una especie considerada de rara a abundante en su área de distribución (Alsop, 2001).

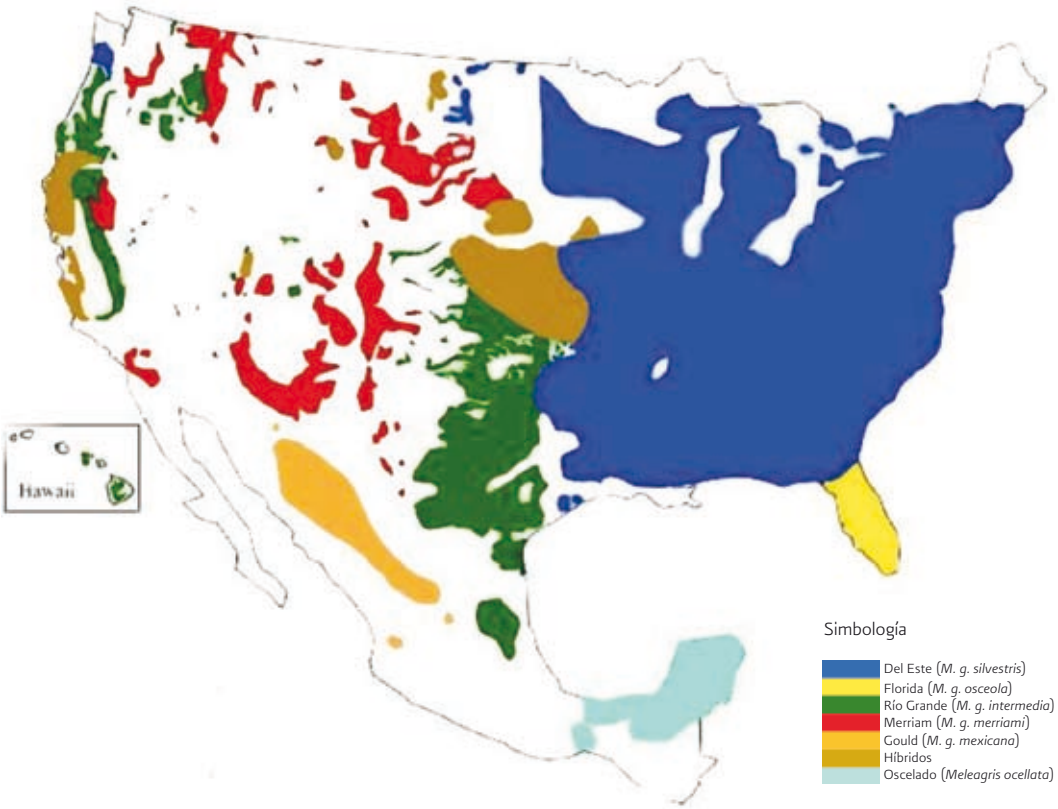
Lo anterior al parecer a causa de sus hábitos gregarios y los movimientos que hacen las parvadas para buscar su alimento y refugio, lo que hace ver áreas con poblaciones altas y en otras ausentes. En México existen dos especies de guajolote: el pavo ocelado (*Meleagris ocellata*) que habita en el trópico (Sureste del País) y el guajolote silvestre o cócono (*Meleagris gallopavo*), nativo de las serranías del Norte del País. De esta última especie, para toda su área de distribución en Norteamérica se han descrito cinco subespecies y áreas de hibridación. En México habitan solo dos subespecies: la de la Sierra Madre Oriental o Guajolote de Río Grande (*Meleagris gallopavo intermedia*) y la de la Sierra Madre Occidental o Guajolote de Gould (*Meleagris gallopavo mexicana*) (Tapley *et al*., 2001).Recientemente se ha encontrado que *M. gallopavo mexicana* es la subespecie más divergente de todas las que existen en Norteamérica, gracias al análisis de fragmentos polimórficos de DNA (Mock *et al*., 2001). Este hallazgo realza la importancia de considerar la estructura genética de la población en los transplantes a otras áreas y el manejo de subespecies mezcladas. Lo anterior a causa de que la pureza de razas y su manejo es importante no sólo biológicamente, sino también desde el punto de vista de caza deportiva (Grand Slam).

Ecología

Poblaciones

En el pasado se han presentado extirpaciones regionales y una declinación poblacional de la especie a ni-

Figura 1. Distribución de especies y subespecies del Guajolote Silvestre (NWTF, 2000, actualizado por los autores)



vel nacional, principalmente por la cacería de subsistencia en los sitios de percha y por la cacería furtiva. Actualmente se ha observado un repunte en el tamaño de población y en la distribución del guajolote silvestre; sin embargo, su propia biología dificulta la estimación de la densidad, debido a que generalmente presenta una distribución heterogénea en el hábitat. Tiene un ámbito hogareño amplio, presentando movimientos en respuesta a la perturbación, al manejo y a la estabilidad del hábitat y tiene una conducta social particular, sólo por citar los aspectos principales (Garza y Servín, 1993; Lafón, 1997; Garza, 2005). Por lo anterior, se considera adecuado utilizar al menos un índice poblacional, lo cual puede ser considerablemente menos caro y laborioso que una estimación estricta de densidad o un censo completo, además de que los índices pueden obtenerse de las observaciones directas que hacen los técnicos y los habitantes locales de predios dentro del área de distribución de la especie (Welsh y Kimmel, 1990; Applegate, 1997).

Un índice es útil para comparar la población de una misma área en distintos tiempos o diferentes poblaciones de la misma área o diferentes áreas en un tiempo dado, aunque la relación exacta entre el índice y el tamaño verdadero de la población frecuentemente no es conocido (Lancia *et al*., 1994). Los índices que funcionalmente han demostrado ser más prácticos, son los de obtención de abundancia relativa mediante el conteo de individuos en sitios de observación cebados previamente de manera temporal (Garza, 2005); asimismo, se ha recurrido a la cuenta de aves y cantos en amplias áreas a través de transectos (Garza y Servín, 1993; Garza, 2005; Canales, Lafón y Valverde, com. pers., 2006).

En la actualidad existe la necesidad de estandarizar un método para la estimación de la población mediante índices, además de monitorear y manejar a la especie considerando regiones naturales amplias, que sin duda representan unidades más naturales y pueden incluir varios predios o UMA (Unidades de Manejo para la Conservación de Vida Silvestre, SEMARNAP, 1997; SEMARNAT, 2006). Lo anterior se explica considerando que el ámbito hogareño de la especie puede alcanzar hasta 12,000 ha y que se ha demostrado, también, que la especie presenta movimientos amplios (migraciones locales) o de dispersión de hasta 40 a 60 km por año, así como un área núcleo de máxima actividad diaria de 3.8 km^2, al menos en el Estado de Durango (Garza, 2005), por lo que el área mínima considerada como un hábitat continuo para una población viable tendría que ser mayor a 10,000 ha, ya que por lo general el tamaño de los predios considerados como UMA no pueden restringirse solamente al espacio de la propiedad por la propia biología de la especie, por lo que sería bueno el considerar continuidad o corredores entre UMA de la región. Claramente, por razones ecológicas el manejo de la especie debe basarse en unidades regionales por lo que estas deberán tener una extensión mayor a esa superficie.

Al realizar un muestreo con perspectiva más o menos regional (por ejemplo, para un conjunto de predios o UMA) es necesario considerar el hábitat disponible y el ocupado, calificándolo según la cualidad del mismo a lo largo del año, así como los tipos de vegetación, las áreas de percha, de reproducción y de alimentación, entre otros aspectos. Debe considerarse que la distribución de la especie en parte obedece también a las prácticas humanas en algunas áreas, por lo que es importante considerar que puede haber UMA o predios con zonas de interés para la especie, pero que no cuentan con cóconos durante la época de caza, debido a los movimientos naturales de la población a lo largo del año, en búsqueda de sus recursos alimentarios y a las posibles perturbaciones en el tiempo y espacio.

Para el muestreo de poblaciones de la especie se deberá estandarizar el método utilizado, por regiones y por época del año, considerando un intervalo para su desarrollo de febrero a mayo. Para complementar los datos debe considerarse realizar un muestreo post-cosecha, entre octubre y noviembre. Los datos obtenidos mediante la aplicación de los muestreos serán de utilidad para determinar la tasa de aprovechamiento de la temporada de aprovechamiento subsiguiente.

Composición de las parvadas o bandadas

A lo largo del año se pueden observar parvadas mixtas durante todo el año, es decir, parvadas que contienen machos y hembras de todas las edades. En Montana (EUA), las bandadas mixtas son la regla más que la excepción (Jonas, 1964). A finales de otoño, los machos jóvenes pueden ser desplazados de la bandada de crianza, lo cual es generalmente durante la formación de las grandes parvadas invernales (Hillestead y Speake, 1970; Watts, 1972; Lewis, 1973). Sin embargo, esto no siempre sucede, al menos en Durango, ya que se han observado parvadas mixtas durante el invierno, compuestas por hembras adultas e individuos juveniles (Garza, 2005).

En Texas las agregaciones invernales son mixtas, incluyendo machos y hembras de todas las edades, se ha observado que los machos adultos son residentes estables, y que un gran número de hembras y machos juveniles se mueven hacia refugios invernales, incrementándose así la población de manera temporal en ciertas áreas (Watts, 1969). Generalmente los sexos se separan en parvadas invernales, pero aún donde la separación de sexos es común, los machos jóvenes o algunos cuantos adultos pueden observarse en las bandadas de hembras (Lewis, 1973); esto mismo se ha observado en México.

En Durango se han detectado bandadas de hasta 35 guajolotes en los muestreos formales, pero también se han observado grupos de mayor tamaño (120 individuos), pudiéndose encontrar parvadas invernales conformadas por más de 70 individuos, principalmente de hembras con juveniles (Garza y Servín, 1993). En Oklahoma se han observado bandadas invernales de hasta 300 individuos (Logan, 1973) y en Durango, específicamente en el Rancho "La Campana" (El Mezquital) se han visto parvadas de más de cien individuos en una tarde (Garza, 1998), así como también en el Rancho "El Durangueño", en el que se han observado hasta 300 individuos en un sitio de descanso en una tarde (A. Garza, observaciones personales).

Las parvadas detectadas en la primavera no sobrepasan los seis individuos en promedio, siendo más comunes las de cuatro aves. La observación casual de parvadas conformadas por un gran número de aves durante el inicio de la primavera, puede obedecer a que la disgregación de las parvadas invernales aún no se ha completado (Garza, 2005). Lo anterior puede estar determinado por las condiciones ambientales previas al cortejo, ya que en función de su severidad o benevolencia, la temporada de canto y la formación de harem reproductivos se retrasan o adelantan, presentándose una variación en el tamaño de las bandadas (Dickson, 1992). En Texas y Nuevo León se ha observado que al inicio del cortejo las hembras aún permanecen en los agrupamientos invernales (Watts, 1972; Garza, 1994) y en años de sequía aguda, permanecen también en grandes grupos hasta principios de mayo (A. Garza, observaciones personales).

En otoño, los guajolotes se desplazan grandes distancias en busca de alimento y gradualmente se concentran donde el alimento está disponible (Healy, 1992). Lewis (1973) menciona que el otoño es la estación de formación de las grandes parvadas invernales. En invierno, la presencia de parvadas conformadas por un gran número de animales confirma que es la época de concentración en el caso de Durango y que siguen el mismo patrón de agregación conductual que en otras áreas de distribución del cócono; este fenómeno parece ser una respuesta que les permite contrarrestar la época desfavorable, en cuanto a disponibilidad de recursos (alimento y agua) y de las condiciones climáticas, puesto que moviéndose en grandes grupos es más probable la localización de estos recursos y también encontrar protección. Otro hecho que explicaría la formación de grandes bandadas es el agrupamiento de varias hembras adultas con sus pollos, lo cual aumenta la posibilidad de observar grandes grupos cuando las crías alcanzan el tamaño de las hembras. En Oklahoma y Texas se ha observado que estas parvadas alcanzan más de 500 cóconos (Lewis, 1973).

La variabilidad estacional observada en el tamaño de las bandadas en Durango puede estar relacionada

con diversas causas, por ejemplo la alta movilidad de los animales en busca de agua y alimento, la condición reproductiva y hasta el efecto de la cacería furtiva. Por otra parte, durante la temporada de las grandes parvadas invernales se provoca una concentración de las mismas en determinadas áreas, disminuyendo así la frecuencia de los avistamientos (Garza, 2005).

Las bandadas invernales cumplen varias funciones, tales como facilitación de la búsqueda de alimento y posiblemente, como respuesta táctica contra depredadores, las que conducen a un incremento de la sobrevivencia de los miembros de la parvada (Bergerud y Gratson, 1988). Healy (1992) menciona que cuando el alimento es escaso las parvadas se concentran en áreas pequeñas, pero cuando el alimento es abundante, se dispersan por el bosque haciendo que los movimientos de las bandadas sean menos predecibles.

La densidad promedio de la población fluctúa entre 7 y 53 machos por km² durante el cortejo (cifras basadas en estimación por métodos indirectos). Por su parte, la densidad promedio por observaciones directas en sitios establecidos indica que ésta varía entre 3 y 20 individuos por km². Esta última estimación, de acuerdo con la experiencia actual, permite establecer el criterio sobre el tamaño poblacional de la especie a una escala regional, pudiéndose definir los tres niveles de magnitud de población mencionados anteriormente.

Relación de sexos

La proporción de sexos general de la población no es mayor a dos hembras por macho, cuando menos en Durango, lo que implica una gran cantidad de machos en la población, siendo lo más deseable una relación de por lo menos seis hembras por macho dominante. En contraste, si sólo se consideran los harems reproductivos, es decir, aquellas parvadas en las que existe un macho reproductor, la relación de sexos se incrementa a más de tres hembras por macho adulto (Garza, 2005).

Se han observado parvadas reproductivas de hasta diez hembras con tres machos en Durango, pero son más comunes las que contienen de tres a cuatro hembras por macho adulto; los harenes reproductivos alcanzan el máximo tamaño en la primavera. En Oklahoma se ha encontrado que las parvadas reproductivas se componen de cuatro a siete hembras por dos a tres machos (Logan, 1973).

Reclutamiento y sobrevivencia de juveniles

La tasa de sobrevivencia encontrada en Durango puede considerarse como moderadamente alta (de más del 60 %), pero esta puede ser menor y resultar en un menor número de juveniles a causa de la mortandad asociada al invierno (Garza, 2005). En Estados Unidos se ha estimado de un 56 % a un 75 % de mortalidad de juveniles (Campo *et al*., 1984; Metzler y Speake, 1985; Vander-Haegen *et al*., 1988; Williams y Austin, 1988).

La alta pérdida o mortalidad de huevos y nidadas por depredación, así como de crías en las etapas tempranas de desarrollo, determinan una baja tasa de reclutamiento de juveniles en Durango; sin embargo, se requiere de un monitoreo exhaustivo con el fin de determinar con precisión estos parámetros (Garza, 2005), en esa región y otras de México. Desafortunadamente, estimar las tasas de reproducción, de mortalidad y determinar el tamaño de la población, la proporción de sexos y la estructura por edades de cualquier población de guajolote silvestre es, en la práctica, muy difícil (Vangilder, 1992).

Es importante el realizar estudios profundos sobre las hembras y su productividad (nidificación y crianza), considerando la mortalidad y la sobrevivencia, con el fin de poder definir mejor la situación de las poblaciones, pero particularmente para determinar las fluctuaciones temporales de las mismas, lo cual deberá desarrollarse incluyendo otras áreas de la distribución natural de la especie (Garza, 2005). No obstante, la dificultad para desarrollar este tipo de estudios y el impacto negativo que se produce por las revisiones de nidadas (abandono de nidos y mayor probabilidad de depredación), sugieren que estos se deban desarrollar con un estricto sentido de responsabilidad y profesionalismo. Un es-

tudio de seguimiento de nidadas mal encaminado, en general afectará drásticamente a la población, por lo que no es recomendable realizarlo (Garza, 2005). Se ha observado que hembras en anidación que portan un radiotransmisor abandonan el nido, aparentemente por las visitas de revisión; por ello deberá evitarse en lo posible visitarlos continuamente, a menos que sea parte fundamental de un estudio relacionado, en cuyo caso deben tomarse medidas extremas de mínima perturbación (Garza, 2005).

Si lo que se pretende es determinar el éxito reproductivo, es importante considerar que la mortalidad desde la puesta (fracaso de nidadas) hasta la finalización de la época desfavorable (invierno) es muy alta, pudiéndose alcanzar valores de más del 50 % (Cook, 1972; Porter, 1978; Reagan y Morgan, 1980). Alternativamente, el éxito reproductivo se puede estimar a partir del número de juveniles que sobrepasan dicha temporada extrema (reclutamiento post-invernal), es decir, cuantificar los juveniles existentes a finales de invierno (febrero-marzo).

Uso del hábitat y ámbito hogareño

Algunos estudios realizados en Estados Unidos sobre uso y selección del hábitat del guajolote han detectado que prefieren bosques maduros con espacios abiertos esparcidos (Holbrook, 1973; Kennamer *et al*., 1980), o simplemente tierras boscosas (McCabe y Flake, 1985; Mackey, 1984). Pero también se ha visto que tienen una gran adaptabilidad a otros hábitats, tales como campos sobrepastoreados (Hillestad y Speake, 1970; Everett *et al*., 1980), sitios con actividad humana (Wunz, 1985) y con uso agrícola (Porter, 1980; Vander-Haegen, 1987). En bosques con manejo forestal se ha observado que prefieren plantaciones de pinos con más de 14 años de edad y que han sido incendiadas en los últimos dos años (Exum *et al.,* 1987).

En general se ha determinado que el cócono vive principalmente en bosques de coníferas, de latifoliadas o en mezclas de ambos en diferentes proporciones, con sotobosque de arbustivas y herbáceas (Porter, 1994; Howell y Webb, 1995; Stotz *et al*., 1996; Garza, 2005). Sin embargo, las mayores densidades ocurren en lugares que contengan una mezcla de bosques maduros, arbustos, pastizales y zonas agrícolas (Porter, 1994). El impacto de las actividades humanas dentro de los bosques (explotación forestal, ganadería, agricultura y cacería), así como los factores bióticos y abióticos son modeladores trascendentales del tamaño y estructura de las poblaciones, causando drásticas reducciones en las mismas y restringiéndolas hacia zonas remotas o con menor impacto humano (Dickson, 1992). No obstante, en la sierra de Durango existen áreas con hábitat poco perturbados o predios en los que con protección y manejo las poblaciones de cócono alcanzan niveles considerables (Garza, 1994; 1995; 1998; 1999; 2000*a*; *b*; 2005; Garza y Aragón, 2003; Garza y Palacios, 2002*a*; *b*; *c*; Garza *et al*., 2000*a; b*; 2001*a*; *b*; 2002*a*; *b*; *c*; 2003; 2006; 2007; 2008; 2009*a; c; d; e*; De León, 2007). En Durango se ha encontrado que tiene preferencia por los bosques mixtos con gran cantidad de pastos (Garza y Servín, 1993; Garza, 2005) y se ha estimado que el área de habitación está dentro del intervalo conocido (Brown, 1980; Pack *et al*., 1980; Porter y Ludwing, 1980; Kurzejeski y Lewis, 1990).

A nivel de macrohábitat se ha visto que la mayor utilización de los bosques durante otoño e invierno y la reducción del uso de áreas abiertas es un patrón que ocurre desde Virginia hasta Texas (Speake *et al*., 1975; Kennamer *et al*., 1980). En la Reserva de la Biosfera la Michila (RBLM, Durango) se ha observado un patrón de utilización similar, el cual ya había sido detectado previamente (Garza y Servín, 1993; Garza, 2005). También se ha propuesto que otoño e invierno son los períodos de relativa estabilidad en cuanto al uso del hábitat se refiere (Healy, 1992).

Desde el punto de vista de microhábitat se ha visto que la preferencia del guajolote sobre el hábitat es variable, pero en general seleccionan los bosques cuya cobertura de gramíneas es alta (Garza, 2005). Schmutz y colaboradores (1990) detectaron una aparente preferencia de microhábitat por áreas con altas frecuencias relativas de pastos.

Los estudios sobre ámbito hogareño y uso del hábitat del cócono han demostrado que ambos son muy

variables en cuanto a tamaño y uso, y que estas aves son muy adaptables; por lo tanto, estos parámetros difícilmente pueden ser comparados sobre la base de región, sexo o tipo de bosque, porque es muy probable encontrar un patrón particular de estos parámetros a nivel local (Garza, 2005).

Se ha identificado un área núcleo de actividad de 3.8 km² y un promedio anual de 5.0 ± 2.3 km² para Durango (Garza, 2005). Pero se ha documentado que existe una gran variabilidad en las estimaciones para el guajolote, las cuales van desde 1.3 hasta 6.5 km² (Speake *et al*., 1975; Brown, 1980; Pack *et al*., 1980; Porter, 1980; Garza y Servín, 1993).

Durante la crianza las hembras de guajolote tienen un ámbito hogareño de 6.5 km² y, en épocas con fuertes sequías alcanza hasta 43.8 km² (York, 1991). En otras áreas se ha visto que el ámbito hogareño de las hembras alcanza hasta 8 km² durante la misma estación (Exum *et al., 1*987).

Dieta (alimentación y disponibilidad de los recursos alimentarios)

La dieta del cócono es muy amplia y variada, por lo que se le ha considerado como una especie generalista y oportunista (Hurst, 1992) que sigue un patrón estacional (Exum *et al*., 1987). En primavera consume hojas, flores, frutos principalmente de encinos (*Quercus* spp., bellotas) y de manzanitas (*Arctostaphylos pungens*), además de artrópodos. Los frutos del cedro (*Juniperus deppeana*) son el alimento más importante en Nuevo México (Schemnitz y Zeedyk, 1982; Potter, 1984). En verano, las gramíneas y los insectos son el componente principal de la dieta (Hurst, 1992), pero también se ha encontrado que los frutos de manzanita son muy importantes (Schemnitz y Zeedyk, 1992; Garza, 2005). En otoño, las semillas de los pastos y los frutos son fundamentales en la alimentación (Hurst, 1992; Schemnitz y Zeedyk, 1992). Los frutos de cedro, las manzanitas y las bellotas son de gran importancia en invierno, así como otros frutos y semillas de gramíneas y herbáceas (Scott y Boeker, 1973; Latham, 1976; Schemnitz y Zeedyk, 1992; Schemnitz *et al*., 1985; Exum *et al*., 1987; Morales *et al*., 1997; Sotomayor, 1997). En invierno también se alimentan de vegetación acuática de los alrededores de los estanques (Potter *et al*., 1985).

En Durango se ha visto que la frecuencia de uso de los recursos alimentarios es dependiente de las especies más comunes en la dieta de primavera (amplitud de nicho), por lo que se ha concluido que utiliza los recursos de manera oportunista y de acuerdo a su disponibilidad temporal en el hábitat. En sí, el guajolote silvestre es una especie omnívora, pero con marcada tendencia hacia la herbivoría (Garza, 2005). El fruto de la manzanita es el alimento más importante en la dieta del guajolote durante todo el año, estando ampliamente distribuida esta especie arbustiva en el hábitat regular del guajolote y presentando altas densidades en algunas zonas (Garza, 2005). Las bellotas de encinos y las gramíneas se utilizan secundariamente y la avena, especie cultivada, representa el alimento alternativo más importante (Garza, 2005).

La distribución espacial del guajolote en los diferentes tipos de hábitat, así como la formación de grandes matorrales de manzanita, permiten a este animal obtener el recurso alimenticio que requiere, en cualquier sitio y en cualquier temporada. Esto se garantiza porque existe desfasamiento en los períodos de floración y de fructificación tanto temporal como espacialmente, es decir, hay una gran variación entre sitios y entre individuos vegetales en un sitio cercano. La mayor producción de bellotas se presenta en otoño e invierno, pero esto puede variar año con año entre las especies y entre árboles cercanos (Garza, 2005).

Un estudio sobre la dieta del cócono, realizado durante un ciclo anual en Durango, ha permitido tener un marco de referencia sobre la dieta de la especie (Morales *et al*., 1997; Sotomayor, 1997; Garza *et al*., 1998). Con éste, se ha establecido que durante casi todo el año la dieta está constituida principalmente de frutos y hojas de manzanita, de gramíneas (como *Mulhenbergia flaviseta* y *Avena sativa*) y hojas de encinos y bellotas (*Quercus* spp.). Del 20 al 25 % de la dieta de invierno se compone de bellotas. El avena es altamente consumida en los meses en que los cazadores ceban ciertas áreas (de

febrero a abril), siendo consumida en otros meses del año puesto que es utilizada como forraje para el ganado, por lo cual existen cultivos de esta gramínea en varios predios, lo que asegura la disponibilidad en el hábitat de este recurso para el guajolote silvestre (Garza y Servín, 1993; Garza *et al*., 2001 *a; b*; De León, 2007).

Técnicas de monitoreo

Métodos y técnicas para la evaluación y monitoreo de condición y tendencia e las poblaciones (directos e indirectos)

En los estudios de fauna silvestre se realizan estimaciones basadas en muestras, las cuales tienen cierta variabilidad pero permiten hacer inferencias sobre las tendencias de la población (Davies y Winstead, 1987). En general, en los estudios sobre población del cócono silvestre ha sido conveniente el realizar conteos directos, debido a que esta especie animal puede ser fácilmente cebada y atraída hacia sitios de observación (Williams, 1991; Garza, 1993; 2005). Estos conteos no son un verdadero censo, porque no hay una base para estimar la proporción de la población que no visita los sitios cebados durante los conteos; sin embargo, un conteo bien planeado y bien ejecutado reflejará una proporción confiable de la población en cierta área y los cambios significativos en la misma, pudiéndose contabilizarse virtualmente la población entera si esto se realizara intensivamente (Williams, 1991; Garza, 1998; 1999; 2000*a*; *b*; Garza y Aragón, 2003; Garza y Palacios, 2002*a*; *b*; *c*; Garza *et al*., 2000*a*; *b*; 2001*a*; *b*; 2002*a*; *b*; *c*; De León, 2007).

En cuanto a la estimación del tamaño de la población, se ha concluido que ningún método conocido para estimar la abundancia de la población es adecuado, mencionándose que las estimaciones de abundancia relativa para monitorear la tendencia de las poblaciones pueden ser uno de los mejores métodos hoy en día (Cobb *et al*., 2001). Considerando que por lo general los cóconos forman parvadas, es posible estimar el número de animales que conforman cada una de ellas, así como su composición (estructura de edades y proporción de sexos), mediante recorridos de grandes áreas o por observación en sitios fijos. La observación de parvadas invernales favorece la adquisición de información rápida y confiable sobre el tamaño de la población y sus características (Garza, 2005).

A pesar de que en los Estados Unidos se ha estudiado durante varios años la dinámica poblacional, esta aún no se ha entendido bien (Vangilder, 1992). Por esto, es importante mencionar que como para México no existe un valor indicativo del nivel de poblaciones de la especie, es posible que las poblaciones tengan un buen nivel si consideramos el impacto humano al que están expuestas, además de que no puede ser comparable con las condiciones del país vecino. Al contar con estimadores poblacionales actualizados y por regiones, sería posible definir niveles poblacionales para el país. De cualquier manera, es necesario conocer las fluctuaciones en el tamaño de la población y en su estructura, lo cual es importante para poder establecer el nivel óptimo que se desee alcanzar, o en su caso mantener.

La composición de las bandadas puede variar por factores tales como: condición reproductiva, estación del año, crianza, reclutamiento, dispersión, mortalidad y natalidad. Durante el apareamiento los machos forman harenes, pero los machos juveniles alcanzan la madurez sexual hasta los dos años por lo cual no forman parvadas reproductivas durante el primer año; en cambio, las hembras juveniles sí se reproducen antes de alcanzar un año de edad (Williams *et al*., 1973; Green, 1982). En áreas protegidas o con reducida perturbación, la composición de las bandadas de machos puede mantenerse durante varios años, en tanto que las de las hembras varían a causa de la crianza (Lewis, 1973). En la RBLM se ha encontrado que el tamaño promedio de las parvadas es de siete cóconos y de dos a seis hembras por macho durante la estación reproductiva (Garza y Nocedal, 1991; Garza 2005), pero en otros predios con manejo más bien intensivo y con actividad cinegética anual, se han observado parvadas de mayor tamaño (Garza, 1998; De León, 2007).

Durante la estación de cortejo o canto (primavera e inicios de verano) es cuando resulta más conve-

niente realizar estimaciones de la población de cóconos, por métodos directos e indirectos (Shaw, 1973; Porter y Ludwing, 1980; Garza, 1993; 2005; Cobb *et al.,* 2001) Los directos se efectúan en sitios fijos de observación o de trampeo, o bien utilizando cámaras digitales con sensor de movimiento. Los indirectos, mediante recorridos y conteos de reclamos, de cantos y por la observación eventual de individuos.

Estimación de la población por muestreos indirectos (recorridos)

Pueden realizarse estimaciones de la población por métodos indirectos, es decir, mediante el registro de cantos y "cuiteos" (reclamos de la hembra), es un método difícil y con un alto costo, principalmente porque se requiere mucha atención y mejor oído, pero también conocer muy bien el área de muestreo. El costo está relacionado con el uso de combustible en exceso y el desgaste vehicular, toda vez que el ruido del mismo puede provocar que los animales eviten cantar o simplemente escapen del ámbito de observación. Este método depende fuertemente de la alta variabilidad, que normalmente se da en cuanto al inicio de la temporada de canto, que una depende de las condiciones ambientales; por ello debe considerarse que este tipo de registros podrían estar afectados por diversos factores; y aunque con este método es posible adquirir información rápida sobre la tendencia de la población del guajolote, no debe olvidarse que la misma puede ser equívoca bajo condiciones desfavorables (Garza, 2005). Por lo que se deben de tener claros los supuestos que apliquen.

Los muestreos se hacen recorriendo rutas con longitud conocida y las observaciones se hacen en estaciones fijas de reclamo (con por lo menos 800 m de separación una de otra,). Cada ruta se recorre en ambos sentidos para eliminar el efecto en el muestreo por iniciar en un sentido y el efecto de tamiz de los ruidos del ambiente, principalmente el causado por el viento. Los muestreos se deben realizar entre las 5:30 y 8:30 hrs., llamando 10 minutos en cada estación con reclamos mecánicos (de madera) y de aliento (bucales), registrando los cantos o cacareos de respuesta o los animales observados. Se estima la distancia de cada registro auditivo o visual (Brower y Zar, 1984; Krebs, 1989) para emplearla en cálculos subsiguientes. Cada ruta deberá comprender al menos diez estaciones (diez muestras por recorrido), calculando un índice de densidad relativa por área:

$$N = n \,/\, \pi \sum_{1} (X^2)$$

Donde

N = Densidad de la población

n = Tamaño de muestra

X_1 = Distancia en metros del punto al organismo observado

Las limitaciones de analizar la información mediante este método es que se basa en el supuesto de que los animales son estáticos y por lo tanto, no se contabilizan más de una vez. Es decir, el modelo propuesto está basado en organismos, de manera similar a los conteos de, cuando menos, arbóreas en un sitio específico, lo cual para el cócono es, cuando menos, incierto.

Cada sitio se considera como una parcela circular, estimando la distancia de registro de cada animal. Aunque es posible escuchar los cantos de machos a más de dos kilómetros en algunas zonas, sólo se deberán considerar los individuos escuchados en un radio de 500 m, para evitar sobreestimaciones, lo cual es sumamente difícil en la práctica. Se deberá tener cuidado en identificar si algún animal ya se ha escuchado u observado en un punto anterior, descartándolo para evitar dobles conteos. Cabe aclarar que el método de reclamo tiene un sesgo hacia los individuos que cantan activamente, pero sirve para atraer a la población en general durante el cortejo; por lo anterior, la estimación provee al menos un índice de la tendencia de la población de machos o hembras en celo que responden. Asimismo, sólo es confiable durante el cortejo, ya que en otras estaciones subestima la población, debido a que el canto no es elaborado, es irregular o incluso no se presenta (Garza, 1993; 2005).

Transectos

El uso de transectos definidos, recorridos año con año permite disponer de datos anuales directamente comparables para un área determinada, por lo cual es recomendable definirlos de manera representativa para los distintos tipos de hábitat. Para efectuarlos se recomienda considerar:

- Longitud de caminos: mínimo 5 km, idealmente 10 km (dos o más repeticiones por transecto en un lapso de una semana).
- Definir los transectos con un detector de posición geográfica GPS, registrarlos y, posteriormente, pasar a un mapa el trazo de cada transecto y los puntos de observación dentro de éste.
- Tiempo de observación: no existe una regla para definirlo, pues resulta variable dependiendo del encuentro de los guajolotes, de la topografía y del número de observadores.

Para La Michilía, se ha estimado una densidad promedio de siete a 53 machos por km² al utilizar el método indirecto (recorridos y conteo de cantos o reclamos); gracias a esto ha sido posible detectar en abril la presencia de un pico agudo de canto en la región (Garza, 2005), el cual está definido por la frecuencia de cantos en el tiempo del monitoreo.

Estimación de la población por muestreos directos (observación y trampeo)

Un buen conocimiento del área de monitoreo, así como de los sitios frecuentados por los cóconos, permiten definir zonas de mayor probabilidad de encuentro las cuales deberán ser cebadas con avena, para acostumbrar a los cóconos a visitar los sitios con tres propósitos: *a*) mantener una cierta proporción de la población cercana al cebadero, *b*) cuantificar el número de individuos que visitan los sitios y, *c*) capturar aves para su marcaje, colocación de radiotransmisores y posterior liberación (Garza, 1993; 2005). Adicionalmente, con este método se obtiene información merística de cada individuo capturado.

Se ha determinado que el método de observación y conteo directo en sitios precebados es de gran utilidad para estimar las poblaciones de guajolote y para determinar los parámetros fundamentales de la misma (estructura de edades, proporción de sexos, reclutamiento y sobrevivencia de juveniles, tamaño de las parvadas, entre otros (Garza, 2005; De León, 2007).

Con el monitoreo continuo de la población de guajolote durante más de 5 años en la RBLM (La Michilía, Durango), se han podido definir tres niveles de magnitud de la población, criterio que puede utilizarse para comparar las poblaciones de la especie en su área de distribución (Garza, 2005):

a) Población baja, con menos de tres cóconos por km^2
b) Población media o moderada, compuesta de 3 a 20 individuos por km^2, y
c) Población alta, con más de 20 cóconos por km^2

Estructura y tamaño de las bandadas o parvadas

Para determinar la estructura de las parvadas sólo deben considerarse aquellos individuos de los que durante las observaciones sea posible determinar sexo y edad; el resto de las aves se incluye pero como una categoría no determinada. Para obtener mayor información sobre el tamaño y estructura de las parvadas, a algunos animales se les puede colocar un radiotransmisor gracias al cual es posible localizarlos mediante rastreos intensivos con antena, cada vez que sea posible. Lo anterior facilita la observación de las parvadas y, por lo tanto, la caracterización de las mismas (número de aves, sexos y edades).

La estructura por edades de la bandada se estima siempre que sea posible, considerando cinco categorías: *a*) machos adultos, *b*) hembras adultas de más de un año de edad, *c*) machos juveniles, *d*) hembras juveniles de menos de un año de edad y, *e*) animales cuyo sexo y edad no pudo determinarse por el observador.

También se puede obtener la proporción de sexos en la población en general y la relación entre juveniles por hembra adulta. La determinación de la categoría a que pertenece un individuo dado es posible gracias al plumaje que presentan, al tamaño corporal, al emplumamiento o no de la nuca (en las hembras), a la coloración de la cabeza y a la presencia o ausencia de espolón según el sexo.

En la relación general de hembras por macho se considera a todos los individuos observados. En cambio, para estimar la proporción de sexos entre individuos potencialmente reproductivos, se debe considerar exclusivamente a los machos adultos y a las hembras juveniles y adultas, dado que los machos adultos son los únicos que se reproducen, aunque no todos, a causa del sistema jerárquico que se establece en los grupos de machos. En contraste, las hembras juveniles son capaces de aparearse exitosamente en su primera estación reproductiva. La productividad, sobrevivencia e incorporación de nuevos individuos a la población (reclutamiento), se calcula mediante el cociente entre juveniles de ambos sexos y hembras adultas.

La variación en la densidad relativa anual de la población puede obedecer a varios factores: número e intensidad de machos que están en celo, número de machos juveniles que imitan el canto o acompañan a los machos dominantes (es decir, la prole del año anterior) y, principalmente de las condiciones ambientales imperantes, ya que el canto y cortejo dependen fuertemente de estas; así como a que no todos los guajolotes acuden a los sitios cebados.

En general se ha visto que la variación estacional del tamaño de las parvadas muestra un patrón genérico, acorde con lo que se ha observado a través del área de distribución de la especie (Lewis, 1973; Williams *et al.*, 1973; Leopold, 1977; Dickson, 1992).

Métodos y técnicas para determinar el uso, la disponibilidad y la condición del hábitat (radiotelemetría y sistemas de información geográfica)

Las investigaciones sobre especies de fauna silvestre de difícil observación han mejorado gracias al uso de la radiotelemetría. Esta técnica ha sido importante y eficaz en la gestión de la fauna silvestre, pues aporta información valiosa para describir sus hábitos, sus actividades, sus movimientos, la utilización del hábitat, el área de actividad y para estudiar los sucesos reproductivos, de nidificación y crianza (Brown, 1980; Pack *et al.*, 1980; Porter y Ludwing, 1980; Vangilder *et al.*, 1987; Kurzeyeski y Lewis, 1990; Schmutz *et al.*, 1990; Wakeling, 1991*a*; *b*; Garza, 1993; 2005; Garza y Servín, 1993; Godwin *et al.*, 1996; Vangilder, 1996; Lafón y Schemnitz, 1996; Dickson, 2001; Godfrey y Norman, 2001; Wright y Vangilder, 2001).

Ámbito hogareño

El área de habitación, de actividad o ámbito hogareño ha sido definida como el lugar donde normalmente vive un animal y realiza sus actividades, tales como búsqueda de alimento, agua, apareamiento y crianza, excluyendo los movimientos erráticos poco comunes (Burt, 1943). Esta área se puede estimar mediante rastreo por radio y considerando la conducta social del guajolote, se puede calcular para una fracción representativa de una población local, es decir, se rastreara a una parvada y no sólo a un individuo, por lo tanto, se sigue a una parte importante de una población de cóconos. Se han descrito diversos métodos analíticos para calcularlo (Mohr, 1947; Hayne, 1949; Dixon y Chapman, 1980; Bekoff y Mech, 1984; Stüwe y Blohowiak, 1987; Ackerman *et al.*, 1990).

La radiotelemetría es una técnica que ha ampliado el potencial de investigación, sobre los guajolotes silvestres en particular y sobre la fauna silvestre en general (Exum *et al.*, 1987). Desde 1940 se establecieron diferentes metodologías para determinar y comparar los ámbitos

hogareños (Burt, 1943; Mohr, 1947). Además, la técnica ha permitido conocer el área mínima de hábitat que puede inferirse como necesaria para sostener a un individuo, lo cual puede ser extrapolado a una población silvestre (Giesen y Braun, 1992). También ha permitido definir la utilización del hábitat de los guajolotes silvestres (Kimmel y Zwank, 1985; Healy, 1977; Kennamer *et al.*, 1980; Kurzejeski y Lewis, 1990; Garza y Servín, 1993; Godwin *et al.*, 1996; Wakeling y Rogers, 1996; Lafón, 1997; Garza, 2005).

Para estimar el tamaño del ámbito hogareño y definir el uso del hábitat del cócono es necesario capturar aves y dotarlas de un radiotransmisor para monitorear sus movimientos mediante técnicas de rastreo por radio (Cochran y Lord, 1963). El monitoreo deberá ser continuo, con un mínimo de tres esfuerzos de localización al día (mañana, mediodía y tarde), lo que permite ubicar con cierto grado de precisión y cuantas veces se desee a los animales, mediante un receptor portátil y una antena direccional tipo "H" de dos elementos, que recibe la señal emitida por el radiotransmisor colocado previamente en un arnés en el dorso del cócono (Cochran, 1980; Mech, 1983). Los radiotransmisores no deberán exceder un peso de 50 gr, y la vida promedio de emisión de señal deberá ser de al menos siete u ocho meses.

Las localizaciones se realizan por el método de triangulación (intersección de dos rumbos) ubicando la posición del animal con dos antenas, a un tiempo dado (Cochran y Lord, 1963; Cochran, 1980). La toma de lecturas o de rumbos se realiza desde dos estaciones diferentes, utilizando una brújula para determinar los rumbos y definir la posición del guajolote. La toma de dos rumbos para cada localización no deberá de exceder los 10 minutos, a fin de obtener mayor fineza en los datos. Los rastreos por radio también facilitan el hallazgo no sólo de las aves, sino también de nidos, crías, dormideros, sitios de alimentación. Las lecturas del radiotransmisor antes del amanecer y durante la noche permiten localizar los sitios de descanso o dormideros (Garza, 2005).

Las estaciones de lectura tendrán una separación promedio de 250 m entre sí, variando según las características topográficas del área. Los sitios de lectura de los rumbos se determinan con ayuda de un receptor GPS (geo-posicionador) y mediante un sistema de información geográfica (SIG) se trazan en la cartografía, en un sistema de coordenadas de celdas de 500 m de lado, para estimar el tamaño del ámbito hogareño mediante programas de cómputo (Stüwe y Blohowiak, 1987).

Es importante estimar el error de las localizaciones efectivas logradas, a fin de definir la precisión de los datos, o en su caso, reducir el error mediante la práctica de campo. Sólo deberán considerarse las lecturas cuya diferencia entre el ángulo de rumbos sea mayor a 10° y menor a 180°, a fin de disminuir el error de cada localización. Se ha demostrado que el polígono del error promedio de los rastreos por radio es pequeño, quedando incluido y excedido en el tamaño de las celdas utilizadas para el análisis espacial. Este error permite afirmar que la confiabilidad de la información obtenida es alta y que dicho error puede obedecer a los movimientos propios de la especie, aunque también a la percepción humana, al rebote de señal y al ruido del ambiente, entre los principales (Loft *et al.*, 1984; Edge y Marcum, 1985). La confiabilidad en las lecturas de radio-rastreo de guajolote es mayor si consideramos las observaciones directas de individuos en el campo, en lo que se ha notado que los movimientos naturales de la especie son lentos durante sus actividades, principalmente durante la búsqueda de alimento. Por lo anterior, es posible tener confianza en la toma de dos lecturas subsecuentes para obtener una localización, a menos que se dé una perturbación drástica en la conducta del animal (huída de depredador o por cazador furtivo).

Dividiendo un mapa en celdas imaginarias de 100 m^2, se define un sistema de coordenadas en el que se ubica cada localización. Los datos resultantes son procesados en un programa de computación especializado en el análisis y determinación del ámbito hogareño: *McPAAL* (Stüwe y Blowhowiak, 1987), *HOME RANGE* (Acerman *et al.*, 1990). Para el cálculo se utilizan varios métodos, los cuales están implícitos en los programas mencionados. Los estimadores utiliza-

dos más ampliamente son el polígono convexo menor (Mohr 1947, Hayne, 1949) y la media armónica (Dixon y Chapman, 1980). Ambos calculan el ámbito hogareño y el área de mayor utilización al considerar diferentes porcentajes de localizaciones (Messier y Barrette, 1982). Lo anterior, utilizando el 100 % y el 95 % de las localizaciones en ambos casos. Sin embargo, el área núcleo de actividad o de máxima utilización se estima mediante la media armónica, considerando el 50 % de las localizaciones (Michener, 1979; Dixon y Chapman, 1980; Bowen, 1982; White y Garrot, 1990).

El estimador del polígono convexo menor es un método no paramétrico que calcula el área dentro de un grupo de localizaciones (Bekoff y Mech, 1984). El polígono se construye por la simple conexión de las localizaciones externas, de tal forma que los ángulos internos del polígono no excedan 180° y sumando el área que compone el polígono (Messier y Barrette, 1982).

El estimador de la media armónica es un método de distribución de utilización no paramétrico, basado en el promedio armónico o ponderado de la distribución de una área; se calcula a partir de las localizaciones distribuidas en rejillas a escala conveniente. El contorno de la distribución de utilización se puede expresar como un valor armónico o como un porcentaje de la distribución de utilización del animal (Dixon y Chapman, 1980). Para determinar la distribución de utilización es necesario estimar la probabilidad de uso de cualquier localización en el ámbito hogareño. Los valores armónicos que excedan el valor armónico máximo son excluidos por considerarse que están fuera del ámbito hogareño. El potencial de uso para cada celda es estimado al dividir el total de localizaciones entre el valor armónico de cada celda elevado al cuadrado. Este potencial se suma para todas las celdas y se convierte a proporciones, obteniendo así la distribución de uso. Tiene la ventaja de determinar el o los centros de actividad, cuya ubicación no necesariamente está en el centro de la distribución (Garza, 2005).

El área de actividad está localizada en él o los centros de mayor actividad. Por lo tanto, las áreas de actividad están directamente relacionadas con la frecuencia de ocurrencia de un animal dentro de su ámbito hogareño (White y Garrot, 1990). Se identifican al comparar la distribución de utilización calculada por la media armónica con un modelo de utilización uniforme (Samuel *et al., 1*985), es decir, con respecto a un modelo de utilización uniforme que indica que no hay preferencia por cualquier área dentro del ámbito hogareño (Ackerman *et al*., 1990). Se ha definido al área de actividad como el 50% del contorno de la media armónica (Dixon y Chapman, 1980). Las posibles diferencias o similitudes de los tamaños de ámbitos hogareños entre sexos, entre estaciones del año y entre estación seca y húmeda, se pueden comparar posteriormente mediante pruebas estadísticas (U Mann-Whitney y X^2; Wakeling, 1991 *a*).

La comparación de estimadores es útil para definir cuál puede ser más apropiado, ya que esto puede influir en las decisiones de conservación y manejo. Nosotros hemos considerado a la media armónica como el mejor estimador para la especie, por tener menor sesgo con relación al ámbito promedio real (Boulanger y White, 1990), a pesar de que en otros estudios se ha encontrado que regularmente estima ámbitos mayores (Exum *et al*., 1987; Giesen y Braun, 1992; Squires *et al*., 1993). El uso de simulaciones también ha detectado lo mismo, pero se ha demostrando que la media armónica es el estimador menos sesgado y más similar al ámbito verdadero (Boulanger y White, 1990). La media armónica tiene la característica de permitir el estimar el o las áreas de máxima actividad, descartando los movimientos atípicos, por lo que se considera de mayor interés, ya que permite identificar las áreas prioritarias para la especie. Por otra parte, se ha evidenciado que los ámbitos calculados por el método del polígono convexo menor subestiman el área o ámbito hogareño (Garza, 2005).

En general el estimador de la media armónica sobrestima los ámbitos hogareños, pero permite inferir sobre el área de actividad, de manera que esto nos facilita el interpretar el área de máxima actividad, lo cual es importante para identificar las áreas susceptibles de proteger o de manejar para beneficio de la especie. Asimismo, la estimación de esta área de máxima

actividad permite determinar la influencia de un cebadero en una proporción de la población de guajolotes, lo cual es aplicable en el método de estimación de las poblaciones con fines prácticos, puesto que cierto número de animales incide en un sitio de cebado.

Cualquiera de las técnicas permiten comparar los ámbitos hogareños entre sexos, edades y entre estaciones, lo cual facilita la toma de decisiones en torno al manejo, uso y conservación de las poblaciones. En particular recomendamos el uso de la media armónica por las razones antes expuestas.

Uso del hábitat

El hábitat de cualquier especie animal puede identificarse por diversos métodos, uno de los cuales es parte del conocimiento del área de habitación, ya que a partir de ella se pueden delimitar e identificar algunas de las características importantes por las que la especie prefiere ese hábitat u otro; por ejemplo, sitios de nidificación, de descanso o de alimentación, en los que ciertas características del hábitat hacen que la especie use al mismo. Sin embargo, es necesario conocer las características particulares que determinen esa posible selección de hábitat (árboles maduros, presencia de agua, etc.). En otros sitios se ha encontrado que la fisiografía podría ser importante en la selección del sitio de descanso en regiones donde las temperaturas de invierno son muy bajas y que los dormideros invernales tienden a estar en áreas protegidas de los vientos prevalecientes (Porter, 1992). En la RBLM se ha encontrado que las parvadas se congregan durante el invierno en las laderas con exposición sur de diferentes cañadas y arroyos (Garza, 2005). Cuando los dormideros se ubicaron en laderas con exposición diferente siempre estuvieron protegidas por riscos y laderas de mayor altura.

Por lo anterior, caracterizar el hábitat es importante si se desea tener un mejor conocimiento sobre lo que el animal tiene como requerimiento ecológico para satisfacer alguna de sus necesidades biológicas. Existen diversas formas de caracterizarlo, siendo las más usuales las imágenes de satélite y el mapeo temático. Aunque estos métodos la mayoría de las veces se acercan a la identificación de las necesidades de la especie, muchas veces sólo sirven para caracterizar el hábitat de una manera generalizada (Garza, 2005).

Para determinar el uso de hábitat a partir de aves con radiotransmisor es necesario realizarlo con un análisis geográfico, graficando las localizaciones en un mapa digitalizado de los tipos de vegetación del área de interés, pudiéndose determinar la disponibilidad y uso de hábitat por la especie, por individuo, por sexo, por estación y posteriormente identificar las características de los sitios de importancia mediante verificaciones de campo. La disponibilidad de cada hábitat se define a partir de los hábitat utilizados por todos los animales monitoreados y se obtiene su proporcionalidad en el ambiente, identificando la posible preferencia por algún hábitat mediante índices de preferencia (Manly *et al.*, 1972), que consideran el uso (frecuencia de utilización) y la disponibilidad de hábitat (proporción). El índice calcula un valor de alfa que indica la preferencia o no por algún tipo de vegetación. Si el valor encontrado para un hábitat dado es mayor a alfa, entonces el hábitat es preferido (Manly *et al.*, 1972). La ventaja del índice es que otorga un grado de importancia a cada hábitat analizado, según sea preferido.

La prueba de Kolmogorov-Smirnov sirve para determinar si el uso observado fue mayor que el esperado (Samuel *et al.*, 1985), o bien, una x^2 (Samuel y Green 1988). La preferencia de hábitat también puede ser analizado mediante x^2 y Z (Neu *et al.*, 1974; Byers *et al.*, 1984; Vander Haegen *et al.*, 1989).

Caracterización del hábitat (macro y microhábitat)

Un requerimiento ecológico de importancia para la especie es el hábitat, mismo que puede ser definido como un conjunto de características ambientales o recursos de los que depende para su sobrevivencia. La variación en la cantidad de esos recursos específicos determina la calidad del hábitat (Rands, 1988). Por esto, para entender como la variación de un recurso afecta a la población de cualquier animal, es necesario

examinar las relaciones entre calidad del hábitat y el proceso por el que se está alterando la sobrevivencia y la reproducción de los individuos.

En los estudios sobre evaluación del hábitat del guajolote en los Estados Unidos, se ha precisado de metodologías forestales para determinar la calidad del hábitat, lo cual permite realizar un manejo efectivo de la población y del hábitat. Así por ejemplo, el conocimiento y comprensión del hábitat de crianza es necesario para los manejadores de fauna, porque la calidad del mismo puede afectar la sobreviviencia de las crías (Metzler y Speake, 1985). La densidad de la vegetación puede estar altamente correlacionada con la densidad de invertebrados y la tasa de alimentación de los pollos (Healy, 1985), lo cual se traduce en una mayor sobrevivencia. En otras áreas, la alta densidad relativa de pastos ha definido una aparente preferencia de microhábitat (Schmutz *et al.*, 1990). Por lo anterior, la evaluación del hábitat permite establecer la calidad y las necesidades del mismo, a fin de manejar adecuadamente a una población.

La caracterización del hábitat se puede realizar en varios niveles, una es de manera general al considerar los tipos de vegetación en el área de interés a escalas diferentes (macrohábitat) y otra por la evaluación del microhábitat de acuerdo al área cubierta por cada especie vegetal de importancia para el guajolote (tal como recursos alimentarios y cobertura de sitios de descanso).

Macrohábitat

Se analiza mediante un sistema de información geográfica (SIG), herramientas que cada día son más utilizadas en torno al estudio de los recursos naturales, debido a sus múltiples aplicaciones y cuya principal característica es su potencial para realizar análisis (Bautista *et al.*, 2004). La poderosa estructura informática con la que están construidos los SIG facilitan el manejo de una gran cantidad de datos de manera sencilla y rápida (Mena, 2002).

Utilizando una capa o mapa temático correspondiente a la zona de estudio o de la UMA y que sea ejecutable en el SIG seleccionado, es posible determinar los tipos de vegetación, ríos y arroyos, clima, suelo, temperatura, altitudes, pendientes, exposición, erosión y rasgos hidrográficos, entre otros aspectos, así como determinar las superficies o porcentajes de las variables antes mencionadas, para partes de una UMA, para la región o para una porción del SUMA, de acuerdo a los requerimientos. Como ventaja adicional, la credibilidad de un SIG se basa en la verificación de campo de puntos representativos elegidos al azar (microhábitat); para ello pueden utilizarse métodos básicos para la toma de datos y que se explican a continuación (vecino más cercano, puntos en cuadrante, entre otros).

Microhábitat

Se deberá determinar el número de tipos de vegetación a muestrear, considerando su predominancia en el área, mediante un muestreo estratificado al azar y apoyándose en el SIG, con el fin de disminuir la varianza que pudiera resultar de la heterogeneidad ambiental.

El análisis se centra en la caracterización ecológica de los sitios seleccionados al azar y mediante el análisis se determina la importancia de cada especie vegetal en cuanto al área basal y densidad de árboles por hectárea. El área basal proporciona información sobre las especies dominantes por superficie cubierta por los troncos de los árboles, indicándonos la condición de los sitios y permitiéndonos hacer comparaciones entre los mismos. La densidad de árboles se estima mediante el método del vecino más cercano y la cobertura aérea utilizando un densiómetro para calcular el porcentaje de follaje en el centro de las parcelas.

Se pueden utilizar diferentes criterios para analizar la condición de los sitios:

a) Condición del bosque. Especies vegetales de más de 2.5 cm de DAP (diámetro a la altura del pecho) y,
b) Regeneración en el sitio. Individuos de menos de 2.5 cm de DAP (vegetación de regeneración, por ser árboles y arbustos que, aunque alcanzan más de 1.5 m de altura, el poco desarrollo del tronco

permite identificarlos como individuos nuevos de la comunidad vegetal). Las técnicas de muestreo de vegetación recomendadas son:

- Puntos en cuadrante o vecino más cercano (cinta métrica)
- Área basal en parcelas circulares de 12.6 m, midiendo el diámetro a la altura del pecho (DAP) de todos los individuos (cinta diamétrica) y,
- Cobertura foliar aérea (densiómetro),

Los parámetros ecológicos obtenidos por cada estrato o hábitat serán: riqueza específica, diversidad, densidad relativa, frecuencia relativa, cobertura relativa y equitatividad entre estratos, caracterizando así la calidad del hábitat (Simpson, 1949; Cottam y Curtis, 1956; Pielou, 1984). De cada individuo vegetal ubicado dentro de la parcela se consideran los siguientes atributos:

i) Puntos en cuadrante: identificación taxonómica (generalmente especie), distancia del centro de la parcela a los ocho individuos más cercanos dentro de los cuatro cuadrantes del círculo. Cuatro individuos con DAP mayor a 2.5 cm y cuatro con menos de 2.5 cm de DAP (regeneración); siendo calculados con la siguiente ecuación:

Densidad Total = 10,000 m^2 / (Distancia promedio (m))^2 = Arboles/Hectárea

ii) Área basal: Especie, área basal de todos los árboles y arbustos dentro de la parcela, identificando los individuos con más de 2.5 cm y los de regeneración, estimando el área basal por parcela y por especie:

(Diámetro promedio/2)^2 * Pi * (10,000 m/ Tamaño de la Parcela)

iii) Cobertura foliar aérea, utilizando un densiómetro se toman 4 lecturas en los diferentes puntos cardinales del centro de la parcela, multiplicando cada valor obtenido por un factor de corrección:

(No. de puntos cubiertos por vegetación) * 1.04 = Porcentaje de Cobertura

Aplicación de métodos y técnicas en el caso de las UMA para estimar la población

El método de cebado previo en sitios de observación tiene la ventaja de una mayor probabilidad de avistamiento de los ejemplares de un área dada, aunque no se deberá extrapolar los valores de abundancia a toda el área de interés. Con este método es posible determinar la estructura poblacional y para llevarlo a cabo se debe considerar lo siguiente:

- Localización de sitios con presencia activa de guajolotes silvestres entre noviembre y marzo, esto es, en las zonas de presencia continua (zonas coconeras), por lo regular cercanos a bebederos, perchas, parcelas de avena, entre otros.
- Utilizar un GPS para ubicar los sitios de observación y posteriormente transferir la información a un SIG para generar los mapas correspondientes.
- La distancia entre los sitios de observación deberá ser de por lo menos 3 km en línea recta
- Cebar por lo menos 15 días antes del muestreo y revisar constantemente los sitios para detectar la visita de los animales (cada dos días, volviendo a cebar si es necesario).
- El tiempo de observación debe ser similar en todos los sitios y al mismo tiempo (por lo menos un hora y media), al amanecer o antes de anochecer. Cada sitio se deberá monitorear por lo menos durante tres mañanas o tres tardes, para contar con el mínimo de información para el análisis estadístico y poder estimar el error de muestreo (Shaw ,1973; Porter y Ludwing, 1980; Garza, 1993).
- Las observaciones se deben realizar a una distancia de más de 40 m; los observadores deben estar debidamente escondidos y camuflajeados.
- Las aves deberán cuantificarse y considerar las características siguientes para definir su sexo y edad: *a*) machos adultos de más de un año de

edad, *b*) hembras adultas de más de un año de edad, *c*) machos juveniles de menos de un año de edad, *d*) hembras juveniles de menos de un año de edad y, *e*) individuos cuyo sexo y edad no puedan ser determinados por el observador. La identificación de estas categorías es posible gracias al plumaje que presentan, al tamaño corporal, a la presencia o ausencia de plumas en la nuca (en las hembras), a la coloración de la cabeza y a la presencia o ausencia del peine o corbata y del espolón, según el sexo.

- ➢El área de influencia de los cebaderos es de aproximadamente 380 ha, superficie que corresponde al área de máxima actividad estimada mediante monitoreos intensivos de radiotelemetría (Garza, 2005).

La información se analiza en una hoja de cálculo, de acuerdo a los diferentes sitios y periodos de muestreo:

A partir de la captura de la información de todos los sitios de muestreo con sus respectivas repeticiones, se genera un cuadro sintético (véase página siguiente).

Para estimar el porcentaje de la superficie muestreada dentro de la UMA se aplica la siguiente fórmula:

$$\%SupMuestreada = \frac{\eta\ (3.8\ km^2)}{\delta\ \text{km}^2}$$

Donde: η = número de sitios de muestreo y, δ km = superficie del hábitat disponible y/o utilizable por la especie en km^2.

			Parámetros poblacionales				
	Nombre sitio muestreo	Valores generales	Machos adultos	Machos juveniles	Hembras adultas	Hembras juveniles	No identificados
Número de repeticiones de muestreo	Fecha (mat/vesp)	57	21	12	15	9	0
	Fecha (mat/vesp)	38	18	5	8	7	0
	Fec ha (mat/vesp)	54	11	18	10	15	0
	Suma	149	50	35	33	31	0
	Prom.	49.67	16.67	11.67	11.00	10.33	0.00
	Desv. Std.	8.34	4.19	5.31	2.94	3.40	0.00
	Máx.	57.00	21.00	18.00	15.00	15.00	0.00
	Raíz (n-1)	1.41	1.41	1.41	1.41	1.41	0.00
	EE	5.90	2.96	3.76	2.08	2.40	0.00

Suma = Sumatoria de parámetros poblacionales de acuerdo con el número de repeticiones de muestreo,
Prom. = Promedio de los parámetros poblacionales,
Desv. Std. = Desviación estándar de parámetros poblacionales,
Máx. = Valor máximo de parámetros poblacionales,
Raíz(n-^{1}) = Raíz del número de repeticiones de muestreo menos una observación y,
EE = Error estándar (Desv. Std. /Raíz(n^{-1}))

Datos generales	Valores generales	Machos adultos	Machos juveniles	Hembras adultas	Hembras juveniles	No identificados
Sum	555	160	131	133	117	14
Prom.	46.25	13.33	10.92	11.08	9.75	1.17
Desv. Std.	11.00	4.69	4.09	6.05	3.72	2.88
Máx.	57	21	18	25	16	10
Suma Máx obs	223	64	62	61	53	10
Raíz (n^{-1})	3.32	3.32	3.32	3.32	3.32	3.32
EE	3.32	1.42	1.23	1.82	1.12	0.87

Suma = Sumatoria de parámetros poblacionales de todos los sitios de muestreo,
Prom. = Promedio de parámetros poblacionales de todos los sitios de muestreo,
Desv. Std. = Desviación estándar de parámetros poblacionales,
Máx = Valor máximo de parámetros poblacionales de acuerdo con el número de repeticiones de muestreo de todos los sitios de muestreo,
Suma Máx obs= Sumatoria de los valores máximos de parámetros poblacionales de acuerdo con el número de repeticiones de muestreo de todos los sitios de muestreo,
Raíz (n^{-1}) = Raíz del número de repeticiones menos una observación y,
EE = Error estándar (Desv. Std. / Raíz(n^{-1}))

Para determinar la proporción de sexos se aplican las siguientes fórmulas:

$$\gamma = \frac{♀A + ♀J}{♂A}$$

Donde: γ = proporción de sexos reproductivos,
♀A = hembras adultas,
♀A = hembras juveniles, y
♂A = machos adultos

$$\rho = \frac{♀A + ♀}{♂A + ♂J}$$

Donde: ρ = Proporción general de sexos,
♀A= Hembras adultas
♀J = Hembras juveniles
♂A = Machos adultos, y
♂J = Machos juveniles

Para determinar una estimación del reclutamiento en la población se aplica la siguiente fórmula:

$$R = \frac{♀A + ♀}{♂A + ♂J}$$

Donde:
R = Reclutamiento
♀J = Hembras juveniles
♂A = Machos adultos, y
♂J = Machos juveniles

Para determinar el número de machos adultos que potencialmente existen en la UMA o región estudiada:

$$♂A = \frac{\delta\ km^2 + \Sigma ♂A\ máx.\ obs.}{\eta\ (3.8\ km^2)}$$

Donde
♂A = Número potencial de machos adultos
δ km^2 = Superficie del hábitat disponible y/o utilizable por la especie en km^2
Σ♂A máx. obs. = Sumatoria de machos adultos (máximos observados) en un solo día (1 hora y media) y,
η = número de sitios de muestreo.

El criterio de precaución debe prevalecer en el manejo de vida silvestre, por lo que para garantizar un aprovechamiento sustentable, la tasa de aprovechamiento no deberá exceder el 15% de los resultados del análisis anterior. Es decir, se utilizará el recurso de manera conservadora, puesto que se extraerán animales por debajo de un nivel que no afecte de manera importante a la población.

Captura y marcaje (monitoreo y traslocación)

Durante la estación seca se colocan redes de caída de 10 x 10 m en sitios cebados, construyendo a su vez un escondite con material natural para poder observar los animales, cuantificarlos y determinar la composición del grupo (estructura de edad y proporción de sexos). Las observaciones se realizan entre las 06:00 y 08:30 y entre 16:30 y 19:00 horas, permaneciendo escondidos y vigilando constantemente la red y sus alrededores (Shaw, 1973; Porter y Ludwing, 1980; Garza, 1993; 2005). La red de caída consiste de cuatro postes periféricos que la sostienen y tensan, y un poste central que la mantiene suspendida a 2 metros de altura. El poste central sostiene un disparador mecánico que es accionado manualmente mediante un lazo por una persona escondida a 40 m de la red (ver figura de la red). Al menos 10 días antes de realizar el trampeo-observación se ceba el centro de la red con avena o maíz para atraer a los animales.

La red permanece suspendida y cebada durante varios días para que los animales se acostumbren a su presencia; así mismo, se debe construir un escondite con vegetación natural a más de 40 m de distancia de la red, del cual se acciona el mecanismo de liberación de la red. El día del trampeo es necesario llegar antes del amanecer y permanecer escondidos hasta que los guajolotes se presenten, esperando el momento en que el mayor número de aves estén debajo del centro de la red. El mecanismo de caída es accionado manualmente por un observador desde el escondite previamente construido. La rapidez de salida del observador y del grupo de técnicos de los escondites es primordial a fin de evitar que los animales se lastimen o escapen de la red. El trampeo no sólo permite la captura de animales, sino que a su vez proveen de un recuento de la población y permiten caracterizar la composición de las parvadas que llegan a las cercanías de la trampa en cierto período de tiempo (Garza, 2005; Garza *et al.*, 2000*a*; *b*; 2001*a*; *b*).

Es recomendable trampear durante las tres primeras horas del día, aunque después de las 16:00 hrs es posible realizar capturas, cuidando que la liberación de las aves en el mismo sitio de su captura sea antes de que se oculte el sol; de lo contrario, se requieren cajas de transportación a fin de liberar a los animales al día siguiente en el mismo sitio de captura. Cada animal capturado se extrae con cuidado de la red y es amarrado de las patas e introducido en un costal hasta su manejo, medición y marcaje. También es posible realizar estudios complementarios con los animales capturados, tales como colecta de endoparásitos y ectoparásitos (Martínez *et al*., 1995; Salas *et al*., 1997), de muestras de sangre y para determinar la dieta (Garza *et al.,* 1998; Morales *et al*., 1997).

La captura permite obtener información merística o morfométrica, así como sexar a los animales y asignar la categoría de edad correspondiente a cada individuo, de acuerdo a sus características físicas y reproductivas. El marcaje con anillos y marcas alares de colores (aretes para ganado vacuno), permite la identificación de los individuos en observaciones posteriores (Garza, 1998; 2000*a*; *b*; 2005; De León, 2007). La colocación del radiotransmisor en el dorso del ave mediante un arnés, permite monitorear continuamente sus movimientos y actividades (Cochran, 1980; Mech 1983).

Dieta (alimentación y disponibilidad de los recursos alimentarios)

Conocer la composición de la dieta de la fauna silvestre es un aspecto fundamental que debe considerarse en un programa de manejo de la especie de interés, puesto que define parte de sus requerimientos ecológicos: recursos alimentarios, áreas en que se distribuye

el recurso y la especie y, temporalidad y abundancia de los mismos (Peña y Habib, 1980; Korschgen, 1987). Entre las principales actividades del ave está la obtención de alimento, para lo cual se mueve activamente, buscando y consumiendo casi todo tipo de recursos alimentarios disponibles (Hurst, 1992). El alimento es uno de los factores de mayor importancia para esta ave, pues la limitación o la escasez del mismo puede afectar drásticamente sus poblaciones en forma negativa (Hurst, 1992), por lo que el conocimiento de la dieta provee de información básica e importante para su manejo, principalmente para tomar decisiones y acciones durante la época desfavorable (Garza, 2005).

Para determinar la dieta se han utilizado varias técnicas, las cuales van desde las observaciones de campo de eventos de consumo (Davison y Graetz, 1957; Holecheck *et al*., 1982a; b) hasta la identificación de los alimentos a partir del análisis de mollejas, buches, estómagos y excrementos (Dalke *et al*., 1942; Sparks y Malechek, 1968; Severson, 1981; Holechek *et al*., 1982*a*; b; Alipayou *et al*., 1993; Lewis, 1994; Garza, 2005). El análisis de material fecal es una técnica desarrollada para conocer la dieta de animales herbívoros y ha sido utilizada ampliamente en varias especies silvestres (Fitzgerald y Waddington, 1979; Severson, 1981; Clemente-Sánchez, 1984; Morales, 1985; Gallina, 1993; Morales *et al*., 1997; Sotomayor, 1997; Garza *et al*., 1998; Garza, 2005). La técnica involucra el análisis microhistológico de los tejidos vegetales encontrados en las heces. El método es muy útil, ya que la colecta de excrementos es relativamente fácil y con ello se evita el sacrificio de animales. Además, no interfiere con los hábitos normales de los animales y permite comparar las dietas de dos o más especies al mismo tiempo, el muestreo puede ser ilimitado y requiere de poco equipo (Holechek *et al*., 1982a; b). Esta técnica requiere un cierto grado de habilidad para identificar los tejidos vegetales, pero resulta muy útil en los casos en que no se tienen mollejas o buches disponibles, o bien en casos que involucran a especies raras, en peligro de extinción, sometidas a regulación cinegética o cuando se trata de fauna de áreas naturales protegidas (Korschgen, 1987; Garza *et al*., 1998; Garza, 2005).

El monitoreo de la dieta a largo plazo provee buenos indicadores sobre los principales requerimientos ecológicos de cualquier especie de fauna; además aporta información valiosa y comparativa, si se practica entre años consecutivos. Esto permite generalizar sobre sus necesidades alimentarias, primordialmente durante la estación desfavorable (seca), época en la que los cóconos se congregan en grandes números y la población depende fuertemente de los escasos recursos disponibles, por lo cual se halla más vulnerable (al hambre, a la depredación, a las enfermedades y otros). Por esto, conocer la dieta favorece el buen manejo de la especie, ya que se pueden iniciar programas de protección de los recursos de mayor importancia o, en su caso, suministrar suplemento alimentario, otorgando así cierta estabilidad a la población o incluso incrementarla, al asegurar una mayor adecuación de juveniles y de adultos.

La técnica de análisis de dieta basada en excretas se detalla a continuación: se colectan heces fecales de cócono al azar y se coloca cada muestra en bolsas de papel de estraza, secándolas a temperatura ambiente y rotulándolas debidamente con sitio, fecha y otros datos pertinentes. Mediante un microscopio estereoscópico se separan de cada muestra los restos de artrópodos y se identifican al menos hasta familia, con ayuda de referencias científicas y de especialistas. Los restos de semillas y las partes duras de los vegetales también se separan macroscópicamente, rotulándolas debidamente.

Con el material fecal disgregado se realizan las preparaciones para identificar y cuantificar los fragmentos vegetales mediante la técnica microhistológica (Sparks y Malechek, 1968; Peña y Habib, 1980; Holechek *et al*., 1982*a*; *b*; Sotomayor, 1997; Garza *et al*., 1998). Para ello, cada muestra se muele y homogeneiza en un mortero, adicionando cloruro de sodio comercial, posteriormente tamizando y lavando con agua el material resultante, con lo que se elimina el agente aclarador. Con el material así procesado se realizan las preparaciones microscópicas que se secan a 38 °C.

Las laminillas se preparan en grupos de cinco tomando el mismo material procesado del periodo, fecha

o sitio involucrados, utilizando una lámina con oquedades de similar tamaño en el que se deberá verter con una espátula el material en las laminillas alineadas. Lo anterior asegura que la misma cantidad de material se incluya en cada laminilla, ya que con la espátula se podrá quitar el excedente a la vez y el grosor de la laminilla (muy delgada) permitirá dejar el material a manera de una fina película sobre la laminilla, con forma circular y de la misma dimensión en todas.

La identificación de los vegetales se realiza gracias a un microscopio de contraste de fases, basándose en una colección de preparaciones microhistológicas vegetales del área, previamente elaboradas. La cuantificación de fragmentos se realiza a 40 aumentos, seleccionando 20 campos al azar para cada estación (cinco por preparación). La frecuencia de cada especie se convierte a densidad relativa (Fracker y Brischle, 1944; Sparks y Malechek, 1968; Holechek y Gross, 1982), mediante la fórmula siguiente, definiéndose la proporción de cada vegetal en la dieta como sugirieron Peña y Habib (1980):

$$F = 1 - e - x$$

Donde:
F = frecuencia
e = base de los logaritmos naturales y,
x = densidad media

Las especies vegetales se tabulan de acuerdo a la estación del año a la que corresponden y a su forma de vida (arbórea, arbustiva, herbácea y gramínea). La riqueza y la diversidad específica estacional se estiman, por ejemplo, mediante el índice de Simpson (1 - D = DS), identificando las especies más comunes por el recíproco de Simpson (1/D = RS) y utilizando el programa *DIVERS* (Krebs, 1989). La proporción de similitud o disimilitud (R_o) de la dieta entre estaciones se calcula mediante un índice (Horn, 1966), el cual estima el grado de superposición de dietas a través del programa *NICHE* (Krebs, 1989). El índice es apropiado cuando se analizan porcentajes o proporciones, pues resulta poco afectado por el tamaño de muestra y se ha considerado como el mejor cuando el recurso utilizado no puede expresarse en número de individuos (Ricklefs y Lau, 1980; Smith y Zaret, 1982).

Con los datos obtenidos se analiza la correlación entre las proporciones de los recursos alimentarios vegetales principales y los alternos en la dieta del cócono y la amplitud de nicho (AN = RS), para cada estación, mediante el recíproco de Simpson (Krebs, 1989). El análisis se realiza mediante el Coeficiente de Correlación de Rangos de Spearman (r_s), que es una prueba estadística no paramétrica utilizada comúnmente para estimar la asociación entre dos variables, y que es adecuada cuando no se tiene la certeza de que exista linealidad entre ambas variables (Siegel, 1975). De acuerdo con la teoría de forrajeo óptimo, la amplitud de nicho (AN) debería expandirse cuando la densidad de la presa o alimento principal disminuya y, debería comprimirse cuando ésta aumente (Pyke *et al*., 1977; Pyke, 1984) Así, el vegetal principal en la dieta tendrá el coeficiente más negativo y la especie alterna de menor importancia tendrá un coeficiente más positivo.

Para el monitoreo fenológico, en el caso de los estudios efectuados en Durango, se consideraron diez parcelas de 25 m de radio cada una, en las que se seleccionan al azar cinco individuos de las tres especies de mayor importancia en la dieta vegetal, marcando permanentemente con cinta un metro cúbico de follaje para cuantificar la producción de inflorescencias, flores y frutos. Por lo anterior se recomienda monitorear en total 150 individuos de las tres especies en parcelas que se distribuyan al azar en los diez sitios. El análisis fenológico se centra en la obtención de frecuencias y proporciones de los diferentes estadios de desarrollo de inflorescencias, flores y frutos, comparándolos entre sí por estadística descriptiva y obteniendo gráficamente el comportamiento temporal y espacial de la disponibilidad de los recursos alimentarios de las áreas.

Lineamientos técnicos y criterios para la determinación de viabilidad de cosecha a escala de las UMA

Se recomienda utilizar los datos de población observada y su composición por sexos y edades, así como la ubicación de las parvadas, para definir la posible distribución entre predios o UMA. La disponibilidad de machos adultos es primordial para el éxito de la actividad cinegética y dar continuidad natural a la población, por lo que es importante el considerar el reclutamiento de machos en los siguientes años a partir de las observaciones de machos juveniles.

Recomendaciones para integrar los componentes biológico, social y económico en los programas de conservación de las especies

La uniformidad de las metodologías para el monitoreo poblacional permitirá las comparaciones entre regiones, lo cual sería de alto valor técnico y científico, ya que representarían información de primera mano para la toma de decisiones en cuanto al manejo y aprovechamiento de la especie en una escala nacional y, científicamente, por ser información que documentaría la situación de las poblaciones y que podría orientarse hacia programas de conservación e investigación de la misma. Un método estandarizado de monitoreo poblacional de la especie, implementado por la SEMARNAT y cuyo fin último sea el validar las poblaciones y hacerlas comparativas, debería ser abrigado y desarrollado por los técnicos responsables que están a cargo de las acciones de manejo, conservación y aprovechamiento de las UMA. Lo anterior, necesariamente incidirá en un mayor conocimiento de las poblaciones y permitirá el desarrollo de un aprovechamiento sostenido, tanto ecológica como económicamente hablando.

La participación de los habitantes locales en las evaluaciones poblacionales permitirá contar con una mayor cantidad de información que valide la situación de las mismas, dentro del marco de sistematización metodológica, lo cual apoyaría y sustentaría una estrategia regional y nacional en beneficio del recurso y de la actividad cinegética.

Una alternativa para evaluar las poblaciones por periodos largos de tiempo y sin interferir con la conducta de los animales, es el uso de cámaras digitales con sensor de movimiento, que permiten cuantificar a los animales que visitan los cebaderos por fotografías continuas si los animales permanecen un tiempo determinado en el cebadero. Esto permite contabilizarlos con cierta precisión y sin perturbación, además de que permite identificar los sexos y las edades de los animales. La forma de analizar la información obtenida por este método es similar a la descrita por el conteo directo, pero considerando dos periodos al día: mañana (del amanecer al mediodía) y tarde (del mediodía al anochecer). Este método ha dado resultados fructíferos en algunas UMA de Durango en los últimos cuatro años.

Eilucidar si la mortalidad invernal es realmente alta con estudios a largo plazo y puntuales, permitirá contar con las bases que generen estrategias para atenuar esta problemática. Sin embargo, si la caza furtiva y de sustento no es regulada por las autoridades competentes, difícilmente podremos identificar y atacar el problema de raíz. Un estudio dirigido a la productividad anual de las hembras favorecería la adquisición de este tipo de información, la cual conllevaría a soluciones expeditas para conservar, recuperar o aprovechar la especie. Sin embargo, la dificultad para realizar el seguimiento de nidos y polladas radica en que en vez de favorecer a la población, el estudio puede afectarla drásticamente, ya que provocaría el abandono de nidos o la pérdida de pollos durante las observaciones. La alternativa es monitorear la población en los meses de enero y febrero, de tal forma que se pueda identificar a los juveniles sobrevivientes al frío intenso y a la escasa cantidad de alimento en el ambiente.

El análisis microhistológico nos aporta una valiosa información sobre la disponibilidad de los recursos alimentarios existentes en un área dada, lo cual permite el desarrollar estrategias de manejo en sus tres

niveles, es decir, para mantener estable relativamente a cualquier población de guajolote, incrementarla o disminuirla por el simple hecho de manipular un recurso alimentario alternativo o, que pueda compensar la escasa existencia del recurso de mayor importancia en un año o región dados. Como ya es ampliamente conocido, el guajolote es una especie altamente adaptable (Dickson, 2001), por lo que al conocer su dieta de manera indirecta, favorece la manipulación y el manejo deseado. El manejo, conservación o protección de la especie en un sitio con bajas poblaciones implicaría necesariamente un manejo de esta índole en primera instancia.

La estimación del área de actividad mediante la media armónica nos permite ser conservadores a las superficies de uso o ámbitos hogareños, eliminando la información que eventualmente corresponde a movimientos erráticos o provocados por alguna situación que afecte el comportamiento normal de la especie. El establecer a escala regional un tamaño de área de actividad estándar (3.8 Km^2), puede ayudar a inferir en cuanto al número de animales que habitan una región, a partir de las observaciones o conteos directos y sistemáticos de aquellas aves que visiten un sitio cebado o aguaje, principalmente durante el invierno o la primavera. Lo anterior, podrá ser de gran utilidad para determinar la población de guajolote en un área determinada si varios sitios se establecen de manera discreta y son monitoreados a la vez, cuidando que las áreas de influencia de cada sitio no se sobrepongan entre sí. Esto es, los sitios de observación deberán estar separados al menos tres kilómetros, con lo que se asegura que las aves que visitan un sitio en un periodo de observación, no puedan visitar otro sitio adyacente.

Otra estrategia de conservación de la especie es el incentivar un plan de manejo de la especie que funcione no sólo en beneficio de la misma, sino en beneficio económico de los habitantes locales, otorgándole un valor agregado a la fauna, por su uso y aprovechamiento a través de un sistema regional de UMA, que favorecerá necesariamente a la población regional del guajolote silvestre, representando un centro de cuidado, reproducción y dispersión de la especie. Lo anterior pudiera afianzarse mediante una estrategia de tipo cooperativista, de tal forma que gran parte de los habitantes participen en el proceso de manejo, conservación, monitoreo, vigilancia y aprovechamiento de los guajolotes silvestres de su región (Garza *et al.*, 2009*b*).

La conformación de grupos o comités técnicos dedicados a la vida silvestre en los predios registrados como UMA, es importante para fomentar este instrumento y promover el desarrollo del mismo. Estos comités ya desarrollan en algunos sitios vigilancia social o participativa, de tal forma que han disminuido los efectos de la caza furtiva. No obstante, la promoción y el apoyo por parte de la PROFEPA es necesaria, dado que estos comités son atenuados o incluso desdeñados si no existe la credibilidad y apoyo de esta procuraduría.

La capacitación de los habitantes de las UMAs deberá verse como una estrategia de máxima utilidad, generadora de controversia y de participación conjunta. Esta capacitación deberá involucrar no sólo el programa referente a las UMAs, sino incluir aspectos diversos de conservación, biodiversidad, medio ambiente, entre otros, dado que los mismos son claros objetos de educación ambiental y que conducen al cambio de actitud hacia los recursos naturales (Garza *et al.*, 2009*b*).

El manejo y cuidado de los matorrales de manzanita es primordial para garantizar que las poblaciones de guajolote silvestre mantengan un buen nivel nacional, dado que son proveedores de alimento durante prácticamente todo el año, otorgando a su vez un buen hábitat de protección para la especie. Lo anterior disminuirá de manera significativa la mortalidad de pollos, subadultos y adultos durante la estación de escasez de recursos alimentarios. La alternativa en regiones con poblaciones bajas es implementar una estrategia de suplementación alimentaria con el fin de alcanzar un buen nivel poblacional, aunque esta medida se utiliza en general en UMAs con aprovechamiento cinegético, ha demostrado que la medida es eficiente desde el punto de vista de conservación y recuperación de la especie en el corto plazo en los sitios con bajas densidades (Garza obs. personales). Una alternativa de suplementación alimentaria puede orientarse hacia la remoción de suelo de pequeñas parcelas,

de tal forma que permitan la renovación de vegetación y artrópodos que promuevan el crecimiento poblacional a través del mantenimiento de la misma en las estaciones desfavorables.

La identificación de sitios coconeros o de alta utilización por la especie es importante para desarrollar estrategias de recuperación a nivel regional. Esto ha sido vislumbrado en un marcado intensivo de animales en una UMA en Durango, la cual tiene un fuerte manejo con fines cinegéticos y ha permitido observar que dicho manejo ha favorecido a la población a nivel regional (De León, 2007; Garza *et al*., 2007). Desde el punto de vista de conservación son importantes también esas áreas, dado que otorgan herramientas para la zonificación y protección del área para el cuidado de la especie y de la fauna silvestre en general, como es el caso que pudiera aplicarse en la Reserva de la Biosfera La Michilía, considerando varios sitios o refugios identificados para la especie y que favorecerían indudablemente a otras especies (Garza, 2007).

Literatura citada

Ackerman, B. B., F. A. Leban, M. D. Samuel y E. O. Garton. 1990. *User's Manual for Program HOME RANGE*. (Segunda Edición). Technical Report 15. Forestry and Wildlife Range Experimental Station, University of Idaho. Moscow, Idaho.

Alipayou, D., J. L. Holechek, R. Valdez, A. Tembo, L. Saiwana, M. Rusco y M. Cardenas. 1993. Range condition influences on Chihuahuan Desert cattle and jackrabbit diets. *Journal of Range Management*, 46:296-301.

Alsop, F. J. 2001. *Birds of North America. Eastern Region.* Smithsonian Books, E.U.A. 202 pp.

Applegate, R. D. 1997. A rural mail carrier survey index for Kansas wild turkeys. *Transactions of the Kansas Academy of Sciences*, 100:80-84.

Barwick, L. H. y D. W. Speake. 1973. Seasonal movements and activities of Wild Turkey gobblers in Alabama. Pp. 125-133, en: Sanderson G. C. y H. C. Schultz (eds.). *Wild Turkey Management: Current Problems and Programs*. Missouri Chapter, The Wildlife Society, University of Missouri Press. Columbia, Missouri.

Bautista, Z. F., H. Delfín, J. L. Palacio y M. Delgado. 2004. *Técnicas de muestreo para manejadores de recursos naturales*. Instituto Nacional de Ecología-Instituto de Geografía, UNAM-Universidad Autónoma de Yucatán, 507 pp.

Bekoff, M. y L. D. Mech. 1984. Simulation analysis of space use: Home range estimates, variability, and sample size. *Behavioral Research Methods, Instruments and Computers*. 16:32-37.

Bergerud, A. T. y M. W. Gratson. 1988. Survival and breeding strategies of grouse. Pp. 473-577, en: Bergerud, A. T. y M. W. Gratson (eds.). *Adaptative strategies and population ecology of northern grouse*. University of Minnesota Press. Minneapolis, Minnesota.

Boulanger, J. G. y G. C. White. 1990. A comparison of home-range estimators using Monte Carlo simulation. *Journal of Wildlife Management*, 54:310-315.

Bowen, W. D. 1982. Home range and spatial organization of coyotes in Jasper National Park, Alberta. *Journal of Wildlife Management*, 46:201-216.

Brower, J. E. y J. H. Zar. 1984. *Field and laboratory methods for general ecology*. Segunda edición. W. M. C. Brown Company Publications, Dubuque, IO.

Brown, E. K. 1980. Home range and movements of Wild Turkeys-A review. *Proc. 4th National Wild Turkey Symposium.* Arkansas Chapter, The Wildlife Society: 251-261.

Burt, W. H. 1943. Territoriality and home range as applied to mammals. *Journal of Mammalogy*, 24:346-352.

Byers, C. R., R. K. Steinhosrt y P. R. Krausman. 1984. Clarification of a technique for analysis of utilization-availability data. *Journal of Wildlife Management,* 48:1050-1052.

Campo, J. J., C. R. Hopkins y W. G. Swank. 1984. Mortality and reproduction of stocked eastern turkeys in east Texas. *Proceedings, Annual Conference Southeastern Association of Fish and Wildlife Agencies (1984)*, 38:78-86.

Clemente-Sanchez, F. 1984. *Utilización de la vegetación nativa en la alimentación del venado cola blanca (*Odocoileus virginianus *Hays) en el Estado de Aguascalientes.* Tesis de Maestría. Colegio de Posgraduados, Chapingo, Estado de México.

Cobb, D. T. y P. D. Doerr. 1989. Above-ground nesting by Wild Turkeys. *The Wilson Bulletin,* 101:645-648.

Cobb, D. T., J. L. Kalso y G. W. Tanner. 2001. Refining population estimation and survey techniques for wild turkeys. Pp., 179-185, en: W. F. Porter, y K. K. Fleming (eds.). *Proceedings of the Eighth National Wild Turkey Symposium*. National Wild Turkey , Augusta, Georgia.

Cochran, W. W. 1980. Telemetría en Vida silvestre. Pp. 531-545, en: T. R. Rodríguez (ed.). *Manual de técnicas de gestión de vida silvestre*. The Wildlife Society, Inc., Washington, D.C.

Cochran, W. W. y R. D. Lord, Jr. 1963. A radio-tracking system for wild animals. *Journal of Wildlife Management*, 27:9-24.

Cook, R. L. 1972. A study of nesting turkeys in the Edwards Plateau of Texas. *Proceedings of the Annual Conferene of Southeastern Associations of Game and Fish Commissions (1972)*. 26:236-244.

Cottam, G. y J. T. Curtis. 1956. The use of distance methods in phytosociological sampling. *Ecology*, 37:451-460.

Dalke, P. D., W. K. Clark, Jr. y L. J. Korschen. 1942. Food habit trends of the Wild Turkey in Missouri as determined by dropping analysis. *Journal of Wildlife Management*, 6:237-

Davis, J. R. 1973. Movements of Wild Turkey in Southwestern Alabama. Pp. 135-139, en: G. C. Sanderson y H. C. Schultz (eds.). *Wild Turkey Management: Current Problems and Programs*. Missouri Chapter, The Wildlife Society, the University of Missouri Press. Columbia, Missouri.

Davies, D. E. y R. L. Winstead. 1987. Estimación de tamaños de poblaciones de vida silvestre. Pp. 233-258, En: T. R. Rodríguez (ed.). *Manual de Técnicas de gestión de vida silvestre*. The Wildlife Society, Inc. Washington, D.C.

Davison, V. E. y K. E. Graetz. 1957. Managing habitat for white-tailed deer and wild turkeys. *Transactions of the North American Wildlife and Naturall Resources Conference*, 22:412-424.

De León, D. 2007. *Abundancia relativa, caracterización de hábitat y manejo del Guajolote Silvestre en el Rancho El Durangueño, Canatlán, Durango*. Tesis de Maestría. Instituto Tecnológico El Salto. El Salto, Durango.

Dickson, J. G. 1992. *The Wild Turkey: Biology and Management*. Stackpole Books. Harrisburg, Pennsylvania.

Dickson, J. G. 2001. Summary of important findings of the Eighth National Wild Turkey Symposium. Pp. 1-4. En: W. F. Porter y K.K. Fleming (eds.). *Proceedings of the Eighth National Wild Turkey Symposium*. National Wild Turkey Federation. Augusta, Georgia.

Dixon, K. R. y J. A. Chapman. 1980. Harmonic mean measure of animal activity areas. *Ecology*, 61:1040-1044.

Donohoe, R. W., C. E. Mckibben y C. B. Lowry. 1968. Turkey nesting behavior. *The Wilson Bulletin*, 80:103-104.

Eaton, S. W. 1992. Wild Turkey. Pp. 1-28. En: A. Poole, P. Stettenheim y F. Gill (eds.). *The Birds of North America 22*. The Philadelphia Academy of Natural Sciences and The American Ornithologists' Union. Washington, DC:.

Edge, W. D. y C. L. Marcum. 1985. Movements of elk in relation to logging disturbances. *Journal of Wildlife Management*, 49:926-930.

Everett, D. D., D. W. Speake y W. K. Maddox. 1980. Natality and mortality of a north Alabama Wild Turkey population. Pp. 117-126, en: J. M. Sweeney (ed). *Proceedings of the 4th. National Wild Turkey Symposium*. Arkansas Chapter of The Wildlife Society.

Exum, J. H., J. A. McGlyncy, D. W. Speake, J. L. Buckner y F. M. Stanley. 1987. Ecology of the Eastern Wild Turkey in an intensively managed pine forest in southern Alabama. *Tall Timbers Research Station Bulletin*, 23:1-77.

Fitzgerald, A. E. y D. C. Waddington. 1979. Comparison of two methods of fecal analysis of herbivore diet. *Journal of Wildlife Management*, 43:468-473.

Fracker, S. B. y J. A. Brischle. 1944. Measuring the local distribution of *Ribes*. *Ecology*, 25:283-303.

Gallina, S. 1993. White-tailed deer and cattle diets at La Michilia, Durango, Mexico. *Journal of Range Management*, 46:487-492.

Garza, A. 1993. Captura y radiorastreo del guajolote silvestre: metodologías e implicaciones. *Resúmenes Reunión Anual de CIPAMEX Estudio y Conservación las Aves de México*. Catemaco, Veracruz.

Garza, A. 1994. *Estudio sobre la densidad de la población del guajolote silvestre de la Sierra de Picachos, Nuevo León y, Propuesta para levantar la veda a partir de la temporada cinegética 1994-95 en la Sierra de Picachos, N. L.* Informe Técnico. Instituto de Ecología, A.C.-SEDESOL. Durango, Dgo.

Garza, A. 1995. *Plan maestro para la instalación del Ejido Cinegético San Juan de Michis, para el aprovechamiento del guajolote silvestre*. Informe Técnico. Gobierno del Estado de Durango-SEMARNAP e Instituto Nacional de Ecología. Durango, Dgo.

Garza, A. 1998. *Estudio poblacional y plan de manejo del guajolote silvestre del Rancho La Campana, El Mezquital, Durango, para constituirlo como unidad de manejo y aprovechamiento sustentable de la vida silvestre*. Informe Técnico. Instituto Nacional de Ecología, Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. Junio de 1997. Durango, Dgo.

Garza, A. 1999. *Estimación poblacional y plan de manejo del guajolote silvestre de dos comunidades de Santiago Papasquiaro, Durango: Comunidad Boca del Potrero (Reg. DGVS-CR-EX-1543-Dgo) y Comunidad San Jorge (Reg. DGVS-CR-EX-1542-Dgo)*. Informe Técnico. Instituto Nacional de Ecología, Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. Septiembre de 1999. Durango, Dgo.

Garza, A. 2000a. *Densidad poblacional del guajolote silvestre del Rancho La Campana, El Mezquital, Durango: monitoreo 1999-2000 (DFYFS-CR-EX-0546-DGO)*. Informe Técnico. Instituto Nacional de Ecología, Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. Marzo de 2000. Durango, Dgo.

Garza, A. 2000b. *Aprovechamiento cinegético y manejo del guajolote silvestre del Rancho La Campana, El Mezquital, Durango: temporada 1999-2000 (DFYFS-CR-EX-0546-DGO)*. Informe Técnico. Instituto Nacional de Ecología, Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. Junio de 2000. Durango, Dgo.

Garza, A. 2005. *Biología, ecología y alimentación del Cócono Silvestre en Durango (Aves: Meleagris gallopavo)*. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias,UNAM. México, D. F.

Garza, A. 2008. Población del guajolote silvestre en la Reserva de la Biósfera La Michilía utilizando dos métodos de monitoreo. P. 77. En: CIPAMEX-CERAC (eds.). *Resúmenes y Programa del VIII CECAM*. Durango, Dgo.

Garza, A. y E.E. Aragón. 2003. *Plan de manejo y aprovechamiento cinegético en la UMA "San Juan de Michis", Súchil, Durango (SEMARNAT–UMA–EX–0076–Dgo)*. Informe Técnico. Instituto Nacional de Ecología–Dirección General de Vida silvestre, Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Durango, Dgo.

Garza A. y E. E. Aragón. 2008. Dieta del guajolote silvestre en primavera en la Reserva de la Biosfera La Michilía: periodo de máxima sequía y escasez de recursos alimentarios. Pág. 76. En: CIPAMEX-CERAC (eds.). *Resúmenes y Programa del VIII CECAM*. Durango, Dgo.

Garza, A. y J. Nocedal. 1991. *Estudio sobre la distribución y abundancia del cócono silvestre en el Estado de Durango.* Informe Técnico. Instituto de Ecología, A. C.-SEDESOL. Durango, Dgo.

Garza, A. y L. E. Palacios. 2002a. *Monitoreo poblacional (2002) del guajolote silvestre de la UMA "La Campana", Municipio de El Mezquital.(DFYFSCR-EX0546-DGO)*. Consultoría Privada "Asesoría Técnica de Recursos Naturales". Informe Técnico.

Instituto Nacional de Ecología - Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Marzo de 2002. Durango, Dgo.

Garza, A. y L. E. Palacios. 2002b. *Estimación poblacional y plan de manejo del guajolote silvestre de la UMA "Las Margaritas", Súchil, Durango (SEMARNAT-UMA-EX-0021-DGO).* Consultoría Privada "Asesoría Técnica de Recursos Naturales". Informe Técnico. Instituto Nacional de Ecología -Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Marzo de 2002. Durango, Dgo.

Garza, A. y L. E. Palacios. 2002c. *Estimación poblacional y plan de manejo del guajolote silvestre de la UMA "El Chicle", Municipio de Durango (SEMARNAT DGVS-CREX-2254-DGO).* Consultoría Privada "Asesoría Técnica de Recursos Naturales". Informe Técnico. Instituto Nacional de Ecología - Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Marzo de 2002. Durango, Dgo.

Garza, A. y J. Servin. 1993. Estimación de la población y utilización del hábitat del cócono silvestre (Meleagris gallopavo, Aves: Phasianidae) en Durango, México. *Ecología Austral*, 3:15-23.

Garza, A., V. Martinez y E. E. Aragón. 1998. Microhistología de las especies vegetales comunes en la dieta de los herbívoros silvestres de la Sierra Madre Occidental. *Ubamari,* 45:48-72.

Garza, A, J. H. Martinez y E. Martinez. 2000a. *Estimación poblacional y plan de manejo del guajolote silvestre del Ejido Salvador Allende, Municipio de Durango, Dgo.* Informe Técnico. Instituto Nacional de Ecología - Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. Marzo de 2000. Durango, Dgo.

Garza, A, J. H. Martinez y E. Martinez. 2000b. *Estimación poblacional y plan de manejo del guajolote silvestre del Ejido Echeverría de la Sierra, Municipio de Durango, Dgo.* Informe Técnico. Instituto Nacional de Ecología-Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. Marzo de 2000. Durango, Dgo.

Garza, A, J. H. Martínez y E. Martínez. 2001a. *Estimación poblacional y plan de manejo del guajolote silvestre del Ejido La Quinta, Municipio de Durango, Dgo. (SEMARNAT–UMA-EX-0012-DGO).* Informe Técnico. Instituto Nacional de Ecología-Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Marzo de 2001. Durango, Dgo.

Garza, A, J. H. Martínez y E. Martínez. 2001b. *Estimación poblacional y plan de manejo del guajolote silvestre del Rancho El Durangueño, Municipio de Canatlán, Dgo. (SEMARNAT-UMA-EX-0010-DGO).* Informe Técnico. Instituto Nacional de Ecología-Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Marzo de 2001. Durango, Dgo.

Garza, A., M. A. Osio, L. E. Palacios y A. Merlín 2002a. *Estimación poblacional y plan de manejo del guajolote silvestre y del venado cola blanca de la UMA "Pomas-Durangueño", Canatlán, Durango.* Informe Técnico. Instituto Nacional de Ecología – Secretaría de Medio Ambiente y Recursos naturales. Noviembre de 2002. Durango, Dgo.

Garza, A., M. A. Osio, L. E. Palacios, I. Benicio y A. Merlin. 2002b. *Estimación poblacional y plan de manejo del guajolote silvestre y del venado cola blanca del Ejido Benjamín Aranda, Canatlán, Durango.* Informe Técnico. Instituto Nacional de Ecología – Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Noviembre de 2002. Durango, Dgo.

Garza, A., M. A. Osio, L. E. Palacios, I. Benicio y A. Merlin. 2002c. *Estimación poblacional y plan de manejo del guajolote silvestre y del venado cola blanca del Ejido "Las Playas", Durango, Dgo.* Informe Técnico. Instituto Nacional de Ecología - Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Noviembre de 2002. Durango, Dgo.

Garza, A., F. Sánchez, A. Sánchez, S. R. Gutiérrez, G. D. De León, A. Merlín y J. J. Ruíz. 2006. *Plan de Manejo de la UMA "Ejido Arnulfo R. Gómez", Municipio de Canatlán, Dgo.* Informe Técnico. Centro de Ecología Regional, A.C.-CONAFOR-UAF No. 9 "La Flor". Durango, Dgo.

Garza, A., G. D. De León, S. R. Gutiérrez, A. Sánchez y E. E. Aragón. 2007. *Venado cola blanca y cócono silvestre en Durango: 10 años a través de*

las UMAs. Informe Técnico. FOMIX COCyTED proyecto DGO-2006-C01-43715. Centro de Ecología Regional, A. C. - Consejo de Ciencia y Tecnología del Estado de Durango - Gobierno del Estado de Durango. Durango, Dgo.

Garza, A., S. Gutiérrez, E. Aragón, J. A. Rodríguez y G. D. De León. 2008. *"Curso-Taller sobre UMAs cinegéticas de Guajolote Silvestre y Venado Cola Blanca". Ejido San Juan de Michis, Súchil, Durango.* Informe Técnico. Capacitación a 14 ejidatarios y avecinados del 4 al 5 de Septiembre de 2008. Centro de Ecología Regional, A.C. - Dirección de la Reserva de la Biosfera La Michilía/CONANP. Programa de Conservación para el Desarrollo Sostenible 2008. Piedra Herrada, Súchil, Dgo.

Garza, A., E. Aragón, J.A. Rodríguez y S. Gutiérrez. 2009a. *"Curso sobre UMAs cinegéticas de Venado Cola Blanca y Guajolote Silvestre en Durango". Ejido Cerro Blanco, Súchil, Durango.* Informe Técnico. Capacitación a 10 ejidatarios y avecinados del 18 al 21 de Mayo de 2009. Centro de Ecología Regional, A.C. – ProÁrbol 2008/CONAFOR. Vicente Guerrero, Vicente Gro., Dgo.

Garza, A., E. E. Aragón, J. A. Rodríguez y S. R. Gutiérrez. 2009b. *Programa regional productivo para la conservación, manejo y uso sustentable de la fauna silvestre cinegética en seis ejidos en la zona de amortiguación de una Área Natural Protegida, en los municipios de Súchil y El Mezquital del estado de Durango. Proyecto CS-09-D-DR-198-09*. Informe Técnico presentado al Instituto Nacional de Desarrollo Social/INDESOL-Centro de Ecología Regional, A.C. Durango, Dgo.

Garza, A., S. Gutiérrez, J. A. Rodríguez y E. E. Aragón. 2009c. *Estudio para el monitoreo de las poblaciones de venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*), guajolote silvestre (*Meleagris gallopavo*) y jabalí europeo (*Sus scrofa*), especies potencialmente aprovechadas. Ejido Cerro Blanco, Súchil, Durango.* Informe Técnico. Centro de Ecología Regional, A.C.-Dirección de la Reserva de la Biosfera La Michilía/CONANP. Programa de Conservación para el Desarrollo Sostenible 2008. Súchil, Dgo.

Garza, A., J. A. Rodríguez, E. Aragón y S. Gutiérrez. 2009d. *Estudio para el monitoreo de las poblaciones de venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*), guajolote silvestre (*Meleagris gallopavo*) y jabalí europeo (*Sus scrofa*), especies potencialmente aprovechadas. Ejido San Juan de Michis, Súchil, Durango*. Informe Técnico. Centro de Ecología Regional, A.C.-Dirección de la Reserva de la Biosfera La Michilía/CONANP. Programa de Conservación para el Desarrollo Sostenible 2008. Súchil, Dgo.

Garza, A., J. A. Rodríguez, S. Gutiérrez y E. Aragón. 2009e. *"Curso sobre UMAs cinegéticas de Venado Cola Blanca y Guajolote Silvestre en Durango". Ejido San Antonio de Muleros, Súchil, Durango*. Informe Técnico. Capacitación a 17 ejidatarios y avecindados del 20 al 23 de Abril de 2009. Centro de Ecología Regional, A.C. - ProÁrbol 2008/ CONAFOR. Vicente Guerrero, Vicente Gro., Dgo.

Giesen, K. M. y C. E. Braun. 1992. Winter home range and habitat characteristics of White-tailed Ptarmigan in Colorado. *The Wilson Bulletin*, 104:263-272.

Godfrey, C. L. y G. W. Norman. 2001. Reproductive ecology and nesting habitat of Eastern wild turkeys in Western Virginia. Págs. 203-210, en: W. F. Porter y K.K. Fleming Eds.). *Proceedings of the Eighth National Wild Turkey Symposium*. National Wild Turkey Federation. Augusta, Georgia.

Godwin, K. D., G. A. Hurst y B. D. Leopold. 1996. Size and percent overlap of gobbler home ranges and core-use areas in central Mississippi. Pp. 45-52, en: J. G. Dickson (ed.). *Proceedings of the Seventh National Wild Turkey Symposium*. Stackpole Books y National Wild Turkey Federation. Rapid City, South Dakota.

Green, H. E. 1982. Reproductive behavior of female Wild Turkeys in northern lower Michigan. *Journal of Wildlife Management*, 46:1065-1071.

Haroldson, K. J. 1996. Energy requirements for winter survival of wild turkeys. Pp. 9-14, en: J. G. Dickson (ed.). *Proceedings of the Seventh National Wild Turkey Symposium*. Stackpole Books y National

Wild Turkey Federation. Rapid City, South Dakota.

Hayne, D. W. 1949. Calculation of size of home range. *Journal of Mammalogy*. 30:1-18.

Healy, W. M. 1977. Wild Turkey winter habitat in West Virginia cherry-maple forest. *Transactions of the Northeast Section of The Wildlife Society*, 34:7-12.

Healy, W. M. 1985. Turkey poult feeding activity, invertebrate abundance, and vegetation structure. *Journal of Wildlife Management*, 49:466-472.

Healy, W. M. 1992. Behavior. Pp. 46-65, en: J. G. Dickson (ed.). *The Wild Turkey: Biology and Management*. Stackpole Books. Harrisburg, Pennsylvania.

Hillestad, H. O. 1973. Movements, behavior, and nesting ecology of the Wild Turkey in Eastern Alabama. Pp. 109-123, en: G. C. Sanderson y H. C. Schultz (eds.). *Wild Turkey Management: Current Problems and Programs*. Missouri Chapter of the Wildlife Society, The University of Missouri Press. Columbia, Missouri.

Hillestad, H. O. y D. W. Speake. 1970. Activities of Wild Turkey hens and poults as influenced by habitat. *Proceedings of the Annual Conference of the Southeastern Association of Fish and Wildlife Agencies*, 24:244-251.

Hoffman, R. W. 1990. Chronology of gobbling and nesting activities of Merriam's wild turkeys. Pp. 25-31, en: W. M. Healy y G. B. Healy (eds.). *Proceedings of the Sixth National Wild Turkey Symposium*. National Wild Turkey Federation. Edgefield, South Carolina.

Holbrook, H. L. 1973. Management of Wild Turkey habitat in southern forest types. Pp. 245-252, en: G. C. Sanderson y H. C. Schultz (eds.). *Wild Turkey Management: Current Problems and Programs*. Missouri Chapter of the Wildlife Society, The University of Missouri Press. Columbia, Missouri.

Holechek, J. L. y B. D. Gross. 1982. Evaluation of different diet calculation procedures for microhistological analysis. *Journal of Range Management*, 35:721-723.

Holechek, J. L., M. Vavra y R. D. Pieper. 1982a. Botanical composition determination of range herbivore diets: A review. *Journal of Range Management*, 35:309-315.

Holechek, J. L., B. D. Gross, S. M. Dabo y T. Stephenson. 1982b. Effects of sample preparation, growth stage, and observer on microhistological analysis of herbivore diets. *Journal of Wildlife Management*, 46:502-505.

Horn, H. S. 1966. Measurement of overlap in comparative ecological studies. *American Naturalist*, 100:419.424.

Howell, S. N. G. y S. Webb. 1995. *Guide to the birds of Mexico and northern Central America*. Oxford University Press, New York, E.U.A., 851 pp.

Hurst, G. 1992. Food and Feeding. Pp. 66-83, en: J. G. Dickson (ed.). *The Wild Turkey, biology and management.* Stackpole Books. Harrisburg, Pennsylvania.

Jonas, R. J. 1964. *Ecology and management of Merriam's Turkey in the long pines, southeastern Montana*. Ph.D. Dissertation. Montana State College. Bozeman, Montana.

Kennamer, M. C. 2005. *Gould's Wild Turkey (*Meleagris gallopavo mexicana*)*. National Wild Turkey Federation. Edgefield, South Carolina Wildlife Bulletin No. 5.

Kennamer, J. E., J. R. Gwaltney y K. R. Sims. 1980. Habitat preferences of Eastern Wild Turkey on an area intensively managed for pine in Alabama. Pp. 240-245, Proceedings of the Fourth National Wild Turkey Symposium. Arkansas Chapter of the Wildlife Society.

Kimmel, V. L. y P. J. Swank. 1985. Habitat selection and nesting responses to spring flooding by Eastern Wild Turkey hens in Louisiana. Pp. 155-172, en: J. E. Kennamer (ed.). *Proceedings of the Fifth National Wild Turkey Symposium*. The Wildlife Society. Des Moines, Iowa.

Korschgen, L. J . 1987. Procedimientos para el análisis de los hábitos alimentarios. Pp. 119-134, en: T. R. Rodríguez (ed.). *Manual de técnicas de gestión de vida silvestre*. The Wildlife Society, Inc. Washington, D.C.

Krebs, C .J . 1989. *Ecological methodology*. Harper and Row, New York, NY.

Kurzejeski, E. W. y J. B. Lewis. 1990. Home ranges, movements, and habitat use of Wild Turkey hens in northern Missouri. Pp. 67-71. En: W. M. Healy y G.B. Healy (eds.). *Proceedings of the Sixth National Wild Turkey Symposium*. National Wild Turkey Federation. Edgefield, South Carolina.

Lafón, A. 1997. *Distribution, habitat use and ecology of Gould's turkey in Chihuahua, México*. Tesis doctoral. New Mexico State University. Las Cruces, New Mexico. 155 pp.

Lafón, A. y S. D. Schemnitz. 1996. Distribution, habitat use, and limiting factors of Gould's turkey in Chihuahua, México. Pp. 185-191, en: J. G. Dickson (ed.). *Proceedings of the Seventh National Wild Turkey Symposium*. Stackpole Books y National Wild Turkey Federation. Rapid City, South Dakota.

Lancia, R. A., J .D. Nichols y K. H. Pollock. 1994. Estimating the numbers of animals in wildlife populations. Pp. 215-253, en: T. A. Bookhout (ed.). *Research and management techniques for wildlife and habitats*. The Wildlife Society. Bethesda, Md.

Latham, R. M. 1976. *Complete book of the Wild Turkey*. Stackpole Books. Harrisburg, Pennsylvania.

Leopold, A. S. 1948. The Wild Turkeys of Mexico. *Transactions of the 13th. North American Wildlife Conferece*, 13:393-400.

Leopold, A. S. 1959. *Wildlife of Mexico*. University of California Press, Berkeley, CA.

Leopold, A. S. 1977. *Fauna silvestre de México*. IMERNAR. México, D.F.

Lewis, J. C. 1973. *The World of the Wild Turkey*. J. B. Lippincott Company. Philadelphia y New York.

Lewis, S. W. 1994. Fecal and rumen analyses in relation to temporal variation in Black-tailed Deer diets. *Journal of Wildlife Management*, 58:53-58.

Loft, E. R., J. W. Menke y T. S. Burton. 1984. Seasonal movements and summer habitats of female black-tailed deer. *Journal of Wildlife Management*, 48:1317-1325.

Logan, T. H. 1973. Seasonal behavior of Rio Grande Wild Turkeys in western Oklahoma. *Proceedings of the Annual Conference of the Southeastern Association of Game and Fish Commissions*, 27:74-91.

Mackey, D. L. 1984. Roosting habitat of Merriam's Turkeys in south-central Washington. *Journal of Wildlife Management*, 48:1377-1382.

Manly, B. F. J., P. Miller y L. M. Cook. 1972. Analysis of selective predation experiment. *American Naturalist*, 106:719-736.

Márquez, O. M., M. E. García, C. I. González-Rebeles y L. A. Tarango. 2005. Composición de la dieta del guajolote silvestre (*Meleagris gallopavo mexicana*, Gould, 1856) reintroducido en "Sierra Fría", Aguascalientes, México. *Veterinaria México*, 36(4):395-410.

Márquez, O. M., E. García M, C. Gónzalez-Rebeles y H. Vaquera. 2007. Caracterización de sitios de percha del guajolote silvestre (*Meleagris gallopavo mexicana*) en Sierra Fría, Aguascalientes, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 78:163-173.

Marsden, S. J. y J. H. Martin. 1955. *Turkey management*. Sexta edición. Interstate Press, Danville, Illinois.

Martinez, O. V., A. Garza y W. A. Salas. 1995. Análisis de la dieta y parásitos de guajolote silvestre (*Meleagris gallopavo mexicana*) durante cinco épocas secas en La Michilía, Durango. P. 103, en: *Memorias de la III Reunión Anual de Investigadores. Universidad Juárez del Estado de Durango*. Durango, Dgo. México.

McCabe, K. F. y L. D. Flake. 1985. Brood rearing habitat use by Wild Turkey hens in southcentral South Dakota. *Proceedings of the Fifth National Wild Turkey Symposium*, 5:121-131. The Wildlife Society. Des Moines, Iowa.

Mech, L. D. 1983. *Handbook of animal radio-tracking*. University of Minnesota Press, Minneapolis.

Mena, H. U. 2002. *Evaluación del riesgo sísmico en zonas urbanas*. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Cataluña. Barcelona España.

Messier, F. y C. Barrete. 1982. The social system of the coyote (*Canis latrans*) in a forested habitat. *Canadian Journal of Zoology*, 60:1743-1753.

Metzler, R. y D. W. Speake. 1985. Wild Turkey poult mortality rates and their relationship to brood habitat structure in northeast Alabama. *Proceedings of the Fifth National Wild Turkey Symposium*, 5:103-111. The Wildlife Society. Des Moines, Iowa.

Michener, G. R. 1979. Spatial relationships and social organization of adult Richardson's ground squirrels. *Canadian Journal of Zoology*, 57:125-139.

Mock, K. E., T. C. Theimer, D. L. Greenberg y P. Keim. 2001. Conservation of genetic diversity within and among subspecies of Wild Turkey. Pp. 35-42, en: (Porter, W.F. y K.K. Fleming, Eds.). *Proceedings of the Eighth National Wild Turkey Symposium*. National Wild Turkey Federation. Augusta, Georgia.

Mohr, C. O. 1947. Table of equivalent populations of North American small mammals. *American Midland Naturalist*, 37:223-249.

Morales, A. 1985. *Análisis cuantitativo de las dietas del ganado vacuno y venado cola blanca en la Michilía, Durango*. Tesis de Licenciatura en Biología. Facultad de Ciencias. UNAM. México, D.F.

Morales, G. A., A. Garza y J. C. Sotomayor. 1997. Dieta del guajolote silvestre en Durango, México. *Revista Chilena de Historia Natural*, 70:403-414.

Mosby, H. S. y C. O. Handley. 1943. *The Wild Turkey in Virginia: Its status, life history, and management*. Virginia Commission of Game and Inland Fish. Richmond, Virginia.

National Wild Turkey Federation. 2000. Making tracks: wild turkey management for the new millennium. En: F. William Porter y Kathleen K. Fleming (eds.). *Proceedings of the Eighth National Wild Turkey Symposium*. National Wild Turkey Federation. Augusta, Georgia.

Neu, C. W., C. R. Byers y J. M. Peek. 1974. A technique for analysis of utilization-availability data. *Journal of Wildlife Management*, 38:541-545.

Nocedal, J., A. Garza, J. Servin, y A. Morales. 1989. *Biología del cócono silvestre (Meleagris gallopavo) en el Estado de Durango*. Informe Técnico. CONACYT Instituto de Ecología, A. C. México, D. F.

Pack, J. C., R. P. Burkert, W. K. Igo y D. J. Pybus. 1980. Habitat utilized by Wild Turkey broods within oak-hickory forest of West Virginia. *Proceedings of the Fourth National Wild Turkey Symposium*, 4:213-224. Arkansas Chapter of the Wildlife Society.

Peña, J. M. y R. Habib. 1980. *La técnica microhistológica: Un método para determinar la composición botánica de la dieta de herbívoros*. Serie Técnico Científica. IPN-SARH 1:1-82.

Pielou, E. C. 1984. *The interpretation of ecological data*. Wiley, New York.

Porter, W. F. 1978. *Behavior and ecology of the wild turkey (Meleagris gallopavo) in southeastern Minnesota*. Ph.D. Thesis. The University of Minnesota. Minneapolis, MI. 129 pp.

Porter, W. F. 1980. An evaluation of wild turkey brood habitat in southeastern Minnesota. *Proceedings of the Fourth National Wild Turkey Symposium*, 4:203-212. Arkansas Chapter of the Wildlife Society.

Porter, W. F. 1992. Habitat requirements. Pp. 202-213, en: J. G. Dickson (ed.). *The Wild Turkey: Biology and management*. Stackpole Books. Harrisburg, Pennsylvania.

Porter, W. F. 1994. Wild Turkey (*Meleagris gallopavo*). Pp. 374-375. En: J. del Hoyo, A. Elliott y F. Sargatal (Eds). *Handbook of the Birds of the World. Vol. 2. New World Vultures to Guineafowl*. Birdlife International. Lynx Editions. Barcelona, España.

Porter, W. F. y J. R. Ludwig. 1980. Use of gobbling counts to monitor the distribution and abundance of Wild Turkeys. *Proceedings of the Fourth National Wild Turkey Symposium*, 4:61-68. Arkansas Chapter of the Wildlife Society.

Potter, T. D. 1984. *Status and Ecology of Gould's Turkey in New Mexico*. M.S. Thesis. New Mexico State University, Las Cruces, New Mexico.

Potter, T. D., S. D. Schemnitz y W. D. Zeedyk. 1985. Status and ecology of Gould's Turkey in the Peloncillo Mountains of New Mexico. Proceedings of the Fifth National Wild Turkey Symposium, 5:1-24. The Wildlife Society. Des Moines, Iowa.

Powell, J. A. 1963. Florida Wild Turkey movements and longevity as determined by band returns. *Proceedings of the Annual Conference of the Southeastern Association of Game and Fish Commissions*, 17:16-19.

Pyke, G. H. 1984. Optimal foraging theory: a critical review. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 15:523-575.

Pyke, G. H., H. R. Pulliam y E. L. Charnov. 1977. Optimal foraging: a selective review of theory and tests. *Quarterly Review of Biology*, 52:137-154.

Rands, M. R. 1988. Habitat quality and gamebird population ecology. Pp. 134-158, en: P. J. Hudson y M. R. W. Rands (Eds.). *Ecology and Management of Gamebirds*. BSP Professional Books. Oxford.

Reagan, J. M. y K. D. Morgan. 1980. Reproductive potential of Rio Grande turkey hens in the Edwards Plateau of Texas. *Proceedings of the Fourth National Wild Turkey Symposium*, 4:136-144.

Ricklefs, R. E. y M. Lau. 1980. Bias and dispersion of overlap indices: results of some Monte Carlo simulations. *Ecology*, 61:1019-1024.

Roberts, S. D. y W.F . Porter. 1996. Importance of demographic parameters to annual changes in Wild turkey abundance. Pp. 15-20, en: J. G. Dickson (ed.). *Proceedings of the Seventh National Wild Turkey Symposium*. Stackpole Books y National Wild Turkey Federation. Rapid City, South Dakota.

Ross, A. S. y G. A. Wunz. 1990. Habitats used by Wild turkey hens during the summer in oak forest in Pnnsylvania. Pp. 39-43, en: W. M. Healy y G. B. Healy (Eds.). *Proceedings of the Sixth National Wild Turkey Symposium.* National Wild Turkey Federation. Edgefield, South Carolina.

Salas, W. A. I., A. Garza, V. Martinez e I. Cruz. 1997. Parásitos del guajolote silvestre (*Meleagris gallopavo*) en La Michilía, Durango: Estudio preliminar". En: *Memorias del XV Simposio Sobre Fauna Silvestre "Gral. M.V. Manuel Cabrera Valtierra*. Fac. Med. Vet. y Zootecnia, UNAM, México, D. F.

Samuel, M. D, D. J. Pierce y E. O. Garton. 1985. Identifying areas of concentrated use within the home range. *Journal of Animal Ecology*, 54:711-719.

Schemnitz, S. D. y W. D. Zeedyk. 1982. Ecology and status of Gould's Turkey in New Mexico. *Proceedings of the Western Wild Turkey Workshop*, 1:110-125.

Schemnitz, S.D. y W.D. Zeedyk. 1992. Gould's Turkey. Pp. 350-360, en: J. G. Dickson (ed.). *The Wild Turkey: biology and management*. Stackpole Books. Harrisburg, Pennsylvania.

Schemnitz, S. D., T. D. Porter y W. D. Zeedyk. 1985. Status, ecology, and management of Gould's Turkey. *Memorias del Primer Simposio Internacional de Fauna silvestre.* Wildlife Society México, 1:538-581.

Schmutz, J. A., C. E. Braun y W. F. Andelt. 1990. Brood habitat use of Rio Grande Wild Turkeys. *The Prairie Naturalist*, 22:177-184.

Schorger, A. W. 1966. *The Wild Turkey: its history and domestication*. Univ. Oklahoma Press. Norman, Oklahoma.

Scott, V. E. y E. L. Boeker. 1973. Seasonal food habits of Merriam's Turkeys on the Fort Apache Indian Reservation. Pp. 151-157, en: G. C. Sanderson y H.C. Schultz (eds.). *Wild Turkey management: current problems and programs*. Missouri Chapter of the Wildlife Society, The University of Missouri Press. Columbia, Missouri.

Scott, M. L. y B. U. Müller. 1992. *Aspectos ecológicos de una población de guajolote silvestre (Meleagris gallopavo) al sureste de Nuevo León, México*. Facultad de Ciencias Forestales, Linares, N. L. Reporte Científico No. 30.

Semarnap. 1997. *Programa de Conservación de la Vida Silvestre y Diversificación Productiva en el Sector Rural 1997-2000*. Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca-Instituto Nacional de Ecología. México, D. F.

Semarnat . 2006. *Reglamento de la Ley General de Vida Silvestre*. Diario Oficial de la Federación (Séptima Sección). Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Jueves 30 de noviembre de 2006. México, D. F.

Severson, K. E. 1981. Food habits and nutritional relationships of Mule Deer in Southwestern United States. Pp. 149-164, en: P. F. Folliot y S. Gallina (eds.). *Deer biology, habitat requirements, and management in Western North America*. Instituto de Ecología, A. C., Publicación No. 9.

Shaw, H. G. 1973. The roadside survey for Merriam's Turkeys in Arizona. Pp. 285-293, en: G. C. Sanderson y H. C. Schultz (eds.). *Wild Turkey Management: Current Problems and Programs*. Missouri Chapter of the Wildlife Society, The University of Missouri Press. Columbia, Missouri.

Siegel, S. 1975. *Estadística no paramétrica aplicada a las ciencias de la conducta*. Ed. Trillas. México, D.F. 346 p.p.

Simpson, E. H. 1949. Measurement of diversity. *Nature*, 163:688.

Smith, E. P. y T. M. Zaret. 1982. Bias in estimating niche overlap. *Ecology*, 63:1248-1253.

Sotomayor, J. C. 1997. *Hábitos alimentarios del guajolote silvestre en base a análisis microhistológico de sus heces*. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, UNAM. México, D. F.

Sparks, D. R. y J. C. Malechek. 1968. Estimating percentage dry weight in diets using a microscopic technique. *Journal of Range Management*, 21:264-265.

Speake, D. W., T. E. Lynch, W. J. Fleming, G. A. Wright y W. J. Hamrick. 1975. Habitat use and seasonal movements of Wild Turkeys in the southeast. *Proceedings of the Third National Wild Turkey Symposium*, 3:122-129. Texas Chapter of the Wildlife Society.

Squires, J. R., S. H. Anderson y R. Oakleaf. 1993. Home range size and habitat-use patterns of nesting Prairie Falcons near oil developments in northeastern Wyoming. *Journal of Field Ornithology*, 64:1-10.

Stotz, D. F., J. W. Fitzpatrick, T. A. Parker y D. K. Moskovits. 1996. *Neotropical birds ecology and conservation*. The University of Chicago Press. Chicago and London.

Stüwe, M. y C.E. Blohowiak. 1987. McPaal. *Microcomputer programs for the analysis of animal locations. Versión 1.2*. Conservation Research Center, National Zoological Park, Smithsonian Institution, Washington, D. C.

Tapley, J .L., R. K. Abernethy y J. E. Kennamer. 2001. Status and Distribution of the Wild Turkey in 1999. *Proceedings of the National Wild Turkey Symposium*, 8:179-185.

Treviño, J.C. 1980. Fauna del Norte: guajolote silvestre (Meleagris gallopavo). *Boletín Pastizales*, 11(2). RELC-IPN-SARH.

Vander-Haegen, W. M. 1987. *Population dynamics and habitat preference of Wild Turkeys in western Massachusetts*. M.Sc. Thesis. University of Massachusetts. Amherst, Massachusetts.

Vander-Haegen, W. M., W. E. Dodge y W. E. Sayre. 1988. Factors affecting productivity in a northern Wild Turkey population. *Journal of Wildlife Management*, 52:127-133.

Vangilder, L. D. 1992. Populations dynamics. Pp. 144-164, en: J. G. Dickson (ed.). *The Wild Turkey: biology and management*. Stackpole Books. Harrisburg, Pennsylvania.

Vangilder, L. D. 1996. Survival and cause-specific mortality of Wild turkeys in the Missouri Ozarks. Pp. 21-31, en: J. G. Dickson (ed.). *Proceedings of the Seventh National Wild Turkey Symposium*. Stackpole Books y National Wild Turkey Federation. Rapid City, South Dakota.

Vangilder, L. D., E. W. Kurzejeski, V. L. Kimmel-Truitt y J. B. Lewis. 1987. Reproductive parameters of Wild Turkey hens in north Missouri. *Journal of Wildlife Management*, 51:535-540.

Wakeling, B. F. 1991a. Pp. 15-20, en: *Winter habitat selection and use by Merriam's Turkey on the Mogollon Rim, Arizona*. Arizona Game and Fish Department, Research Branch. Arizona.

Wakeling, B. F. 1991b. *Population and nesting characteristics of Merriam's Turkey along the Mogollon Rim, Arizona*. Arizona Game Fish Department, Research Branch. Technical Report No. 7. (Federal Aid in Wildlife Restoration, Project W-78-R).

Wakeling, B. F. y T. D. Rogers. 1996. Winters diet and habitat selection by Merriam's turkeys in North-

Central Arizona. Pp. 175-184,en: J. G. Dickson (ed.). *Proceedings of the Seventh National Wild Turkey Symposium*. Stackpole Books y National Wild Turkey Federation. Rapid City, South Dakota.

Watts, C. R. 1969. *The social organization of Wild Turkeys on the Welder Wildlife Refuge, Texas*. Ph.D. Dissertation. Utah State University. Logan, Utah.

Watts, C. R. 1972. Rio Grande Turkeys in the mating season. *Proceedings of the Second National Wild Turkey Symposium*. Columbia, Missouri.

Welsh, R. J. y R. O. Kimmel. 1990. Turkey sightings by hunters of antlerless deer as an index to wild turkey abundance in Minnesota. *Proceedings of the National Wild Turkey Symposium*, 6:126-133.

Wheeler, R. J. Jr. 1948. *The Wild Turkey in Alabama*. Alabama Dept. Conserv. Bull. 12:1-92.

White, G. C. y R. A. Garrot. 1990. *Analysis of wildlife radio-tracking data*. Academic Press. San Diego, California.

Williams, L. E., Jr. 1991. *Managing Wild Turkeys in Florida*. Real Turkeys Publishers. Florida Chapter of the National Wild Turkey Federation. Fl.

Williams, L. E. y D. H. Austin. 1988. *Studies of the Wild Turkey in Florida*. University Press of Florida. Gainesville, Florida.

Williams, L. E., H. Austin, T. E. Peoples y R. W. Phillips. 1973. Observations on movement, behavior, and development of turkey broods. Pp. 79-100, en: G. C. Sanderson y H. C. Schultz (eds.). *Wild Turkey management: current problems and programs*. Missouri Chapter of the Wildlife Society. The University of Missouri Press. Columbia, Missouri.

Williams, L. E., N. F. Eichholz, T. E. Peoples y R. W. Phillips. 1969. A study of nesting turkeys in southern Florida. *Proceedings of the Annual Conference of Southeastern Association of Game and Fish Commissions*, 22:16-30.

Wright, S. 1946. Isolation by distance under diverse systems of mating. *Genetics*, 31:39-59.

Wright, G. A. y L. D. Vangilder. 2001. Survival of Eastern Wild turkey males in Western Kentucky. Pp. 187-194, en: W. F. Porter y K. K. Fleming (eds.). *Proceedings of the Eighth National Wild Turkey Symposium*. National Wild Turkey Federation. Augusta, Georgia.

Wunz, G. A. 1985. Wild Turkey establishment and survival in small range units in farmland and suburban environments. *Proceedings of the Fifth National Wild Turkey Symposium*, 5:49-54. The Wildlife Society, Des Moines, Iowa.

York, D. L. 1991. *Habitat use, diet, movements, and home range of Gould's Turkey in the Peloncillo Mountains, New Mexico*. M.S. Thesis. New Mexico State University, Las Cruces, New Mexico.

Conceptos ecológicos, métodos y técnicas para la conservación de conejos y liebres

Verónica Farías González

México como centro de biodiversidad de lepóridos

La República Mexicana es uno de los países con mayor número de especies de liebres y conejos en el mundo, por lo que se ha reconocido como una prioridad de carácter internacional conservar esta valiosa diversidad de lepóridos. La importancia de México como centro de biodiversidad no solo se debe a las 15 especies de lepóridos reconocidas en nuestro país, sino también al elevado grado de endemismo y a sus interesantes patrones de distribución geográfica. De las siete especies de conejos y liebres endémicos a México, seis presentan una distribución geográfica restringida a islas o a pequeñas áreas de menos de 300 km^2 (Flux y Angermann, 1990).

Además, recientemente se añadió el conejo de Davis (*Sylvilagus robustus*) a la lista de especies que habitan en México; antes de elevarlo al nivel de especie se consideraba como una subespecie del conejo castellano: *Sylvilagus floridanus robustus* (Ruedas, 1998).

Por último es pertinente mencionar respecto a dos especies de liebres, la liebre torda (*Lepus callotis*) y la liebre antílope (*Lepus alleni*), que la mayor parte de sus respectivos ámbitos de distribución se encuentran en México, por lo que se consideran especies cuasi-endémicas a nuestro país ya que los Estados Unidos comparten sólo una pequeña parte de la distribución de estas especies.

Desafortunadamente y contrario a las expectativas internacionales de conservar la diversidad de lepóridos en México, las especies endémicas son las que se encuentran bajo mayor amenaza de extinción. Este se debe en gran parte, al poco conocimiento sobre la biología y ecología de los lepóridos en México, ya que los estudios han sido insuficientes para proponer estrategias de manejo y conservación, con excepción del conejo zacatuche (*Romerolagus diazi*).

Estatus de conservación de los conejos y liebres en México

Las especies endémicas de liebres y conejos en México están listadas en la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2001. La única excepción es el conejo mexicano *Sylvilagus cunicularius*, el conejo de mayor tamaño en México que aunque internacionalmente ya se reconoce que esta especie debería estar protegida por las disposiciones mexicanas (UICN, 2006) no es así, por lo que es necesario hacer la propuesta para próximas revisiones de la NOM-059.

La liebre negra (*Lepus insularis*) y el conejo matorralero de la Isla San José (*Sylvilagus mansuetus*), están listadas en la NOM-059-ECOL-2001 de manera precautoria, como sujetas a protección especial (Tabla I).

Esto, debido a la escasa información existente que resulta insuficiente para determinar si dichas especies se encuentran en riesgo (SEMARNAT, 2002) y por tratarse de especies insulares. El conejo de Davis (*Sylvilagus robustus*) bien podría estar listado en esta categoría de especie sujeta a protección especial (Ruedas, 1998).

El conejo de las Islas Marías, *Sylvilagus graysoni*, también especie insular, se considera amenazada debido a la destrucción de su hábitat por la introducción de especies exóticas y a la alteración de la vegetación, principalmente por la construcción y operación de infraestructura por parte del penal federal en el archipiélago.

El conejo zacatuche (*Romerolagus diazi*), el conejo de Omiltemi (*Sylvilagus insonus*) y la liebre de Tehuantepec (*Lepus flavigularis*), lepóridos con distribuciones geográficas menores de 300 km^2, están listadas como en peligro de extinción. El conejo de Omiltemi es la especie de lepórido más desconocida en México ya que su descripción morfológica se realizó a partir de tres ejemplares colectados y no se han vuelto a encontrar individuos vivos de esta especie (Cervantes *et al*., 2004). Debido a esto y para impedir que se declarara como especie extinta en nuestro país (McPhee y Flemming, 1999), Cervantes *et al*. (2004) recurrieron a la identificación mediante análisis moleculares y morfológicos de dos pieles de conejos cazados por pobladores locales, con lo que lograron corroborar que la especie aún existe.

De acuerdo con la Lista Roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN, 2006), todas las especies endémicas a México se encuentran bajo alguna categoría de riesgo y también la liebre torda, *Lepus callotis*, que es una especie cuasi-endémica a México y está listada como cercana a la amenaza (Tabla I).

Por lo antes mencionado y en referencia al uso humano de lepóridos en México, para aquellos endémicos y de distribución restringida se recomienda evitar la extracción o caza de ejemplares, y realizar únicamente actividades de conservación e investigación, con especial énfasis en la liebre de Tehuantepec (*Lepus flavigularis*) y la liebre negra (*Lepus insularis*), el conejo de las Islas Marías (*Sylvilagus graysoni*), el conejo de Omiltemi (*Sylvilagus insonus*), el conejo matorralero de la Isla San José (*Sylvilagus mansuetus*) y el conejo zacatuche (*Romerolagus diazi*), así como el conejo de Davis (*Sylvilagus robustus*) por su condición de especie reconocida recientemente y de la cual la información es insuficiente y podría encontrarse amenazada (Ruedas, 1998), y también en la liebre torda (*Lepus callotis*), que es cuasi-endémica a México y cuyas poblaciones parecen estar disminuyendo rápidamente ante la continua desaparición de su hábitat (Martínez, 2006).

Dos de estas especies amenazadas de lepóridos las comparten México y Estados Unidos, así como la subespecie *Lepus callotis gaillardi* que habita en la región suroeste de Nuevo México y las planicies centrales del estado de Chihuahua y norte de Durango, y el conejo de Davis, *Sylvilagus robustus*. Otras cinco especies de lepóridos se encuentran en los dos países; son la liebre antílope (*Lepus alleni*), la liebre de cola negra (*Lepus californicus*), el conejo del desierto (*Sylvilagus audubonii*), el conejo matorralero (*Sylvilagus bachmani*), y el conejo castellano (*Sylvilagus floridanus*).

Conceptos estratégicos de escala global para la conservación de conejos y liebres

Para la conservación de las poblaciones amenazadas de conejos y liebres, las principales estrategias a escala global comprenden aquellas relacionadas con la preservación de la heterogeneidad de la estructura de la vegetación, así como la diversidad florística nativa. En estudios recientes realizados principalmente en Europa, Norteamérica y Australia, se encontró una coincidencia entre la disminución en el número y tamaño de las poblaciones de lepóridos con la pérdida en la diversidad de la flora nativa y con el aumento en la homogenización del hábitat. Estos procesos están relacionados principalmente con actividades antropocéntricas como la práctica extensiva de monocultivos, la transformación de hábitat nativo en asentamientos humanos y la

Tabla I. Estatus de conservación de las liebres y conejos en México de acuerdo a la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN) y a la Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). Fuentes principales utilizadas: Ruedas, 1998; Flux y Angermann, 1990; UICN, 2006; SEMARNAT, 2002; Cervantes et al., 2004; Portales et al., 2006.

Nombre científico	Nombre(s) común(es)	Distribución geográfica	Estatus de conservación* de acuerdo con la Lista Roja de la UICN 2006	Estatus de conservación de acuerdo a la NOM-059-SEMARNAT-2001
Lepus alleni	Liebre antílope *Antelope jackrabbit*	En México, en Sonora, Sinaloa hasta el norte de Nayarit, y en la Isla Tiburón. En EUA, en el sur de Arizona.	Cercana a la amenaza (LR/nt)	Subespecie *L. alleni tiburonensis* sujeta a protección especial
Lepus californicus	Liebre de cola negra *Black-tailed jackrabbit*	Desde el Valle de México, Hidalgo, Querétaro, pasando por las zonas desérticas del suroeste de EUA hasta Washington y Idaho.	No amenazada (LR/lc)	Subespecies *L. magdalenae* y *L. sheldoni* sujetas a protección especial
Lepus callotis	Liebre torda *White-sided jackrabbit*	En México desde el norte de Oaxaca y Guerrero pasando por Michoacán y la Sierra Madre Occidental hasta Chihuahua y Durango, y al suroeste de Nuevo México en EUA.	Cercana a la amenaza (LR/nt)	
Lepus flavigularis	Liebre de Tehuantepec, liebre Tehuana	Endémica al Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México.	En peligro de extinción (EN)	En peligro de extinción
Lepus insularis	Liebre negra	Endémica a la Isla Espíritu Santo, Baja California Sur, Golfo de California, México.	Cercana a la amenaza (LR/nt)	Sujeta a protección especial
Sylvilagus audubonii	Conejo del desierto *Desert cottontail*	En el sur de EUA, y en México en la meseta central desde Sonora, Tamaulipas hasta Puebla.	No amenazada (LR/lc)	

Tabla 1. Continúa

Nombre científico	Nombre(s) común(es)	Distribución geográfica	Estatus de conservación* de acuerdo con la Lista Roja de la UICN 2006	Estatus de conservación de acuerdo a la NOM-059-SEMARNAT-2001
Sylvilagus bachmani	Conejo matorralero *Brush rabbit*	Desde el sur del Rio Columbia en EUA y en la Península de Baja California en México.	No amenazada (LR/lc)	Subespecie *S. bachmani* cerrosensis sujeta a protección especial
Sylvilagus brasiliensis	Conejo tropical	En México desde el sur de Tamaulipas pasando por la costa del Océano Atlántico y los estados de Veracruz, Tabasco, Campeche y Chiapas, hasta el sur de Brasil.	No amenazada (LR/lc)	
Sylvilagus cunicularius	Conejo montés, conejo mexicano	Endémico a México, desde Sonora pasando por la costa del Océano Pacífico hasta Oaxaca y por el Eje Neovolcánico Transversal.	Cercana a la amenaza (LR/nt)	
Sylvilagus floridanus	Conejo castellano *Eastern Cottontail*	Desde el sur de Canadá pasando por Centroamérica hasta el noroeste de Sudamérica. En México se encuentra en casi todo el país, pero no se encuentra en la Península de Yucatán ni en la Península de Baja California.	No amenazada (LR/lc)	
Sylvilagus graysoni	Conejo de las Islas Marías	Endémico a las Islas Marías, Nayarit, México.	En peligro de extinción (EN)	Amenazada
Sylvilagus insonus	Conejo de Omiltemi	Endémico a Omiltemi, Guerrero, México.	En peligro crítico de extinción (CR)	En peligro de extinción
Sylvilagus mansuetus	Conejo matorralero de la Isla San José	Endémico a la Isla San José, Baja California Sur, Golfo de California, México.	Cercana a la amenaza (LR/nt)	Sujeta a protección especial

Tabla 1. Continúa

Nombre científico	Nombre(s) común(es)	Distribución geográfica	Estatus de conservación* de acuerdo con la Lista Roja de la UICN 2006	Estatus de conservación de acuerdo a la NOM-059-SEMARNAT-2001
Sylvilagus robustus	Conejo de Davis Davis mountains cottontail	Montañas de Guadalupe en Texas y Nuevo Mexico, Montañas Chisos y Davis en Texas en EUA, y Sierra de la Madera en Coahuila, México.		
Romerolagus diazi	Zacatuche, teporingo	Endémico a los volcanes del centro del Eje Neovolcánico Transversal	En peligro de extinción (EN)	En peligro de extinción

* LR = low risk, EN = endangered, CR = critically endangered, lc = less concern, nt = near threatened.

explotación de los bosques (Forys y Humphrey, 1996 y 1999; Vaughan *et al*., 2003; Reitz y Léonard, 1994; Smith *et al*., 2004; Tapper y Barnes, 1986).

Afortunadamente esto se mitiga parcialmente, gracias a que en general la mayoría de los lepóridos pueden responder con flexibilidad en la utilización de la vegetación disponible como alimento y también pueden adaptarse a buscar alimento en cultivos o en hábitat modificado por actividades humanas (Hulbert *et al*., 1996a, b; Kunst *et al*., 2001; Reitz y Léonard, 1994). En contraste, los conejos y las liebres pueden verse mayormente limitados por la disponibilidad de la cobertura vegetal que les brinda protección y refugio frente a sus depredadores, particularmente cuando es pobre la heterogeneidad de la estructura del hábitat (Lechleitner, 1958; Tapper y Barnes 1986; Longland, 1991; Daniel *et al*., 1993; Hulbert *et al*., 1996b; Moreno *et al*., 1996; Smith *et al*., 2004; Vaughan *et al*., 2003). La selección de hábitat de liebres y conejos está ligada a la estructura de la vegetación, porque ésta compromete la calidad de los recursos, la disponibilidad estacional de alimento y refugio, y la heterogeneidad ambiental (Marín *et al*., 2003; Vaughan *et al*., 2003; Stott, 2003; Smith *et al*., 2004, 2005).

La conservación de la diversidad y estructura de la vegetación nativa es también muy importante cuando existen especies simpátricas de lepóridos, pues éstas pueden excluirse unas a otras en la medida en que las alteraciones en el hábitat favorecen a aquellas especies más tolerantes y mejor adaptadas a las nuevas condiciones (Flux y Angermann, 1990). Tal es el caso de la liebre de cola negra (*Lepus californicus*) y la liebre torda (*Lepus callotis*) en las regiones áridas de Norteamérica, ya que las dos liebres pueden coexistir en planicies abiertas cubiertas de pastos y con mesquite, cactus y arbustos, pero en zonas agrícolas y en pastizales deteriorados, la liebre de cola negra excluye a la liebre torda (Dunn *et al*., 1982; Bednarz y Cook, 1984; Best y Henry, 1993; Desmond, 2003).

Este tipo de exclusión entre especies también ocurre con la introducción de especies exóticas más tolerantes a las nuevas condiciones que las especies nativas. Como ejemplo podemos mencionar el caso de la liebre montés, *Lepus timidus*, y la liebre europea, *Lepus europaeus*, en el sur de Suecia. La disminución en número y tamaño de las poblaciones de *Lepus timidus*, especie nativa, coinciden con la expansión en la distribución geográfica de *Lepus europaeus*, especie intro-

ducida, ya que con el inicio de inviernos relativamente menos fríos en el norte de Europa *Lepus europaeus* se vio favorecida por la ausencia de nieve en caminos y aberturas en los bosques y pudo colonizar nuevas áreas de distribución que en años anteriores se encontraban completamente cubiertos de nieve durante el invierno (Thulin, 2003; Jansson y Pehrson, 2007).

Otra cuestión importante relacionada con la heterogeneidad de la estructura del hábitat es la presión que ejercen los depredadores sobre las poblaciones de lepóridos, porque en hábitat que han sido modificados por actividades humanas pueden aumentar la densidad de depredadores y la tasa de depredación (Fritzell y Haroldson, 1982; Flux y Angermann, 1990; Moreno *et al*., 1996; Farías y Fuller, 2009). Los lepóridos son presa de diversas especies de reptiles, aves rapaces y mamíferos carnívoros (Flux y Angermann, 1990). En el caso de los mamíferos carnívoros en Norteamérica, se ha observado que especies tolerantes como el coyote (*Canis latrans*) y la zorra gris (*Urocyon cinereoargenteus*) se ven favorecidas por alteraciones en el hábitat originadas por actividades humanas y sus densidades pueden aumentar (Fritzell y Haroldson, 1982). Un aumento en la densidad de depredadores nativos de lepóridos significa una mayor presión sobre poblaciones amenazadas, que tiende a disminuir las probabilidades de supervivencia de poblaciones de conejos y liebres silvestres en hábitat deteriorados.

Integridad y continuidad geográfica, ecológica, genética y evolutiva de poblaciones de lagomorfos

Escala global

Ante la crisis mundial de extinción de especies (Pimm y Raven, 2000), la conservación de la biodiversidad demanda el inventariado, la evaluación, la planificación y el manejo a escalas que van de lo local y regional a lo nacional, a lo continental y global (Nix *et al*., 2000). En la escala global, la conservación, preservación y restauración de hábitat son primordiales para mantener los patrones naturales de integridad y continuidad geográfica, ecológica, genética y evolutiva de la diversidad de especies de conejos y liebres silvestres, debido a que la pérdida y fragmentación del hábitat son la principal causa de amenaza para sus poblaciones (Flux y Angermann, 1990).

La conservación de la gran diversidad de lepóridos en México es una prioridad de carácter no solo nacional sino también internacional, debido al importante número de especies que habitan en nuestro país, a su elevado grado de endemismo y a sus patrones de distribución geográfica (Flux y Angermann, 1990).

A escala global, México es considerado como un centro de diversificación de lepóridos (Flux y Angermann, 1990).

Escala de país y de sus regiones

La entidad espacial más relevante para la biología de la conservación podrían ser las unidades biogeográficas, lo que es relevante para el caso de los lepóridos; sin embargo, en países como México, la decisión del uso de los recursos a nivel individual y comunitario es aún muy importante, principalmente en las regiones donde persiste el aprovechamiento tradicional de flora y fauna, lo que hace difícil la aplicación de esquemas de conservación de lepóridos de acuerdo a las unidades biogeográficas (Nix *et al*., 2000). Por otro lado, México es un país donde la pérdida, fragmentación y transformación de hábitat nativos tienen tasas sumamente elevadas. En los hábitat que han perdido heterogeneidad en cuanto a estructura y diversidad de flora, las poblaciones de las distintas especies de lepóridos que habitan en nuestro país pueden enfrentar disminución en el alimento y en la cobertura vegetal que les provee de refugio contra los depredadores, competencia con otras especies (nativas o exóticas) relativamente más tolerantes a las nuevas condiciones, competencia con el ganado, aumento en la presión que ejercen los depredadores (nativos o exóticos) y aumento en la presión de la cacería furtiva o no regulada.

Por otro lado, las liebres y conejos son los mamíferos de caza más numerosos de México y en algunas

regiones abundan en tal proporción que, en determinadas condiciones, pueden llegar a causar serios daños en los campos cultivados dedicados a la producción agrícola o forrajera. De hecho se cazan tan abundantemente en todo el país, tanto por deporte como para alimento, que su importancia sólo por este concepto generalmente excede en valor a los daños que pudieran causar a las cosechas (Leopold, 1959). La mayoría de las liebres que se cazan en México las consumen las familias de los cazadores y, por lo mismo, es imposible estimar el número de los animales consumidos cada año, pero deben ser millones (Leopold, 1959).

En México es común encontrar dos especies de lepóridos que coexisten en el mismo lugar, es decir, que son simpátricas (Leopold, 1959). En estos lugares donde podemos encontrar dos e incluso más especies de lepóridos, es fundamental preservar los requerimientos de hábitat de aquellos menos tolerantes al deterioro ambiental, para asegurar la supervivencia a largo plazo de todas las especies simpátricas, evitando que las relativamente más tolerantes excluyan a las relativamente menos tolerantes respecto a los hábitat modificados. Por ejemplo, el conejo mexicano (*Sylvilagus cunicularius*) comparte sitios de su distribución en el centro del Eje Neovolcánico Transversal con el conejo zacatuche (*Romerolagus diazi*); y el conejo castellano (*Sylvilagus floridanus*) comparte partes de su distribución en la parte norte con el conejo del desierto (*Sylvilagus audubonii*) y con la liebre torda (*Lepus callotis*); por otro lado, también es simpátrico en Guerrero con el conejo de Omiltemi (*Sylvilagus insonus*). La liebre de cola negra (*Lepus californicus*) comparte porciones de su distribución con la liebre torda (*Lepus callotis*) y la liebre antílope (*Lepus alleni*), así como con el conejo castellano (*Sylvilagus floridanus*) y el conejo del desierto (*Sylvilagus audubonii*).

El caso contrario es el de los conejos y liebres endémicos que habitan en las islas y no comparten su ámbito de distribución con otras especies de lepóridos; sin embargo, es sumamente importante conservar o preservar el hábitat insular para la supervivencia a largo plazo de estas especies, sobre todo atendiendo a su gran importancia evolutiva y ecológica. Tal es el caso del conejo de las Islas Marías (*Sylvilagus graysoni*) que además cuenta con dos subespecies que se distribuyen en esas islas. Otro caso es el conejo matorralero de la Isla San José (*Sylvilagus mansuetus*), que está relacionado filogenéticamente con el conejo matorralero (*Sylvilagus bachmani*) que habita en el continente. Muy importante es la conservación de la liebre negra (*Lepus insularis*), por ser una de dos especies de liebre en el mundo con coloración melánica (antes se consideraba una subespecie de la liebre de cola negra (*Lepus californianus*). En la Isla Tiburón existe una subespecie endémica de la liebre antílope (*Lepus alleni tiburonensis*) la cual, al estar aislada de las otras subespecies en el continente, se encuentra en proceso de especiación. Es recomendable estudiar la biología y ecología de las especies y subespecies endémicas de lepóridos que habitan en las islas, ya que de éstas conocemos muy poco y su manejo para la conservación requieren más información.

Escala de las entidades federativas en México

En la actualidad, quizá los esfuerzos de conservación a la escala de las entidades federativas se podrían desarrollar mejor partiendo del sistema de áreas naturales protegidas (SINANP) y de regiones terrestres prioritarias (RTPs) propuestas por la Comisión Nacional para el Estudio y Uso de la Biodiversidad (Arriaga *et al*., 2000).

Alcances y límites de las aportaciones reales que pueden hacer las entidades federativas y las UMA, al cumplimiento de estrategias de conservación globales y nacionales

En México no se han realizado estudios para determinar el tamaño de población y del área mínima de hábitat requerido por una población dada, para la ma-

yoría de las especies de mamíferos. Las estimaciones precisas del tamaño de población y del área mínima de hábitat requieren un estudio demográfico detallado y un análisis de su ambiente (Primack, 2001), pero desafortunadamente no existe este tipo de información para las poblaciones de conejos y liebres en México. La información sobre la densidad de las poblaciones de lepóridos en México es insuficiente o no existe, lo cual es contradictorio pues son los mamíferos de caza más numerosos en nuestro país (Leopold, 1959).

Las Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre (UMA) pueden ser una buena opción para producir este tipo de información que indudablemente generaría valiosas aportaciones en cuanto al conocimiento de la dinámica de las distintas poblaciones de conejos y liebres, con alcance a los plazos corto, mediano y largo. Este conocimiento se requiere urgentemente para el manejo y aprovechamiento y conservación de los lepóridos en México.

Una sugerencia es adoptar una estrategia de manejo adaptable (Walters, 1986), la cual consiste en una evaluación de las condiciones iniciales de una población antes de emprender el manejo y, posteriormente, la valoración periódica de los resultados obtenidos, con el objetivo de ir mejorando la estrategia de manejo de acuerdo con la experiencia e información que brinden los resultados (Sutherland, 2000). El ajuste progresivo de cosecha y manejo en las UMA debe obedecer a la estrategia adaptable de modo que las acciones de cosecha y manejo se realicen de manera conservadora el primer lapso del aprovechamiento y se evalúen al final del periodo, para que estos resultados se consideren al establecer las condiciones de cosecha y manejo para el segundo periodo, y así sucesivamente (Sánchez, 1999). De ésta manera, se estarán evaluando periodo tras periodo las consecuencias de la cosecha y manejo sobre la población y habrá oportunidad de corregir tendencias que pudieran perjudicar a la población.

Para dar seguimiento a las poblaciones silvestres de conejos y liebres dentro del sistema de UMA, los monitoreos se deben realizar tanto dentro como fuera de la UMA considerando hasta donde sea posible el área geográfica real que ocupa la población; esto proveerá datos para comparación. Mediante esta estrategia de manejo adaptable se buscará definir con mayor precisión la escala geográfica óptima para manejar cada población, de acuerdo con la especie de lepórido que corresponda y con las condiciones de su hábitat en el área.

Métodos y técnicas para la evaluación y el monitoreo de condición y tendencia de poblaciones y hábitat de conejos y liebres

Los principales métodos de estudio no extractivos (es decir, que no requieren la captura de los animales) recomendados para el monitoreo de poblaciones de conejos y liebres, orientados a detectar la condición inicial y tendencias año tras año, son el trayecto (transecto, si atraviesa distintos hábitat) en línea y el conteo de excrementos o letrinas (Portales *et al*., 2006). Así, además del cálculo de la abundancia y la densidad absoluta de una población, también se pueden conocer la distribución local o regional de los lagomorfos y sus patrones de selección de hábitat.

Transecto en línea

Uno de los métodos más recomendados para monitorear poblaciones de liebres en México es el de transecto en línea de amplitud variable, ya que las liebres habitan en áreas con vegetación abierta como son los pastizales o sabanas, y las zonas áridas o semiáridas con baja densidad de matorrales (Leopold, 1959). El método consiste en realizar recorridos nocturnos a lo largo de trayectos de longitud conocida, por ejemplo en un vehículo a velocidad baja y constante (por ejemplo, 10 km/h) provisto de dos faros para alumbrar ambos lados del camino durante la búsqueda de individuos. Una vez detectado cada individuo, se mide la distancia en metros de la localización del individuo al centro del camino, de manera perpendicular a éste último (Ballesteros, 2000). En la

práctica es mucho más fácil medir la distancia al animal desde el sitio donde se avistó –para mayor certeza, por ejemplo con un distanciómetro láser– y el ángulo respecto al camino. Más adelante, estos datos de distancia y ángulo se convierten a distancia perpendicular al trayecto por medio de trigonometría, usualmente a través de programas de cómputo como DISTANCE (Buckland *et al*., 1993). Con uno de los faros se observa la dirección hacia la cual se mueve el ejemplar para evitar repetir su registro.

En el método de transecto en línea la estimación de la densidad se basa en la función probabilística de encontrar a un organismo, la cual en el centro del transecto es igual a 1; lo que implica que la probabilidad de detectar a los individuos disminuye conforme aumenta la distancia perpendicular a la línea del trayecto (Smith y Nydegger, 1985; Aranda, 2000), ya que se asume que conforme aumenta la distancia a la cual se observan los organismos, aún en condiciones de muy buena visibilidad, llegará un momento en que sea imposible observarlos. Esto permite construir una curva de detección y estimar la densidad de una población (Smith y Nydegger, 1985; Sutherland, 1996; Aranda, 2000). El método tiene varios supuestos:

1. Los animales sobre la línea del trayecto siempre serán registrados.
2. Los animales están fijos en el momento en que son detectados, no se mueven antes de ser detectados ni se cuentan más de una vez.
3. Las distancias son medidas correctamente, sin redondeos.
4. La observación de cada individuo es un evento independiente.

Es necesario conocer la especie de conejo o liebre presente en una UMA; si son varias, resulta esencial poder diferenciarlas claramente mediante la observación directa en los recorridos nocturnos.

El programa DISTANCE sirve para estimar abundancias y densidades de organismos por medio de una serie de modelos estadísticos a partir de la detección de dichos organismos (Buckland *et al*., 1993). En este método se espera que conforme los organismos se alejen de la línea del trayecto, se dificulte más su observación, dando como resultado que el número de detecciones disminuya conforme aumente la distancia, por lo que la clave para el análisis de este tipo muestreo es ajustar las distancias observadas a una función de detección y así estimar la proporción de individuos no observados (Thomas *et al*., 2002).

Partiendo de los supuestos antes mencionados, al utilizar este método se considera que sólo una parte de todos los individuos dentro del área de estudio son efectivamente detectados, existiendo por lo tanto una proporción desconocida que debe ser calculada (Buckland *et al*., 1993), es posible estimar la densidad de una población por medio de la siguiente fórmula, expresada de acuerdo con lo comentado por Portales *et al*. (2006):

$$D = \frac{n \times f(0)}{2L}$$

Donde:

n= al número de individuos contados

x= a la distancia perpendicular

f(0) = a la función probabilística de densidad a una distancia de cero metros

L = a la longitud del trayecto

De acuerdo con Portales *et al*. (2006), la elección del modelo más adecuado para estimar *f(0)* y por consecuencia la densidad poblacional, dependerá de algunas características del estimador, entre otras, que presente los menores valores de la varianza de muestreo y del valor del Criterio de Información de Aikake (AIC; Smith y Nydegger, 1985). Dentro de los modelos utilizados, el de las series de Fourier es considerado el más robusto para explicar las densidades (Buckland *et al*., 1993).

Para utilizar el procedimiento de muestreo al azar estratificado (es decir, datos obtenidos de trayectos en distintos tipos de hábitat), los valores obtenidos se pueden analizar utilizando los estimadores Uniforme, Semi-Normal y Azaroso, todos en combinación con la función Coseno, con diferentes intervalos de clase;

por ejemplo de 5, 10 y 20 metros de probabilidad de detección (Portales *et al*., 2006). Se deben de generar diferentes modelos variando las combinaciones entre los estimadores y el tamaño de los intervalos. La selección del modelo más adecuado se hará de acuerdo al que tenga el menor valor del AIC, que se fundamenta en el cálculo del estimador con máxima verosimilitud (Ballesteros, 2000), así como al del estimador con el Coeficiente de Variación más bajo (Smith y Nydegger, 1985) y también con base en el análisis de la forma de los histogramas de frecuencia, de manera que no haya intervalos de distancias sin registros, así como a la figura de la curva de probabilidad de detección para cada modelo (Portales *et al*., 2006). Este es un enfoque, entre varios, para valorar las diferencias cuando se muestrea de modo estratificado.

Conteo de excrementos o letrinas

Otro método de muestreo poblacional muy recomendado para las poblaciones de lagomorfods es el conteo de excrementos o de letrinas (Aranda, 2000; Sutherland, 1996). Excrementos son las unidades, y letrinas, grupos de excrementos; debe clarificarse con cuál de estos conceptos se trabajará. A diferencia de las liebres que prefieren hábitat abierto, los conejos ocupan una mayor diversidad de tipos de hábitat (Leopold, 1959) por lo que es posible encontrarlos en hábitat árido, templado y tropical, según las distintas especies (Cervantes y González, 1996) y en ocasiones se les encuentra en sitios con vegetación densa donde el método de transecto en línea no es viable. También puede utilizarse este método para poblaciones de liebres. Los excrementos son los rastros más notorios de la presencia de conejos (Aranda, 2000). El método consiste en trazar una serie de transectos a lo largo de los cuales se cuenta la acumulación de excrementos o de letrinas en parcelas previamente establecidas en cada transecto (Greenwood, 1996). De esta manera puede medirse la acumulación de excrementos en relación con una unidad de área y por un periodo conocido de tiempo (Aranda, 2000) y a partir de estos datos calcular cuántos animales se pueden encontrar en un área; dicho de otro modo, estimar la densidad absoluta. Para estimar la densidad absoluta, los supuestos básicos del método son:

1. Se conoce la tasa de defecación diaria.
   Se debe determinar la tasa de defecación de los excrementos en relación con la época del año y el tipo de vegetación. La tasa de defecación se puede estimar en individuos en cautiverio, que sean alimentados con las especies vegetales consumidas más importantes que se hallen en los tipos de vegetación a evaluar.
2. Se conoce el periodo de acumulación de los excrementos.
   Para determinar con certeza el tiempo de acumulación, las parcelas se limpian de excrementos el día que se ubican en el campo, fecha a partir de la cual se inicia el periodo de revisión. Se recomienda hacer los muestreos de manera estacional, es decir, comparando primavera, verano, otoño e invierno o, si aplica mejor, comparando la época húmeda contra la época seca. Se debe determinar la tasa de descomposición de los excrementos tomando en cuenta la posibilidad de que existan diferencias debidas a la época del año y al tipo de vegetación. Se puede caracterizar la diferente exposición de excrementos a la radiación solar, lluvia, viento, midiendo la cobertura vegetal horizontal y vertical en cada parcela. La tasa de descomposición también puede verse afectada por diferencias en la dieta debidas a la estacionalidad y a la consecuente disponibilidad de alimento.
3. Los excrementos son correctamente identificados.
   En el caso de especies simpátricas, se debe tener especial cuidado en identificar los excrementos de cada especie. En general, es posible lograr la identificación de excrementos hasta un grado utilizable para los lepóridos en México. Por ejemplo, los excrementos de conejo zacatuche (*Romerolagus diazi*) son fácilmente identificables (Cervantes y Martínez, 1996) pues su forma es claramente diferente a las de otros conejos simpátricos (*Sylvilagus cunicularius*,

Sylvilagus floridanus) y de las liebres (Tabla II). No sólo es la forma y tamaño, sino también el sitio donde están depositados; por ejemplo, los excrementos del zacatuche se encuentran generalmente entre los macollos de gramíneas o zacatón, pero no en áreas abiertas (Cervantes y Martínez, 1996; Aranda, 2000).

4. La forma y el tamaño de la parcela son eficientes para el conteo. La medida recomendable para poblaciones de conejos y liebres es de parcelas circulares de 1 m^2 a 5 m^2 espaciadas cada 20 a 50 metros. Se recomiendan un mínimo de 2 transectos con 10 a 20 parcelas. También se pueden utilizar parcelas circulares de 1m de diámetro, o parcelas cuadradas, con tal de que el tamaño estándar no se cambie durante el estudio. Los transectos son fijos y deben visitarse varias veces en el lapso establecido; por ejemplo, 5 visitas durante la estación seca y 5 visitas durante la estación de lluvias (Portales *et al*., 2006).
5. Las parcelas se distribuyen al azar y son representativas del área total de referencia. La estratificación del muestreo se requiere cuando hay presencia de diferentes tipos de hábitat o vegetación claramente distinguibles. Cuando es posible identificar éstas áreas con cierta homogeneidad y estratificar el muestreo, se recomienda que las unidades de muestreo, las parcelas, se repartan proporcionalmente al tamaño de cada tipo de vegetación tomado como estrato (Galindo y Weber, 1998).

Los transectos se limpian en la fecha cero; un determinado número de días poco antes del primer muestreo.

Se puede ordenar la información en una hoja de registro como la que se muestra a continuación:

Una vez cumplidos los supuestos, y ya con la información ordenada, se puede estimar la densidad absoluta que es el número de animales por kilómetro cuadrado, utilizando la siguiente fórmula:

Tabla 2. Características que permiten la identificación de excrementos de algunos conejos y liebres en México (Cervantes y Martínez, 1996; Aranda, 2000). Tabla tomada de Portales *et al*., 2006.

Especie o Género	Forma	Color	Tamaño
Lepus spp. Liebres	Son bolitas de materia vegetal muy compactada redondas pero con forma algo irregular.	Pardo	En general son de mayor tamaño que los de conejos, miden de 1 a 1.5 cm de diámetro
Sylvilagus cunicularius Conejo mexicano o montés	Son bolitas de materia vegetal compactada redondas y un poco aplanadas en su cara ancha.	Pardo	En general son de mayor tamaño que las de otros conejos. Miden con alrededor de 1.5 cm de diámetro.
Sylvilagus floridanus Conejo castellano	Son bolitas de materia vegetal redondas pero irregulares.	Pardo	Su diámetro máximo es de alrededor de 1 cm.
Romerolagus diazi Conejo zacatuche	Son bolitas de materia vegetal triturada y compactada. Su forma es como la de una esfera que hubiera sido comprimida en dos extremos, pero si se observan por su cara ancha se ven muy redondeadas.	Frescas son de color ocre, brillantes y de textura lisa. Secas se tornan amarillentas o verdosas	Son de diferentes tamaños en relación al tamaño del individuo, pero su diámetro máximo es de 1 cm. En promedio miden de 5 a 9 mm. Los excrementos están por lo regular en letrinas de 90 o más bolitas.

Animales / km^2 = *n* / A x B

En donde *n* es el número de excrementos o letrinas acumulados en las parcelas extrapolado a 1 km^2, A es la tasa de defecación diaria y B es el número de días de acumulación.

El número de excrementos acumulados por km^2 se calcula a partir de la información colectada en la hoja de registro. Para cada transecto se registró el número de excrementos en cada parcela. Se obtiene la sumatoria de excrementos por transecto. Si cada parcela tuvo un área de 1 m^2 y el transecto cosistió de 10 parcelas, entonces el área muestreada por transecto fue de 10 m^2. Con los datos de varios transectos se obtiene el número de excrementos promedio en 10 m^2, y este dato se extrapola a 1 km^2. Debe recordarse que esta extrapolación sólo es válida para aquella extensión relativamente homogénea del tipo de vegetación o hábitat considerado en el transecto. Por ejemplo:

El transecto "A" tiene 10 parcelas de 1 m^2 y se registraron 1, 0, 0, 5, 2, 0, 20, 0, 0, 1 excrementos en cada parcela. El área muestreada en el transecto fue de 10 m^2, la sumatoria de las 10 parcelas es 29 excrementos. En otros 3 transectos se registraron, 80, 35 y 56 excrementos, respectivamente. El promedio es de (29 + 80 + 36 + 56)/ 4 = 50 excrementos en 10 m^2. Lo simplificamos a 5 excrementos en 1 m^2.

Para extrapolar a 1 km^2, se multiplica: (5 excrementos / m^2) x (1,000,000); porque 1 km^2 = 1,000,000 m^2. Así se obtiene una *n* = 5,000,000 de excrementos / km^2.

Si conocemos la tasa de defecación diaria de la especie (A) y el número de días de acumulación (B), entonces podemos completar la fórmula y estimar la densidad absoluta:

Animales / km^2 = *n* / A x B

Animales / km^2 = 5,000,000 excrementos por km^2 / (suponiendo 560 excrementos por día por conejo, por 30 días = 16,800) = 5,000,000 / 16,800

Así, el estimado resulta: 297.62 conejos / km^2

Tabla III. Hoja de registro para el conteo de excrementos o letrinas. La columna donde se indica el área de la parcela se puede omitir. Tomada y modificada de Portales et al., 2006.

Fecha:				
Sitio:				
Observador (es):				
Parcela	Número de excrementos en el:			
	Transecto 1	Transecto 2	Transecto 3	Transecto 4
Parcela 1				
Parcela 2				
Parcela 3				
Parcela 4				
Parcela 5				
Parcela 6				
Parcela 7				
Parcela 8				
Parcela 9				
Parcela 10				
Total:				

Estimadores poblacionales

En los programas de manejo es necesario incluir análisis de la dinámica poblacional, ya que esta evaluación permite hacer predicciones de las probables tendencias de una población y orientar su desarrollo hacia una dirección deseada (Ojasti, 2000). Sin embargo, los estudios sobre la dinámica poblacional requieren de varios años de investigación, mientras que las decisiones de manejo deben ser tomadas en corto tiempo, por ejemplo, para frenar la disminución de las poblaciones.

La clave para proteger y manejar una población es tener conocimientos sólidos del estado de la población y de los procesos dinámicos que afectan su tamaño y distribución (Primack, 2001). En México no contamos con esta información . Por lo tanto, una opción es que las decisiones de manejo en las UMA deben tomarse y ajustarse simultáneamente con la colecta y análisis de la información demográfica. La información debe ser sistemática, estandarizada y consistente entre periodos (se recomienda usar periodos anuales) y debe ser guardada de manera ordenada, para que pueda ser analizada posteriormente (Sutherland, 2000).

Entre los aspectos poblacionales más relevantes para determinar la práctica y ajuste de la cosecha sustentable de conejos y liebres en las UMA están el tamaño de población, la densidad, la estructura de edades, la proporción de sexos, las tasas de natalidad y mortalidad, la fecundidad y la tasa de crecimiento de la población (Krebs, 1989; Sutherland, 2000). Idealmente, es de suma importancia tener información sobre estos aspectos poblacionales antes de que se inicie un aprovechamiento, para disponer de una referencia exacta una vez iniciado el aprovechamiento y poder ajustar con base en ello las cosechas.

Tamaño de población (N). El tamaño de población es el número de individuos que forman la población (por ejemplo, N = 10,000 liebres en el predio de una UMA dada). Un primer y crucial paso para el aprovechamiento sustentable de una población es iniciar un programa de estimaciones poblacionales en la UMA o en la región (Sutherland, 2000).

Densidad. La densidad absoluta es el número de individuos por unidad de área (por ejemplo, 4 liebres / km^2). La densidad afecta y controla en parte las tasas de nacimiento, mortalidad y crecimiento de la población (Krebs, 1989). La densidad de individuos puede variar dentro de una UMA o región de acuerdo a los diferentes tipos de hábitat o vegetación.

Estructura de edades. La estructura de edades es la proporción de individuos de diferente clase de edad (por ejemplo, 40% de adultos y 60% de juveniles). En conejos y liebres generalmente es posible distinguir entre adultos y juveniles, y bajo ciertas circunstancias puede llegarse a distinguir una tercera clase de edad que son los subadultos. Los adultos son aquellos individuos sexualmente maduros, y los juveniles son los individuos que no han alcanzado la madurez sexual. Los subadultos son individuos jóvenes que están próximos a alcanzar la madurez sexual. La estructura de edades puede ser un indicador del grado de impacto del aprovechamiento de una población, ya que cuando se extrae preferentemente a los adultos la proporción de juveniles aumenta (Sutherland, 2000). Conocer la proporción de edades rinde sus mejores resultados cuando se hace diferenciada por sexos, pues junto con el conocimiento sobre el tipo de sistema de apareamiento, brindará una mejor idea acerca del funcionamiento de la población. Para conejos y liebres, el sistema de apareamiento conocido es la poligamia, y en cuanto a las proporciones de edades, es común encontrar un 60 a 70% de individuos juveniles y el resto, adultos y subadultos.

Proporción de sexos. La proporción de sexos es la proporción de hembras y machos adultos en una población (por ejemplo, 50% hembras y 50% machos). El crecimiento poblacional es una función que depende de las hembras (Krebs, 1989). Como referencia, la proporción de sexos para *Lepus californicus* en la Reserva de la Biosfera Mapimí es de 1:1; ésta población fue estudiada durante 8 años y se consideró como estable (Portales, comunicación personal).

Tasa de natalidad. La tasa de natalidad absoluta se obtiene dividiendo el número de nacimientos ocurridos durante un periodo de tiempo determinado por

el tamaño de la población estimado al principio de este periodo, y multiplicando el resultado por 1,000 (Smith y Smith, 2001). Por ejemplo:

[(200 nacimientos x 1 año) / 1570 liebres] X 1000 = 127

Es difícil conocer el número de nacimientos de lepóridos en una UMA, pero se pueden obtener aproximaciones mediante diversos métodos; el más habitual es la búsqueda de madrigueras o camas con gazapos o lebratos para contar el número de individuos hallados por madriguera. Este método es una buena aproximación; aunque no permite conocer el número de nacimientos, pues pudo haber mortalidad después del nacimiento a la fecha en que se localiza la madriguera. Otro método usado en Europa, principalmente en los cotos de caza, consiste en solicitar a los cazadores que donen las vísceras de las hembras adultas que se hayan cazado, con la finalidad de contar las cicatrices que dejan los embriones en la matriz. En general, no se caza a las hembras adultas cuando están preñadas, ni cuando están lactando.

Tasa de mortalidad. La tasa de mortalidad es el número de individuos que muere en un determinado periodo de tiempo (por ejemplo, una tasa de mortalidad anual de hembras adultas de 0.50, quiere decir que muere el 50% al año). Para calcular la tasa de mortalidad se divide el número de individuos que mueren en un periodo de tiempo por el número de individuos vivos que había al principio del periodo (Smith y Smith, 2001). Es importante determinar la mortalidad por factores naturales antes de que la población sea cosechada, ya que en una población silvestre en equilibrio y que no ha sido cosechada, la tasa de natalidad suele estar en balance con la tasa de mortalidad de manera que la población no aumenta y no hay individuos que cosechar (Krebs, 1989; Sutherland, 2000). Cuando inicia la cosecha al extraer un número de individuos, la supervivencia de los restantes y/o la tasa de reproducción aumentan y de esta manera puede resultar inducido cierto crecimiento de la población (Sutherland, 2000). Por ejemplo, si se extrae un 20% de la población y ésta comienza a aumentar en un 2% por año, este 2% se puede cosechar cada año y el tamaño de población se mantiene constante (Sutherland, 2000).

Para conocer la tasa de mortalidad de lepóridos en una UMA se requiere de un estudio científico detallado. Se recomienda para ello el uso de la técnica de la radiotelemetría con el fin de monitorear el mayor número posible de individuos en la población, al menos en períodos determinados. Consiste en capturar y marcar individuos con un transmisor, usualmente colocado en un collar o pegado a la piel del animal, para después rastrear la señal de los transmisores con un receptor y una antena Yagi (White y Garrot, 1990). Los animales deben ser rastreados diario o al menos dos o tres veces por semana para conocer el momento de su muerte o desaparición de la población (White y Garrot, 1990). Con la información colectada, se pueden calcular tasas de mortalidad para las diferentes categorías de edad y sexo de los lepóridos, y también se puede conocer los factores de mortalidad que afectan a la población (Farías, 2004).

Fecundidad. La fecundidad puede medirse como fecundidad bruta, que es el número de fetos producidos por hembra en cada embarazo (Krebs, 1989). En las hembras de conejos y liebres también es importante conocer el número de camadas por hembra por ciclo reproductivo, ya que una hembra puede tener varias camadas al año (Flux y Angermann, 1990).

La tasa de crecimiento de la población. Una manera práctica de calcular el crecimiento poblacional es mediante la tasa finita de incremento anual designada por la letra griega lambda λ ($\lambda = N_{t+1} / N_t$; donde N es tamaño estimado de la población y t es el tiempo). Cuando λ es igual a 1 la población se mantiene constante, cuando λ es mayor que 1 la población aumenta y cuando λ es menor que 1 la población disminuye (Krebs, 1989).

Descripción general y comparación de esquemas y experiencias de manejo de conejos y liebres, en otros países

En Europa, las liebres y conejos son codiciadas piezas de cacería. Contrario a lo que ocurre en México, en los países europeos con tradición de cacería de lepóridos se cuenta con registros de por lo menos varias décadas atrás, que brindan información sobre los parámetros poblacionales. Gracias a esta información es que se ha estado detectado una disminución sostenida de las poblaciones de algunos lepóridos en número y tamaño, situación que ha propiciado el estudio de las causas y consecuencias. De hecho, se ha convertido en una situación preocupante para la biología de la conservación, ya que no solo las poblaciones de lepóridos están amenazadas, sino también las poblaciones de mamíferos carnívoros y aves rapaces que dependen de las poblaciones silvestres, por ejemplo del conejo europeo (*Oryctolagus cuniculus*) y de las liebres, principalmente la liebre europea (*Lepus europaeus*). Los planes de manejo para la preservación de liebres y conejos están siendo enfocados a combatir la pérdida en la diversidad del hábitat en cuanto a estructura y flora, así como la homogeneización del hábitat debido a la práctica extensiva de monocultivos y a la explotación de los bosques (Vaughan *et al*., 2003; Smith *et al*., 2004, 2005).

Análisis de los resultados generales obtenidos de programas de manejo de conejos y liebres

En México no existen programas de manejo *in situ* para lepóridos. Como un ejemplo de manejo *ex situ*, el Zoológico de Chapultepec mantiene una colonia reproductiva de conejo zacatuche (*Romerolagus diazi*) desde 1984, para fines de investigación y conservación de la especie. Los individuos fundadores fueron atrapados en vida silvestre y se hicieron intentos de su reproducción en cautiverio en otros zoológicos, incluso en otros países como Japón y Estados Unidos, pero el único programa exitoso es el del Zoológico de Chapultepec. Uno de los objetivos de mantener esa colonia de zacatuches en Chapultepec es lograr la reintroducción de ejemplares a la vida silvestre. Esta meta no se ha realizado aún, pero sigue en la mira de los directivos del Zoológico.

Integrando los componentes biológico, social y económico en programas de conservación de conejos y liebres

El conocimiento sobre los parámetros demográficos básicos para la conservación o el aprovechamiento de las poblaciones de conejos y liebres en México es insuficiente para el caso de la mayoría de las especies, por lo que es una necesidad urgente obtener esta información a partir de estudios de abundancia de las poblaciones silvestres (Portales *et al*., 2006). Debidamente administradas y monitoreadas, las UMA podrían ser una buena opción para producir este tipo de información que indudablemente generaría valiosas aportaciones en cuanto al conocimiento de la dinámica de las distintas poblaciones.

Es recomendable considerar la posibilidad de que las UMA incorporen estudiantes que desarrollen tesis de licenciatura y posgrado, dirigidos por investigadores expertos en lagomorfos, para llevar a cabo los estudios poblacionales (Portales *et al*., 2006). La participación de estudiantes de este tipo favorecería la integración de los componentes biológico, social y económico en los programas de conservación, si se incluyen temas sobre aprovechamiento de esas especies silvestres de lagomorfos. Las comunidades humanas rurales donde se encuentre la

UMA podrían, a su vez, ofrecer hospedaje y alimentación a los estudiantes comprometidos con esas tareas. Los estudiantes, en fin, contribuirían con un estudio poblacional de calidad para los fines de conservación y aprovechamiento de las poblaciones de lepóridos. Otra función posible de los estudiantes sería vincular el sector académico y la aplicación de conocimientos en la UMA con la difusión hacia la comunidad rural, ya sea mediante el trabajo de campo con ayuda o participación de guías locales o integrantes de la comunidad rural, recibiendo y aportando información de interés sobre los temas de estudio sobre lagomorfos.

La expectativa es que las UMA de tipo extensivo contribuyan a la preservación del hábitat y al mismo tiempo brinden una opción de ingreso económico a pobladores locales interesados en la conservación de los recursos naturales de la región. El que las UMA pertenezcan a y sean administradas por las comunidades rurales, sería una situación que ofrecería oportunidades mayores de desarrollo económico a los pobladores locales y en consecuencia, brindarían mayor corresponsabilidad. Otro punto importante que beneficiaría a las comunidades rurales, es que las evaluaciones sobre los parámetros demográficos básicos para el aprovechamiento de las poblaciones de conejos y liebres en las UMA sean avaladas por investigadores reconocidos y expertos en lagomorfos, quienes no tengan fines de lucro, con lo cual los conocimientos pueden distribuirse sin condiciones de ese tipo.

Una recomendación primordial es el que la información sobre las UMA se encuentre en bases de datos confiables y completas, que incluyan la información sobre los estimadores demográficos básicos para el aprovechamiento de las poblaciones, y que puedan consultarse desde cualquier oficina de la Dirección General de Vida Silvestre.

Recomendaciones específicas para el diagnóstico y la evaluación de la gestión de conejos y liebres y su hábitat, en el contexto de las UMA

Antes de considerar el otorgamiento de permisos de establecimiento de cualquier tipo de UMA relacionada con lagomorfos, considero importante que la identificación de las especies de conejos y liebres que habiten en la UMA deba estar avalada por investigadores expertos en lagomorfos. Esto se recomienda debido a que en México es común encontrar dos o más especies de lepóridos que coexisten en el mismo lugar. Es importante señalar que las especies de conejos y liebres pueden resultar difíciles de identificar por personas no expertas.

El tipo de UMA debe ser congruente con el estatus de conservación de las poblaciones de lepóridos que habiten en éstas, de acuerdo con las categorías de riesgo de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza y de Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (Portales *et al*., 2006). Por ejemplo, en el caso de las especies en peligro crítico de extinción, los esfuerzos de conservación deben estar enfocados a la recuperación de las poblaciones y de su hábitat. En el caso de especies de interés económico, los planes o programas de manejo deberán estar enfocados hacia el uso sostenible de sus poblaciones en los lugares donde se haga explotación y las poblaciones sean abundantes. Por el contrario, en los casos donde la extracción ha sido tan intensa que las poblaciones se han reducido o extinguido localmente, el programa de manejo deberá ser orientado hacia la recuperación de estas poblaciones.

Se recomiendan las UMA de carácter extensivo para conejos y liebres en México.

Es importante preservar en las UMA las características de hábitat requeridas por los lepóridos relativamente menos tolerantes al deterioro ambiental.

Se recomienda que el ajuste progresivo de cosecha y manejo obedezca una estrategia adaptable, en la que las condiciones de cosecha y manejo se realicen de

manera conservadora el primer periodo del aprovechamiento y se evalúen al final del periodo, para que estos resultados se consideren al establecer las condiciones de cosecha y manejo para el segundo periodo, y así sucesivamente. De ésta manera, se estará evaluando periodo tras periodo las consecuencias de la cosecha y manejo sobre la población y habrá oportunidad de corregir tendencias que pudieran perjudicar a la población (Sánchez, 1999; Portales *et al*., 2006).

El conocimiento sobre los parámetros demográficos básicos para el aprovechamiento de las poblaciones de conejos y liebres en México es insuficiente, por lo que es una necesidad urgente obtener esta información a partir de estudios de abundancia de las poblaciones silvestres. Las UMA podrían ser una buena opción para producir este tipo de información que indudablemente generaría valiosas aportaciones en cuanto al conocimiento de la dinámica de las distintas poblaciones de conejos y liebres, con alcance a los plazos corto, mediano y largo. Este conocimiento se requiere urgentemente para el manejo y aprovechamiento y conservación de los lepóridos en México. Las UMA pueden proporcionar valiosa información de los individuos de la población en relación al sexo, edad (adulto o juvenil), medidas corporales y peso, estado reproductivo y número de fetos en el útero de las hembras gestantes.

Es importante que las evaluaciones sobre los parámetros demográficos básicos para el aprovechamiento de las poblaciones de conejos y liebres en las UMA sean avaladas por investigadores reconocidos y expertos en lagomorfos. Es recomendable considerar la posibilidad de que las UMA incorporen estudiantes que desarrollan tesis de licenciatura y postgrado, dirigidos por investigadores expertos en lagomorfos para llevar a cabo los estudios poblacionales, cuya necesidad es claramente visible (Portales *et al*., 2006).

Literatura citada

Aranda, M. 2000. Estimación de la abundancia en poblaciones de mamíferos silvestres. Pp. 83 – 90 en: *Conservación y manejo de vertebrados en el trópico de México. Diplomado en conservación, manejo y aprovechamiento de vida silvestre*. Sánchez, O., Donovarros-Aguilar, M. y J. Sosa-Escalante. (Eds.) Instituto Nacional de Ecología-SEMARNAP, U.S. Fish Wildlife Service, CONABIO, Sierra Madre, Unidos para la Conservación, Universidad Autónoma de Yucatán.

Arriaga, L., Espinoza, J. M., Aguilar, C., Martínez, E., Gómez, L. y E. Loa (Coordinadores). 2000. *Regiones terrestres prioritarias de México.* Escala de trabajo 1:1 000 000. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México.

Ballesteros, F. 2000. Técnicas aplicables para la estimación y monitorización de la abundancia de la liebre de Pironal (*Lepus castroviejoi*). *Naturalia Cantabricae*, 1: 45 – 51.

Bednarz, J. C. y J. A. Cook. 1984. Distribution and numbers of the white-sided jackrabbit (*Lepus callotis gaillardi*) in New Mexico. *Southwestern Naturalist*, 29: 358 – 360.

Best, T. L. y T. H. Henry. 1993. *Lepus callotis*. *Mammalian Species*, 442: 1 – 6.

Buckland, S. T., Anderson, D. R., Burnham, K. P., y J. L. Laake. 1993. *Distance Sampling: estimating Abundance of Biological Populations*. Chapman & May. London, UK.

Cervantes, F. A. y F. X. González. 1996. Los conejos y las liebres silvestres de México. Pp. 17 – 25 en: *Ecología y conservación del conejo zacatuche y su hábitat*. Velázquez, A., Romero, F. J. y J. López (Eds.). UNAM y Fondo de Cultura Económica. 204 pp.

Cervantes, F. A., Lorenzo, C. y F. X. González-Cózatl. 2004. The Omiltemi rabbit *Sylvilagus insonus* is not extinct. *Mammalian Biology*, 69: 61 – 64.

Cervantes, F. A. y J. Martínez. 1996. Historia natural del conejo zacatuche o teporingo (*Romerolagus diazi*). Pp. 29 – 40 en: *Ecología y conservación del conejo zacatuche y su hábitat*. Velázquez, A., Romero, F. J. y J. López (Eds.). UNAM y Fondo de Cultura Económica. 204 pp.

Daniel, A., Holechek, J., Valdez, R., Tembo, A., Saiwana, L., Fusco, M. y M. Cardenas. 1993. Jackrabbit densities on fair and good condition Chihuahuan desert range. *Journal of Range Management*, 46:524 – 528.

Desmond, M. J. 2003. Habitat associations and co-occurrence of Chihuahuan Desert hares (*Lepus californicus* and *L. callotis*) *The American Midland Naturalist*, 151: 414 – 419.

Dunn, J. P., Chapman, J. A. y R. E. Marsh. 1982. Jackrabbits: *Lepus californicus* and allies. Pp. 124-145 en *Wild mammals of North America: biology, management, and economics*. Chapman, J. A. y G. A. Feldhamer (Eds). The Johns Hopkins University Press. Baltimore, Maryland. 1147 pp.

Farías, V. 2004. *Spatio-temporal ecology and habitat selection of the critically endangered tropical hare (Lepus flavigularis) in Oaxaca, Mexico*. Ph.D. dissertation, University of Massachusetts, Amherst.

Farías, V. y T. K. Fuller. 2009. Native vegetation structure and persistence of endangered Tehuantepec jackrabbits in a neotropical savanna in Oaxaca, México. *Biodiversity and Conservation*, Online early.

Forys, E. A. y S. R. Humphrey. 1996. Home range and movements of the Lower Keys marsh rabbit in a highly fragmented habitat. *Journal of Mammalogy*, 77: 1042 – 1048.

Forys, E. A. y S. R. Humphrey. 1999. The importance of patch attributes and context to the management and recovery of an endangered lagomorph. *Landscape Ecology*, 14: 177 – 185.

Fritzell, E. K. y K. J. Haroldson. 1982. *Urocyon cinereoargenteus*. *Mammalian Species*, 189: 1 – 8.

Flux, J. E. C. y R. Angermann. 1990. The hares and jackrabbits. Pp. 61 – 94 en: *Rabbits, hares, and pikas. Status survey and conservation action plan*. Chapman, J. A. y J. E. C. Flux (Eds.) Chapter 4. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, Gland, Switzerland. 168 pp.

Galindo, C. y M. Weber. 1998. Manejo adaptativo y conservación. Pp. 197 – 220 en: *El venado de la Sierra Madre Occidental. Ecología, manejo y conservación*. Capítulo 10. Ediciones Culturales S. A. de C. V., CONABIO. 272 pp.

Greenwood, J. J. D. 1996. Basic techniques. Pp. 11 – 110 en: *Ecological census techniques, a handbook*. Sutherland, W. J. (Ed.). Cambridge University Press. New York. 336 pp.

Hulbert, I. A. R., Iason, G. R., Elston, D. A. y P. A. Racey. 1996a. Home-range sizes in a stratified upland landscape of two lagomorphs with different feeding strategies. *Journal of Applied Ecology*, 33:1479 – 1488.

Hulbert, I. A. R., Iason, G. R. y Racey, P. A. 1996b. Habitat utilization in a statified upland landscape by two lagomorphs with different feeding strategies. *Journal of Applied Ecology*, 33:315–324.

Jansson, G. y A. Pehrson. 2007. The recent expansion of the brown hare (*Lepus europaeus*) in Sweden with possible implications to the mountain hare (*L. timidus*). *European Journal of Wildife Research*, 53: 125 – 130.

Krebs, C. J. 1989. *Ecological methodology*. Harper Collins. New York. 654 pp.

Kunst, P. J. G., van der Wal, R. y S. van Wieren. 2001. Home ranges of brown hares in a natural salt marsh: comparisons with agricultural systems. *Acta Theriologica*, 46:287 – 294.

Lechleitner, R. R. 1958. Certain aspects of behavior of the black-tailed jackrabbit. *The American Midland Naturalist*, 60:145 – 154.

Leopold, A. S. 1959. *Wildlife of Mexico. The wild birds and mammals*. University of California Press. 568 pp.

Longland, W. S. 1991. Risk of predation and food consumption by black-tailed jackrabbits. *Journal of Range Management*, 44:447 – 450.

MacPhee, R.D.E. y C. Flemming. 1999. Requiem y Aeternam. The last five hundred years of mammalian species extinctions. Pp. 333 – 371 en: *Extinctions in near time*. R.D.E. MacPhee (Ed.) Kluwer Academic y Plenum Publishers, New York.

Marín, A. I., Hernández, L. y J. W. Laundré. 2003. Predation risk and food quantity in the selection of habitat by black-tailed jackrabbit (*Lepus californicus*); and optimal foraging apporach. *Journal of Arid Environments*, 55: 101 – 110.

Martínez, E. 2006. *Efecto del cambio climático en la distribución espacio-temporal de dos lagomorfos en México*. Tesis de Maestría en Ciencias Biológicas. Instituto de Biología UNAM. 66 pp.

Moreno, S., Villafuerte, R. y M. Delibes. 1996. Cover is safe during the day but dangerous at night: the use

of vegetation by European wild rabbits. *Canadian Journal of Zoology*, 74: 1656 – 1660.

Nix, H. A., Faith, D. P., Hutchinson, M. F., Margules, C. R., West, J., Allison, A., Kesteven, J. L., Natera, G., Slater, W., Stein, J. L. y P. Walker. 2000. *The BioRap toolbox: A National study of biodiversity assessment and planning for Papua New Guinea*. Centre for Resource and Environmental Studies (CSIRO) Press, Canberra, Australia.

Ojasti, J. 2000. *Manejo de fauna silvestre neotropical*. F. Dallmeier (Ed.). SI/MAB Series No. 5. Smithsonian Institution /MAB Progam, Washington.

Pimm, S. L. y P. Raven. 2000. Extinction by numbers. *Nature*, 403: 843 – 845.

Primack, R. 2001. Aplicaciones de la biología de poblaciones. Pp. 385 – 404 en: *Fundamentos de conservación biológica. Perspectivas latinoamericanas*. Primack, R., Roíz, R., Feinsinger, P., Dirzo R. y F. Massardo. (Eds.). Fondo de Cultura Económica, México, D. F., México. 797 pp.

Portales, G. L., V. Farías y L. A. Antaño. 2006. Lagomorfos. *Taller sobre conservación y uso sustentable de mamíferos silvestres en UMA*. Dirección General de Vida Silvestre, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México, D. F., México.

Reitz, F. y Y. Léonard. 1994. Characteristics of European hare *Lepus europaeus* use of space in a French agricultural region of intensive farming. *Acta Theriologica*, 39:143 – 157.

Ruedas, L. A. 1998. Systematics of *Sylvilagus* Gray, 1897 (Lagomorpha: Leporidae) from Southwestern North America. *Journal of Mammalogy*, 79: 1355– 1378.

Sánchez, O. 1999. Biodiversidad, conservación y manejo de vida silvestre. Pp. 13-23 en: Sánchez, O y E. Vázquez-Domínguez (eds.). *Conservación y Manejo de Vertebrados del Norte Árido y Semiárido de México*. Conabio – Semarnap – U. S. Fish & Wildlife Service – Universidad Autónoma de Nuevo León, México, D. F., 247 pp.

Semarnat. 2002. Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-2001, Protección ambiental - Especies nativas de México de flora y fauna silvestres - Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio - Lista de especies en riesgo. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. *Diario Oficial de la Federación*, 6 de marzo de 2002, México D. F., México.

Smith, G. y N. C. Nydegger. 1985. A spotlight, line-transect method for surveying jack rabbits. *Journal of Wildlife Management*, 49: 699 – 702.

Smith, L. G. y T. M. Smith. 2001. *Ecología*. 4a edición. Crecimiento poblacional. Capítulo 13. Pearson Addison Wesley. Madrid. 642 pp.

Smith, R. K., Jennings, N. V., Robinson, A. y Harris S. 2004. Conservation of European hares *Lepus europaeus* in Britain: is increasing habitat heterogeneity in farmland the answer? *Journal of Applied Ecology*, 41: 1092 – 1102.

Smith, R. K., Vaughan, N. y S. Harris, S. 2005. A quantitative analysis of the abundance and demography of European hares *Lepus europaeus* in relation to habitat type, intensity of agriculture and climate. *Mammal Review*, 35: 1 – 24.

Stott, P. 2003. Use of space by sympatric European hares (*Lepus europaeus*) and European rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) in Australia. *Mammalian Biology*, 68: 317 – 327.

Sutherland, W. J. 1996. Mammals. Pp. 260 – 280 en: *Ecological census techniques, a handbook*. Sutherland, W. J. (Ed.). Cambridge University Press. New York. 336 pp.

Sutherland, W. J. 2000. *The conservation handbook, research, management and policy*. Chapter 13. Blackwell Science. London. 278 pp.

Tapper, S. C. y R. F. W. Barnes. 1986. Influence of farming practice on the ecology of the brown hare (*Lepus europaeus*). *Journal of Applied Ecology*, 23:39 – 52.

Thulin, C. G. 2003. The distribution of mountain hares *Lepus timidus* in Europe: a challenge from brown hares *L. europaeus*? *Mammal Review*, 33: 29 – 42.

Thomas, L., Buckland, S. T., Burnham, K. P., Anderson, D. R., Laake, J. L., Borchers, D. L. y S. Strindberg. 2002. Distance sampling. Pp. 544-552 en: *Enciclopedia of environments*. EL-Shaarawi, A. y W. Piegorsch (Eds.). John Wiley & Sons, Ltd, Chichester.

UICN. 2006. *2006 International Union for Conservation of Nature Red List of Threatened Animals*. International Union for Conservation of Nature, Gland, Switzerland.

Vaughan, N., Lucas, E. A., Harris, S. y P. C. L. White. 2003. Habitat associations of European hares *Lepus europaeus* in England and Wales: implications for farmland management. *Journal of Applied Ecology*, 40: 163 – 175.

Walters, C. J. 1986. *Adaptive management of renewable resources*. Macmillan. London.

White, G. C. y R. A. Garrot. 1990. *Analysis of wildlife radio-tracking data*. Academic Press. San Diego, California. 383 pp.

Consideraciones ecológicas para el manejo del venado cola blanca en UMA extensivas en bosques tropicales

Salvador Mandujano

Introducción

En la última década se ha promovido ampliamente la modalidad de aprovechamiento sustentable y conservación de la fauna y su hábitat denominadas "Unidad de Manejo y Aprovechamiento para la Conservación de la Vida Silvestre" (UMA). Según la Ley General de Vida Silvestre el concepto actual de UMA promueve esquemas alternativos de producción compatibles con el cuidado del ambiente, a través del uso racional, ordenado y planificado de los recursos naturales renovables en ellas contenidos, creando oportunidades de aprovechamiento complementarias de otras actividades productivas convencionales, como la agricultura, la ganadería o la silvicultura, logrando en los propietarios y legítimos poseedores de tierras ejidales, comunales o propiedades privadas una nueva percepción en cuanto a los beneficios derivados de la conservación de la biodiversidad, basadas en el binomio *conservación-aprovechamiento* de los recursos naturales (SEMARNAT 1997). Las UMAs pueden ser clasificadas en dos categorías: extensivas (manejo de poblaciones silvestres y sus hábitats) e intensivas (manejo en criaderos, zoológicos, y otros) (DGVS 2007). Según datos de la SEMARNAT hasta marzo del 2009 están registradas 9026 UMAs las cuales suman poco más de 31 millones de hectáreas.

Para que sea posible la existencia continua de las especies de interés es necesario que los propios dueños instalen y operen programas que evalúen correctamente el estado inicial de las poblaciones y sus hábitat, que den seguimiento a sus tendencias y que utilicen técnicas efectivas para mantener la composición natural, la integridad estructural y la funcionalidad de los ecosistemas locales (Rojo-Curiel *et al.* 2007). En este sentido, la Dirección General de Vida Silvestre (DGVS) de la SEMARNAT ha venido perfeccionando recomendaciones para la evaluación inicial, el seguimiento y manejo de poblaciones de especies de interés focal ubicadas dentro de las UMA y su hábitat. El énfasis se ha hecho sobre el manejo de las poblaciones de las especies que los propietarios han manifestado de su interés. La aplicación de esos criterios y protocolos de trabajo ha permitido a la DGVS acumular experiencias y datos acerca de estos grupos de especies y su manejo en predios registrados como UMA. La disponibilidad de esa información, y la experiencia de científicos expertos en conservación de fauna silvestre, puede facilitar la búsqueda de mayores oportunidades de mejoramiento en los protocolos de trabajo. De especial interés resulta mejorar los criterios y protocolos para evaluar la condición y la tendencia de las poblaciones y del hábitat local, sobre todo como insumos indispensables para determinar la viabilidad biológica y la cosecha sustentable.

El venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*) es una especie muy apreciada en todo el país para complementar el consumo de proteína animal, para el comer-

cio, fabricación de artesanías, recreación, y ha formado parte de la cosmogonía y ritos de diversas culturas indígenas (Mandujano y Rico-Gray 1991; Greenberg 1992; González-Pérez y Briones 2000; Naranjo *et al.* 2004a). Actualmente continúa siendo importante su cacería de subsistencia y su aprovechamiento ha aumentado notablemente en UMA extensivas e intensivas (Montiel *et al.* 1999; González-Marín *et al.* 2003; Segovia y Hernández 2003; Villarreal-Espino 2006; Weber *et al.* 2006). El venado cola blanca es una de las principales especies manejadas principalmente en el norte de país donde se ha demostrado que puede ser una forma de aprovechamiento rentable (Villarreal 1999), y con amplias oportunidades en las zonas tropicales (Rojo-Curiel *et al.* 2007). Este manejo en UMA ha tenido como consecuencia una mayor demanda nacional y la necesidad urgente de que esta demanda esté basada en información biológica confiable con el fin de manejar sustentablemente las poblaciones.

El objetivo del capítulo es presentar algunas consideraciones de tipo ecológico relevantes para el manejo del venado cola blanca en UMAs, con especial énfasis en aquellas localizadas en bosques tropicales. El manejo del venado cola blanca requiere de una gran cantidad de consideraciones las cuales difícilmente se pueden abordar con detalle en este capítulo. El libro de Villarreal (1999) contiene muchos aspectos y se remite a esa publicación a cualquier interesado en el tema. En este capítulo se abordan aspectos como la definición de la escala (biogeográfica, bioma, regional o paisajístico) de manejo; definiciones de algunos conceptos frecuentemente empleados tales como tamaño poblacional (abundancia y densidad), calidad de hábitat, y capacidad de carga. Se resalta la importancia de considerar otros parámetros demográficos tales como la estructura y proporción de sexos. Además, en este capítulo se abordan aspectos poco considerados en el manejo en UMA, tales como el tamaño poblacional mínimo viable y el tamaño mínimo de hábitat para hacer manejo en UMA extensivo. Con el fin de mantener un lenguaje lo menos técnico posible, se presentan de manera gráfica algunos conceptos y modelos con el fin de facilitar su comprensión. También se han incluido algunas tablas con ejemplos numéricos para presentar algunos cálculos matemáticos sencillos. Asimismo, se ha tratado de mantener el menor número posible de referencias bibliográficas y solo se incluyeron aquellas que podrían ser de interés inmediato para el lector.

Consideraciones a nivel de subespecies

El primer nivel que se sugiere debe considerarse para el manejo del venado cola blanca es el basado en los límites geográficos de las 14 subespecies propuestas para el país (Figura 1). La definición y delimitación geográfica de las subespecies no está basada en estudios cuantitativos morfológicos ni genéticos, sino simplemente en características muy generales de variaciones en el color de piel, tamaño corporal y formas de astas (Kelloog 1956; Hall 1981). Aunque esto debe estudiarse profundamente, por el momento el modelo de distribución geográfica sirve como base para el primer nivel relevante para la conservación y la gestión de la cosecha sustentable en UMA.

Desde una perspectiva de manejo cinegético y de acuerdo a los actuales libros de récords internacionales de trofeos más importantes de Boone and Crockett Club y Safari Club International, en México solo seis de las 14 subespecies de venado cola blanca son susceptibles de clasificar e ingresar en los mismos; y son por esta razón las que cuentan con mayor protección por parte de ganaderos y propietarios de predios. Estas subespecies son: *O. v. texanus, O. v. couesi*, *O. v. carminis*, *O. v. miquihuanensis, O. v. mexicanus* y *O.v. sinaloae* (Villarreal-Espino 2006). Mientras que el resto de las subespecies en México, por su menor tamaño de astas y la falta de categorías especiales en los libros de récords, no se han considerado como trofeos con reconocimiento internacional por los cazadores deportistas nacionales y/o extranjeros. Sin embargo, esta situación está comenzando a cambiar para darle mayor valor regional a cada subespecie.

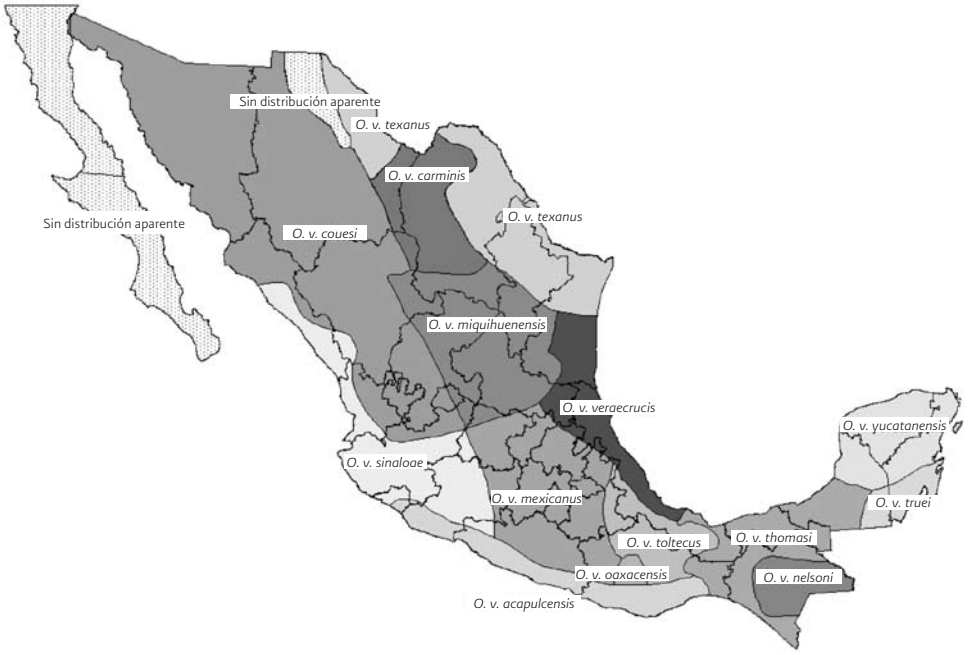
La principal recomendación a este nivel es el control estricto del movimiento deliberado o inclusive acci-

dental (traslocación) de animales de una subespecie a sitios donde históricamente no se ha registrado la misma. Un problema importante se presenta en aquellas regiones donde converge más de una subespecie y los criterios para definir el límite geográfico entre una y otra son arbitrarios. En estos casos será necesario definir si realmente existen varias poblaciones genéticamente distintas, de modo que sea posible establecer criterios para poderlas clasificar o no como distintas y, eventualmente, referirlas a las subespecies correspondientes. En este sentido, el reciente avance en técnicas moleculares pude ser muy útil y se sugiere su empleo junto con análisis de tipo morfométrico. Afortunadamente, actualmente existe un interés creciente en estudiar la genética de esta especie en nuestro país. Por ejemplo, Logan *et al.* (2006, 2007) en el noroeste, y Chassin *et al.* (en preparación) en el estado de Michoacán. Un análisis preliminar sobre la biogeografía de las subespecies de venado cola blanca en México puede consultarse en Mandujano *et al.* (2008).

Consideraciones a nivel de tipos de vegetación

Otro nivel de manejo es el referente al o los tipos generales de vegetación que el venado habita dentro del ámbito geográfico que corresponde a cada subespecie, como son las regiones dominadas por matorrales, bosques templados y bosques tropicales. En particular, en el trópico mexicano convergen dos grandes tipos de bosques tropicales: el lluvioso o perennifolio ("tropical rainforest") y el seco o caducifolio ("tropical dry forest"). Entre ambos extremos se establece un gradiente de otros tipos de bosques como son el subperennifolio y el subcaducifolio; y distintas clasificaciones fisonómicas como selvas altas, medianas y bajas (Rzedowski 1978). Para fines de conservación y gestión de la cosecha sustentable de venado cola blanca en UMA, por el momento se puede clasificar a las subespecies aten-

Figura 1. Distribución geográfica de las subespecies del venado cola blanca presentes en el país (Hall 1981). Mapa elaborado por Ch. A. Delfín-Alfonso.

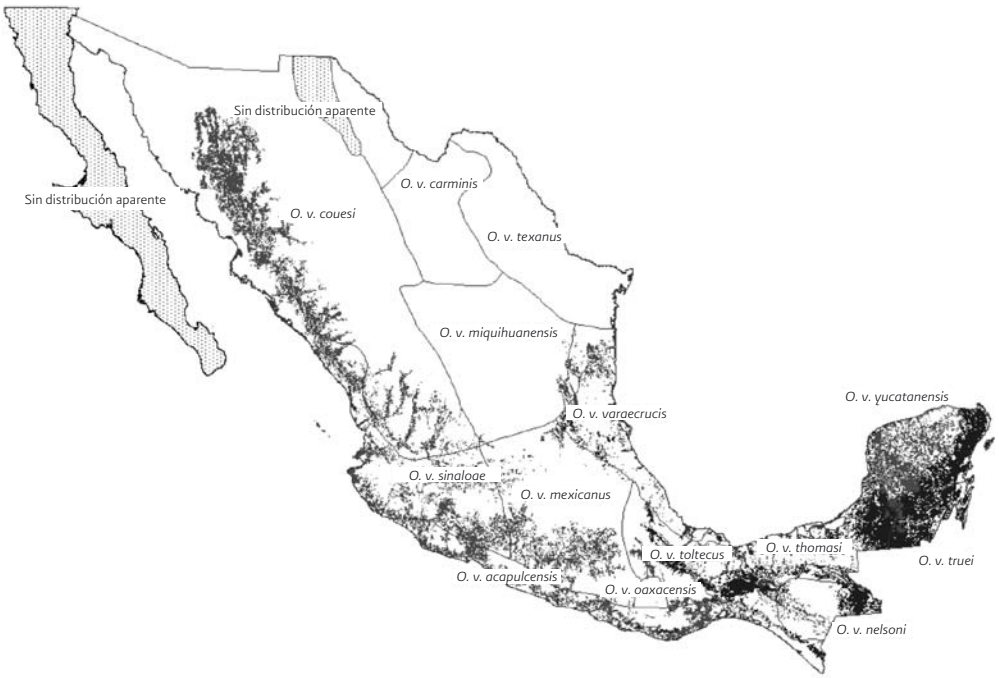


diendo a que unas predominantemente ocupan bosques tropicales secos y otras tienden a ocupar bosques tropicales lluviosos (Figura 2). Aunque, en este esquema de referencia es importante mencionar que una misma subespecie puede ocupar más de un tipo de vegetación, incluso vegetación no tropical como bosques templados y matorrales xerófilos.

Es relevante resaltar que de las 14 subespecies solo dos, *texanus* y *carminis*, no ocupan bosques tropicales; mientras que las otras 12 abarcan alguna porción de selvas dentro de su área de distribución. Incluso subespecies como *miquihuanensis* y *couesi*, consideradas principalmente como de matorral y de bosque templado, respectivamente, llegan a habitar selvas bajas de manera marginal. Sin embargo, aquellas subespecies que aparentemente prefieren selva baja o bien, para las que el mayor porcentaje del total de su área de distribución está ocupado por selvas bajas, son: *sinaloae*, *mexicanus*, *acapulcensis* y *yucatanensis*. Por otro lado, las subespecies *veraecrucis*, *toltecus*, *thomasi*, *nelsoni* y *truei*, habitan principalmente selvas húmedas perturbadas. Considerando el principal tipo de vegetación dentro del área de distribución de cada subespecie, para fines de manejo se propone una clasificación de las 14 subespecies en tres grupos o ecoregiones: subespecies de matorral, subespecies de bosques templados y selvas secas, y subespecies de selvas húmedas y subhúmedas (Tabla 1).

En un análisis sencillo de la información generada acerca de los venados en México, Mandujano (2004) encontró que las subespecies *O. v. texanus* y *O. v. couesi* han sido las más estudiadas. En contraste, siete subespecies del venado cola blanca, *O. v. carminis, O. v. miquihuanensis, O. v. veraecrucis, O. v. toltecus*, *O. v. truei*, *O. v. nelsoni*, *O. v. oaxacensis*, *O. v. acapulcensis* y *O. v. thomasi*, son las menos estudiadas. Esto es crítico ya que, excepto las dos primeras, las demás habitan en zonas tropicales donde han sido aprovechadas por los grupos indígenas desde épocas prehispánicas y, actualmente, forman parte de la alimentación humana

Figura 2. Distribución de las 14 subespecies de venado cola blanca (Hall 1981) en los distintos tipos de las selvas tropicales en México (Rzedowski modificado por CONABIO). Mapa elaborado por Ch. A. Delfín-Alfonso



en áreas rurales campesinas y del folclor y valor culinario regional. Una característica común a estas especies es que habitan bosques tropicales. Mientras que las subespecies *O. v. sinaloae*, *O. v. mexicanus* y *O. v. yucatanensis* han sido estudiadas recientemente con profundidad relativamente mayor. Una característica común es que estas tres subespecies, además de *O. v. acapulcensis* y *O. v. nelsoni*, habitan varios tipos de bosques entre los que destaca el bosque tropical seco principalmente en la costa Pacífica, en la depresión del Balsas y en el norte de Yucatán.

Cuadro 1. Propuesta de clasificación de las 14 subespecies de venado cola blanca en el país en ecorregiones basada en el tipo de vegetación principal dentro del área de distribución de cada una (basado en Mandujano et al. 2008).

Tipo de vegetación principal	Subespecies con mayor superficie de distribución en ese tipo de vegetación
Matorrales xerófilos	texanus miquihuanensis carminis
Bosques templados y selvas bajas secas	couesi sinaloe acapulcensis oaxacensis nelsoni mexicanus
Selvas húmedas y selvas semi-húmedas/ secas	truei thomasi yucatanensis veracrusis toltecus

Consideraciones al nivel de población

Otro nivel relevante para la conservación y gestión de cosecha sustentable en UMA es el de población biológica. Por población se entiende al número total de venados que se encuentran en un área y tiempo determinados dentro de la cual, potencialmente, los individuos pueden intercambiar información genética. Aunque aparentemente es sencilla la definición, en la práctica muchas veces no resulta fácil definir los límites de una población. Para fines de manejo, la población se ha definido operativamente como aquellos venados que se encuentran dentro de una UMA. En el caso de áreas de reserva biológica (ANP) la población se ha definido como aquellos animales que viven dentro de los límites de la reserva. Sin embargo, desde el punto de vista biológico esta definición no es la más adecuada en los términos demográfico y genético. Por esto, definir como población solo a aquellos individuos que existen y permanecen dentro de una unidad de manejo dada, puede ser incorrecto. Es muy posible que la población biológica funcional (a la que en realidad pertenecen) abarque una superficie mucho mayor en comparación a la "población" que se pretende manejar en UMA. Esta consideración puede quedar más clara si se observa el ejemplo de la Figura 3.

En consecuencia, debe tenerse en cuenta que la población que se pretende manejar no está cerrada desde el punto de vista demográfico lo cual, a menos que esté confinada por una malla "venadera" implica que podría seguir formando parte de la población biológica que habita en la región. Este aspecto no es un tema menor en zonas del centro y sureste del país, donde los predios habitualmente son más pequeños en comparación con unidades de manejo del norte del país. Por ejemplo, en una muestra de 30 UMAs en el Bajo Balsas, Michoacán, el tamaño promedio es de 270 ha siendo de 5,000 ha la UMA más grande. Este aspecto requiere que el manejo del venado cola blanca se aborde con una perspectiva regional y de integración funcional de las UMA, de manera que se consideren todos los elementos como la cantidad y calidad de los parches de hábitat, poblaciones humanas, presencia de ríos, carreteras u otros posibles obstáculos y barreras al libre tránsito de los animales; las actividades productivas principales tales como la ganadería y la agricultura; y la presencia de áreas naturales protegidas cercanas a las unidades de manejo. Es decir, se debe avanzar hacia un esquema regional del venado cola blanca, siendo las

UMAs parte de este esquema y no la unidad principal como sucede en este momento.

Esto implica que el manejo a escala de paisaje y regional puede implicar la confluencia espacial y el manejo integrado de varias UMA, y debe abordarse desde una perspectiva metapoblacional. De hecho, este enfoque de manejo a nivel metapoblacional ya se ha propuesto para varias especies de ungulados incluyendo el venado cola blanca. Por ejemplo, con el venado bura en Mapimí (Sánchez-Rojas y Gallina 2007), con varios ungulados en la Lacandona (Naranjo y Bodmer 2007), y con el venado cola blanca en el Bajo Balsas (Mandujano et al. en preparación). Brevemente, por metapoblación se entiende a un conjunto de poblaciones locales interconectadas entre ellas por mecanismos de dispersión. En el campo de la biología de la conservación, se considera que una metapoblación tiene mayor probabilidad de persistencia en comparación a las poblaciones locales las cuales pueden tener menor probabilidad de viabilidad a largo plazo. Una propuesta de esta escala de manejo se discute en la última sección de este capítulo (secc. 15).

Consideraciones del tamaño poblacional

Uno de los parámetros demográficos más importantes en el manejo del venado cola blanca, es el tamaño poblacional. Tradicionalmente, se han aplicado métodos para estimar la densidad como una medida del tamaño de la población en cuestión. Desafortunadamente se ha considerado a la densidad como el dato básico para la toma de decisiones en el manejo del venado cola blanca. Sin embargo, como a continuación se mostrará, estas decisiones deberían de estar basadas en la abundancia de la población. Ambos conceptos, densidad y abundancia, están relacionados con el tama-

Figura 3. Ejemplo para ilustrar la diferencia entre los límites reales de una población y los límites arbitrarios al definirla de manera administrativa (UMA, ANP). En este ejemplo, la línea negra gruesa exterior representa los límites de un estado, región o municipio, la línea gruesa interior representa el límite de una ANP, mientras que los asteriscos representan diferentes UMA. Se muestra en gris la distribución una población hipotética de venado. Como se aprecia, la población puede abarcar parte de un estado, región o municipio, de la ANP o de la UMA. Note que la escala puede ser de varios miles de hectáreas

ño de la población pero no significan lo mismo. En el lenguaje técnico, por abundancia (N) puede entenderse como el número total de venados en la población (o en la UMA, por ejemplo), mientras que la densidad (D) es el número de venados por unidad de superficie. Definidos así los términos, para fines prácticos la relación entre estas ideas es:

$$N = D \times A$$

donde A es la superficie total del hábitat disponible para el venado cola blanca en la UMA. En este sentido, la abundancia de una población es una relación entre la densidad promedio y la superficie de hábitat dentro de la UMA. En consecuencia, se debe enfatizar la importancia de promediar los valores de densidad obtenidos de los transectos, en cualquiera de los métodos que se elija, a fin de tener un referente para el predio que esté asociado con una valoración de la incertidumbre aspecto que se detalle más adelante (Consideraciones acerca de la incertidumbre de un estimador de N o D).

Por otra parte, un aspecto muy relevante es que por hábitat debe entenderse como solamente aquella superficie que el venado puede habitar realmente en la UMA. En consecuencia, cuando se obtenga una estimación de la densidad de venados la densidad debe multiplicarse únicamente por la cantidad de hábitat favorable que haya en la UMA y no por la superficie total del predio. Por ejemplo, supongamos que se tiene una UMA de 5,000 ha de las cuales el 5% de la superficie está dedicada a asentamientos humanos y caminos, el 25% a cultivos de temporal y el 35% a potreros. El restante 35% es bosque tropical seco, hábitat adecuado para el venado cola blanca. Es decir, de las 5,000 ha solo 1,750 ha (resultado de 0.35 x 5,000 ha) representarían hábitat utilizable y es ahí donde se encontraran los venados con mayor probabilidad, independientemente de que puedan salir del bosque y usar de manera oportunista las áreas de cultivo o pastizal, como sitios de forrajeo temporal en sus actividades diarias. En este caso, para tener una estimación de la abundancia o número total de venados esperados en la UMA se debe multiplicar la densidad promedio por la superficie real de hábitat. Además, se debe incluir una estimación de la incertidumbre.

Consideraciones acerca de la incertidumbre de un estimador de N o D

En muy limitados casos se puede contar el número total de venados que hay dentro de la UMA, es decir hacer un censo poblacional. Por el contrario, lo común es que solo se cuente a cierta fracción desconocida de la población total debido a que es frecuente que los venados sean difíciles de observar directamente debido a los hábitos sigilosos de la especie y la baja visibilidad que impone el hábitat. Esto lleva a que habitualmente se apliquen métodos de muestreo en los cuales se hace un conteo de una fracción de la población (censo muestral) y, a partir de esos datos, se hace una inferencia del número de venados que suponemos puede haber en la UMA. Para detalles de los métodos de muestreo se remite a los trabajos del autor (Mandujano 2005, 2007a, Mandujano y Gallina 1993, 1995).

En consecuencia, la estimación del tamaño poblacional (N o D) tendrá un grado de incertidumbre, es decir ¿cómo podemos saber si la estimación está cerca o lejos del verdadero valor de la población? La pregunta es crítica porque a partir de esta información habitualmente sirve para luego estimar el número de venados a cosechar. Por lo tanto, la sugerencia es que se debe estimar el promedio y la variación o incertidumbre. Es muy común que solo se reporte el promedio de una estimación, sin embargo se debe insistir en que se estime también su precisión. Hay varios estadísticos que describen esta variación como por ejemplo la varianza, la desviación estándar, el error estándar, y los intervalos de confianza al 95%. Se sugiere emplear los intervalos de confianza pues estos permiten tener un valor mínimo y uno máximo sobre la media. En el Cuadro 2 se ejemplifica el cálculo de la incertidumbre de una estimación de la densidad.

Cuadro 2. Ejemplo para obtener los estadísticos básicos, media (X), desviación estándar (SD), error estándar (SE) e intervalos de confianza, de cinco datos hipotéticos de densidad de venados por kilómetros cuadrado, y valor de t-Student (t), probabilidad (P) y grados de libertad (gl). Tomado de Mandujano y Aranda (1993)

Densidad estimada para cada uno de los 5 transectos en una UMA hipotética:

12, 8, 14, 9 y 10 venados/km^2
Número de transectos = 5
Promedio X = 10.6 venados/km^2
Desviación estándar SD = 2.154 venados/km^2
Error estándar SE = 0.963
Como el tamaño de muestra es bajo, en este caso en lugar de emplear el valor de Z se debe emplear el valor de t-Student, como t = 2.776, con una P = 0.05 y gl = 4 (Número de transectos menos 1)
t x SE = 2.67, este valor se le suma y se le resta a la media y queda:
Intervalo al 95% de confianza = 10.6 ± 2.7 venados/km^2
Redondeando, en este ejemplo se estimaría una densidad entre 8 y 13 venados/km^2 con un 95% de confianza.

Para cuestiones de aprovechamiento es recomendable basarse en la información del tamaño mínimo obtenido con este procedimiento, a fin de mantener una actitud precautoria respecto al eventual sobre-explotación de una población. La expresión general para estimar la precisión del estimador es:

$$\check{D} \pm Z_{\alpha/2} SE(\check{D})$$

donde $\check{D}$ es la densidad, Z el valor de tablas las cuales habitualmente vienen en los libros de estadística, es la probabilidad habitualmente 0.05, y SE es el error estándar (Zar 1984). Estos estadísticos se pueden calcular de manera muy sencilla empleando cierto tipo de calculadoras, hojas de cálculo como Excel, y programas estadísticos básicos. La regla para tener una precisión aceptable del estimador poblacional es contar el mayor número de animales (o rastros) posibles. Esto se logra de dos maneras: aumentado el esfuerzo de muestreo (número de transectos y largo total de éstos), aplicando el método más adecuado a las condiciones del sitio y llevarlo a cabo con rigor.

Modelo general de la relación entre abundancia, densidad y superficie de hábitat

Una de las consideraciones más importantes es comprender que una alta densidad no necesariamente significa una alta abundancia. Aunque en principio pareciera contradictoria esta afirmación, tómese en cuenta lo siguiente: si una UMA dada tiene una superficie de hábitat pequeña que es apta para el venado, entonces aunque la densidad estimada pudiera ser relativamente alta, cuando se multiplica por la superficie pequeña el número total potencial de venados dentro de la UMA resultará bajo. Por supuesto, la situación contraria también es cierta. Considere el ejemplo del Cuadro 3. Es decir, en algunos casos la densidad promedio podría ser muy baja, pero si la extensión de la UMA con hábitat apto para el venado es muy grande, entonces la abundancia de la población estimada podría ser mayor. La abundancia es el valor que se necesita para posteriormente estimar la viabilidad y, en caso afirmativo, calcular la cosecha sustentable de animales.

Los ejemplos presentados en el Cuadro 3 se pueden generalizar para obtener un modelo gráfico de la relación que existe entre la abundancia y la densidad dependiente de la superficie de hábitat (Figura 4). Este modelo es muy sencillo y puede ser de gran utilidad para tener una idea suficientemente precisa de la abundancia de venados esperada en la unidad de manejo que se atiende. Es decir, si se tiene una estimación de la densidad promedio y su incertidumbre, al multiplicarlos por la superficie de hábitat se tendrá una aproximación al número total de venados (abundancia, N) en la UMA. Este modelo gráfico sirve de base para es-

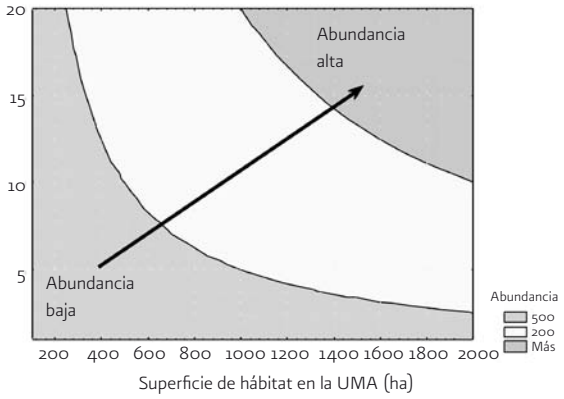
Cuadro 3. Ejemplos hipotéticos de la relación entre abundancia, densidad y área

Ejemplo 1. Supongamos que estimamos 10 venados/km^2 y que la UMA tiene 5 km^2 (o sea 500 ha) de hábitat efectivo para el venado, entonces la abundancia es igual a 10 x 5 = 50 venados.
Supongamos que en otra UMA estimamos 5 venados/km^2 y que la UMA tiene 15 km^2 (o sea 1,500 ha) de hábitat efectivo para el venado, entonces la abundancia es igual a 5 x 15 = 75 venados.
En estos dos ejemplos, el número total de venados o sea la abundancia, es mayor en la segunda UMA que en la primera, no obstante que la primera tuvo mayor densidad. Es decir, lo que ilustra este ejemplo es que la cantidad de hábitat es un factor crucial.
Ejemplo 2. Supongamos que estimamos 1 venados/km^2 y que la UMA tiene 50 km^2 (o sea 5,000 ha) de hábitat efectivo para el venado, entonces la abundancia es igual a 1 x 50 = 50 venados.
Supongamos que en otra UMA estimamos 10 venados/km^2 y que la UMA tiene 5 km^2 (o sea 500 ha) de hábitat efectivo para el venado, entonces la abundancia es igual a 10 x 5 = 50 venados.
En estos dos ejemplos, el número total de venados o sea la abundancia, es la misma en las dos UMAs no obstante que la primera tiene una superficie de hábitat mucho mayor que la primera. Este ejemplo también muestra la importancia de la cantidad de hábitat como factor crucial.

Nota: 1 km^2 es igual a 100 ha.

timar posteriormente el tamaño de UMA mínimo para sostener poblaciones mínimas viables de venado (secc. 8) y para estimar el número de animales a cosechar (secc. 12). Intuitivamente se pueden ir adelantando dos aspectos cruciales para la conservación y manejo de la especie: primero, que a menor tamaño de UMA es posible que ésta no soporte una población mínima viable; y segundo, que a baja abundancia poblacional la cosecha de animales será baja en la UMA.

Figura 4. Modelo general de la relación de la abundancia en función a la densidad y la superficie de hábitat. El modelo está basado en la fórmula N = D x A. En este ejemplo se muestra que una abundancia igual o menor a 50 venados puede obtenerse con densidades muy bajas pero superficies grandes de hábitat, o densidades altas y superficies bajas. Lo mismo sucede para otras categorías de abundancia de 200 o más venados.



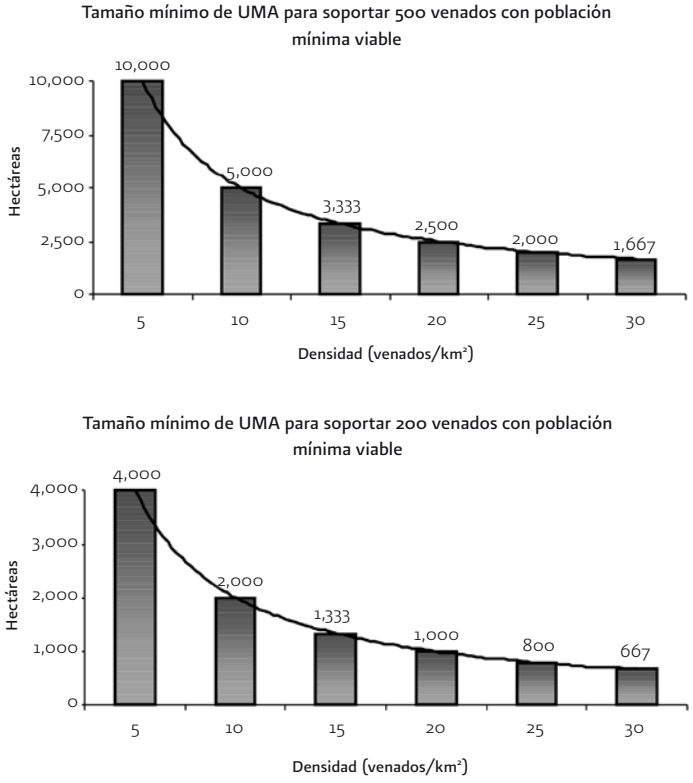
Consideraciones del tamaño mínimo de UMA para sostener poblaciones viables

Las consideraciones del apartado anterior lleva a otro problema importante y plantea por lo menos dos preguntas relevantes: ¿Cuál es el tamaño mínimo que una población (MVP, por sus siglas en inglés "minimum viable population") debe tener para ser viable hacia el futuro y, por tanto, poder aprovecharla sustentablemente? y ¿Cuál es el tamaño mínimo de UMA extensiva necesario para mantener una población viable? Estas preguntas son oportunas para un correcto aprovechamiento y conservación del venado cola blanca en UMA; sin embargo, prácticamente no se han considerado para el manejo que se hace en México (Mandujano y González-Zamora 2009). La problemática que encierran las anteriores preguntas podría esclarecerse si se considera lo siguiente: ¿Es suficiente que la UMA tenga cualquier cantidad de venados para poder hacer aprovechamiento sustentable de los mismos o hay un

número mínimo de población necesario? ¿Es suficiente cualquier superficie de hábitat para mantener una población de venados que se pueda aprovechar sustentablemente o hay una superficie mínima?

El tamaño de población mínimo es un tema muy debatido en el ambiente de la conservación biológica y, hasta el momento, no hay un consenso respecto a cuál es este número y cómo calcularlo (Soulé 1987). Por ejemplo, para algunas especies se ha propuesto que el número de individuos necesario para que una población sea viable está en el orden de los miles o cientos de miles (Traill *et al.* 2007). En otros casos se ha considerado, de manera muy general, que el mínimo debe ser de 500 a 5000 individuos. Pero esto varia dependiendo de la historia de vida, de la estructura y de la dinámica genética de la población. Aunque es un tema muy debatido, si por el momento se toma el valor de 500 individuos como valor mínimo que debe tener una población de venados para poder ser aprovechada, entonces el tamaño mínimo necesario de la UMA dependerá de la densidad de venados (Mandujano y González-Zamora 2009). Para estar en condiciones de manejar una población viable cuando hay densidades bajas de venados, se requiere considerar áreas mayores (Figura 5). Por ejemplo, si la densidad es de 5 venados/km^2, entonces el área mínima para soportar 500 individuos tendría que ser 10,000 ha de hábitat. Por otro lado, si la densidad es de 30 venados/km^2 el área mínima de una UMA sería de 1,667 ha. Es decir, UMA menores que 1,000 ha difícilmente podrían tener una población mínima de 500 venados. Por otro lado, si se considera como 200 el número mínimo que una población debe tener desde una perspectiva de viabilidad, entonces los requerimientos de hábitat o tamaño de UMA serán menores, pero proporcionales a la densidad.

Figura 5. Modelo del tamaño de área (en hectáreas) mínimo para soportar 500 y 200 venados como población mínima viable



Cuadro 4. Modelo para estimar el tamaño de superficie crítica para sostener poblaciones mínimas viables de venado cola blanca en UMA extensiva (basado en Mandujano y González-Zamora 2009)

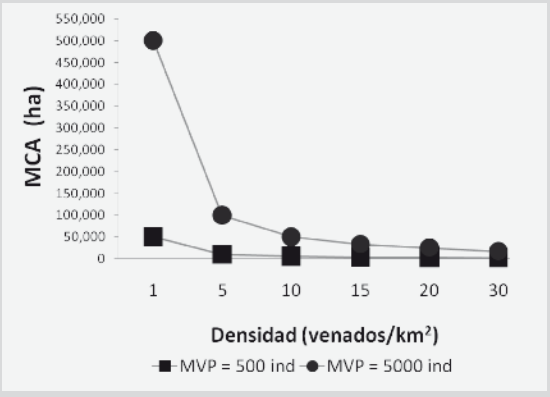
La superficie mínima crítica (MCA por sus siglas en ingles "Minimum Critical Area") puede ser estimada considerando cierto valor de tamaño mínimo poblacional (MVP) y densidad poblacional (D) de esta especie para diversos sitios. Si se considera la relación general:

$N = D \times A$,

la cual indica que la abundancia absoluta (N) de una población depende de la superficie de hábitat (A) donde vive, y la densidad poblacional media (venados/km^2) en ese sitio, y si se supone que N = MVP, y A = MCA, entonces substituyendo y despejando la ecuación anterior, se tiene un modelo general para estimar MCA como:

$$MCA = \frac{MVP}{D}$$

En consecuencia, se sugiere que una estimación del MCA para una población de venado cola blanca en cierto tipo de hábitat o región geográfica, se puede obtener para un valor fijo de MVP y considerando un valor específico de densidad. Esto significa que la estimación del valor umbral del MCA puede variar dependiendo de las condiciones de cada tipo de hábitat lo cual varía entre sitios. Esto es particularmente cierto para el caso de esta especie la cual tiene una amplia distribución geográfica y mucha variación en la densidad local entre sitios. Considerando un gradiente de densidad de 1 a 30 venados/km^2, y dos valores de MVP (500 y 5000 individuos), el modelo anterior gráficamente se comporta como se muestra en la siguiente figura:



La gráfica anterior indica que se requiere una superficie mayor para mantener una población viable conforme la densidad poblacional disminuye. Considerando que en México la mayoría de las estimaciones están por debajo de los 10 venados/km^2, entonces se requieren tamaño de UMA de varios miles de hecatáreas.

El tamaño mínimo poblacional viable habitualmente se estima empleando los llamados análisis de viabilidad poblacional (PVA por sus siglas en inglés) a través de programas como Vortex, Ramas/Metapop, Alex, u otros procedimientos. A partir de la idea expuesta en la Figura 4, Mandujano y González-Zamora (2009) desarrollaron un modelo sencillo para estimar el tamaño mínimo crítico de superficie de hábitat necesaria para soportar poblaciones mínimas viables. En el Cuadro 4 se describe este modelo. Las implicaciones de dicho modelo son importantes para responder a la pregunta ¿cuál debería de ser el tamaño de UMA para sostener poblaciones con aprovechamiento sustentable? Lo que este modelo sugiere es que la superficie mínima que una UMA debería de tener teóricamente sería entre 1,667 a 50,000 ha para sostener una MVP

de 500 venados, o de 16,670 a 500,000 ha para sostener 5,000 venados a largo plazo, dependiendo de la densidad poblacional local (Mandujano y González-Zamora 2009). Es decir, a menor densidad mayor superficie de UMA es requerida. El punto anterior resulta crucial pues en aquellas regiones donde las UMAs extensivas son muy pequeñas (< 1,000 ha) difícilmente podrán sostener una población mínima viable de esta especie y, como consecuencia, su aprovechamiento será mínimo. Esto introduce la necesidad de una visión regional a nivel del paisaje para el manejo del venado cola blanca lo cual implica desarrollar un tejido social robusto, que permita a distintos propietarios y formas de tenencia de la tierra asociarse entre sí para lograr un manejo integrado a la escala correcta (sección 15).

Consideraciones de la calidad del hábitat

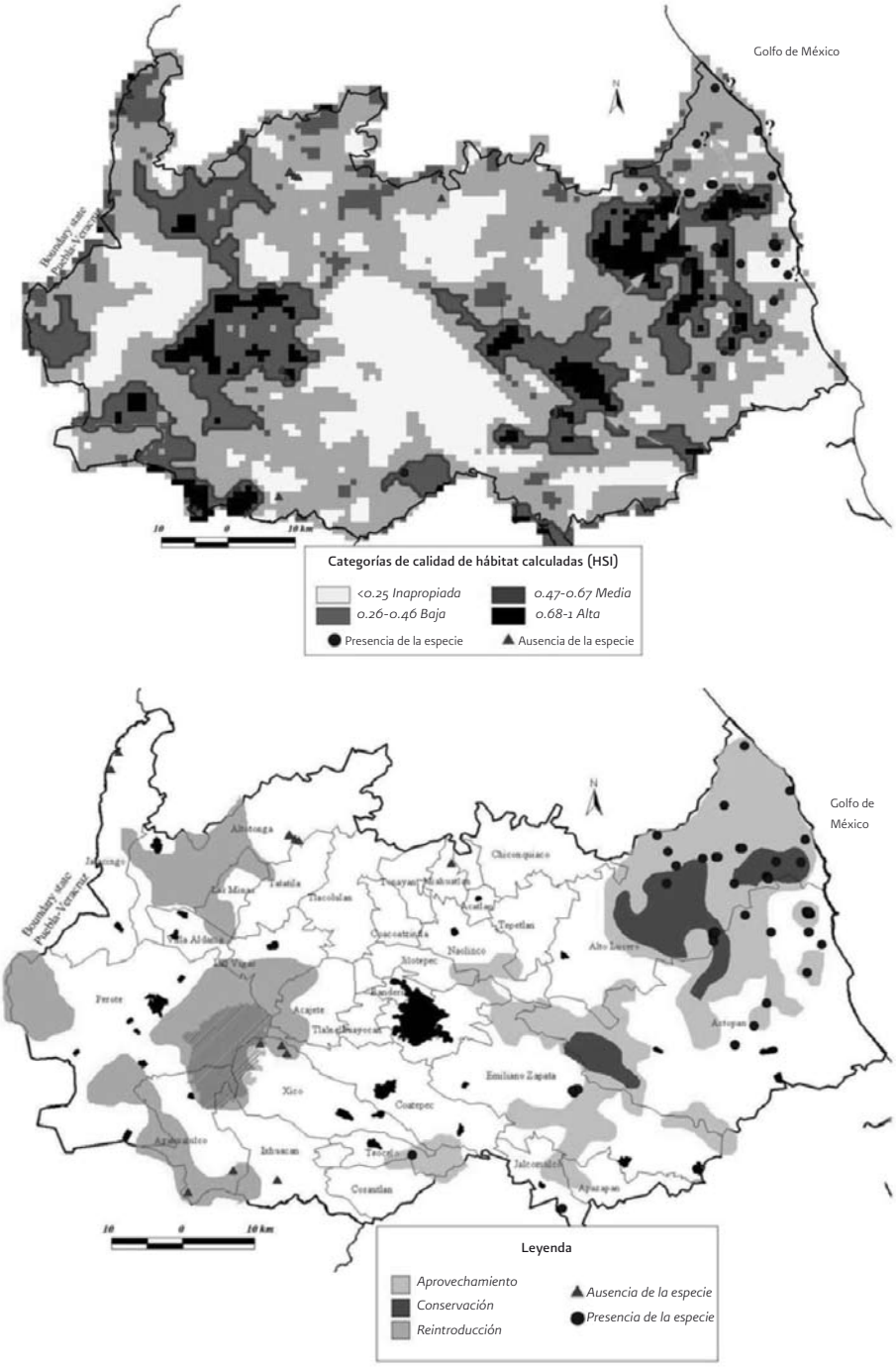
Además de la cantidad o extensión de hábitat, se debe considerar la calidad del mismo pues este factor está relacionado con la densidad poblacional y tiene consecuencias importantes a nivel de manejo del venado cola blanca. De acuerdo a Patton (1997), la calidad del hábitat (H_Q) está determinada o es una función del alimento, cobertura y agua. Para un herbívoro como el venado cola blanca, tanto el alimento como la cobertura estará íntimamente relacionado con el tipo de vegetación (por ejemplo, bosque templado de pino-encino, selva baja caducifolia, etc.), y por el estado sucesional de la misma, es decir si se trata de un bosque primario poco perturbado, o de una selva secundaria acahualada, sitios con diferentes tipos de vegetación incluidos aquellos creados por el hombre como cultivos, zonas ganaderas, entre los principales. Esto determina en gran medida la composición y diversidad florística, y la estructura de la vegetación. A mayor cantidad y calidad del alimento, mayor cobertura de protección contra el clima y depredadores, y disponibilidad de fuentes de agua ya sean arroyos, aguajes, árboles frutales u otro, entonces el sitio tendrá mayor potencial para sostener un mayor número de venados. La relación entre la cantidad de hábitat y la calidad del mismo, determinarán en gran medida la capacidad de carga, aspecto que se discute en la sección 10.

La clasificación y evaluación de las características del hábitat ayuda a conocer el potencial de cada UMA o ANP para mantener una especie a largo plazo. Para este fin, existe una amplia variedad de modelos y métodos para evaluar la disponibilidad y la calidad de hábitat potencial. Dentro de esta variedad de modelos, muchos se basan en el llamado "Procedimiento de Evaluación del Hábitat" para fauna (HEP por sus siglas en inglés). Estos modelos estiman lo que se conoce como "Índices de Idoneidad de Hábitat" (Habitat Suitability Index, HSI). Estos índices se basan en modelos del hábitat óptimo para la especie y se construyen a partir de datos de campo y opinión de expertos (Mandujano 1994, Delfín-Alfonso y Gallina 2007). A partir de este modelo, se calculan los HSI para cada unidad de hábitat. Los HSI en conjunción con un Sistema de Información Geográfica (SIG) y datos que representan la distribución espacial de las variables, pueden usarse para generar mapas de calidad de hábitat los cuales son muy útiles para propuestas de manejo, conservación y restauración (Delfín-Alfonso *et al.* 2009). El mapa de calidad de hábitat y el mapa con propuestas de manejo que se derivan de un HEP, se ejemplifican en la Figura 6.

Consideraciones acerca de los conceptos de capacidad de carga

El concepto de capacidad de carga (*K*) es frecuentemente empleado en el manejo del venado cola blanca. Sin embargo, dependiendo de los objetivos y del enfoque, puede variar en su definición, lo que tiene implicaciones importantes en el método para estimar *K* (Miller y Wentworth 2000). La definición comúnmente empleada de *K* es "el número máximo de animales que una población dada puede ser sostenida en función de los recursos disponibles". Desde una perspectiva demográfica el término se refiere a la densidad en equilibrio a la que el crecimiento de la población se estabiliza

Figura 6. Ejemplo de aplicación de un HEP (procedimiento de evaluación de hábitat) para estimar la calidad del hábitat empleando los HSI (índices de idoneidad del hábitat) en la zona central del estado de Veracruz (531,755 ha). A partir del mapa de calidad (arriba), se pueden derivar propuestas de manejo (abajo) como por ejemplo áreas para aprovechamiento en UMAs, áreas de conservación en ANP, áreas de reintroducción (sitios con hábitat pero con ausencia actual de venados). Mapas tomados de Delfín-Alfonso *et al.* (2009)



cuando las tasas de natalidad y mortalidad son iguales (Figura 7). Este último caso es lo que en ecología de poblaciones se conoce como crecimiento sigmoidal de una población donde al principio crece de manera exponencial pero conforme los recursos (alimento, agua, u otro) comienza a escasear el crecimiento de la población comienza a desacelerarse hasta alcanzar un tope (*K*) donde la población puede mantenerse fluctuando ligeramente de un año a otro (Mandujano 2007b). En contraste, desde una perspectiva de uso y disponibilidad de hábitat, *K* se refiere al máximo número de individuos de una población que puede ser sostenido sin que exista un deterioro del hábitat (Gallina 1993). En el caso de ungulados, se ha asumido que *K* depende del valor nutricional de las plantas.

Sin embargo, existe diferencia entre lo que se entiende por capacidad de carga desde una perspectiva ecológica que desde una visión económica (Figura 8). Desde esta última, el concepto de *K* toma en consideración el número máximo de animales que pueden existir sin que haya una repercusión económica negativa para intereses humanos específicos. Otra definición es el número máximo de animales que pueden cosecharse de manera sustentable. En el caso de comunidades humanas habitando bosques tropicales, *K* es definida como el máximo número de personas que pueden ser mantenidas sin que se afecte la biodiversidad de un sitio (Robinson y Bennett 1999).

Entonces, basados en los modelos gráficos presentados en las secciones previas, se puede predecir una mayor abundancia de venados conforme la superficie y calidad de hábitat aumentan, es decir, una mayor capacidad de carga o potencial de sustento de animales en una UMA. Esta idea se presenta de manera gráfica en la Figura 9. Este modelo es ilustrativo para ejemplificar la relación entre la cantidad y la calidad del hábitat. Una mayor K se espera cuando ambas variables tiene valores altos; sin embargo, una K baja puede suceder o bien cuando la superficie de la UMA es grande pero de baja calidad de hábitat; o cuando la calidad es alta pero la UMA es muy pequeña. Este último caso es común en UMAs del centro y sureste del país, ubicadas en selvas secas o bosques templados.

Es importante resaltar que si bien se ha considerado una alta abundancia como un índice de la salud de la población, en algunos casos una sobrepoblación puede ir en detrimento de los animales (Van Horne 1983). En todo caso, junto con el dato de abundancia (o densidad) debe considerase simultáneamente otros índices de salud de la población como por ejemplo una alta

Figura 7. Ejemplo de crecimiento poblacional clásico o sigmoidal, la población crece al principio de manera exponencial pero a medida que los recursos van escaseando la población crece a un menor ritmo hasta alcanzar la capacidad de carga (K, línea horizontal punteada) del hábitat punto en el cual las tasas de natalidad y mortalidad son similares de manera que la población mantiene una abundancia muy similar entre un año y otro

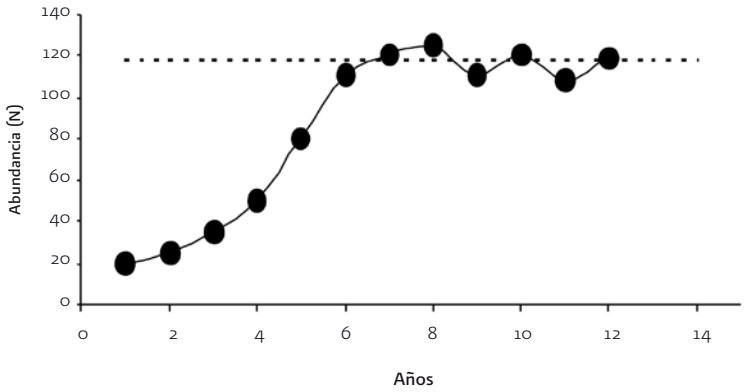
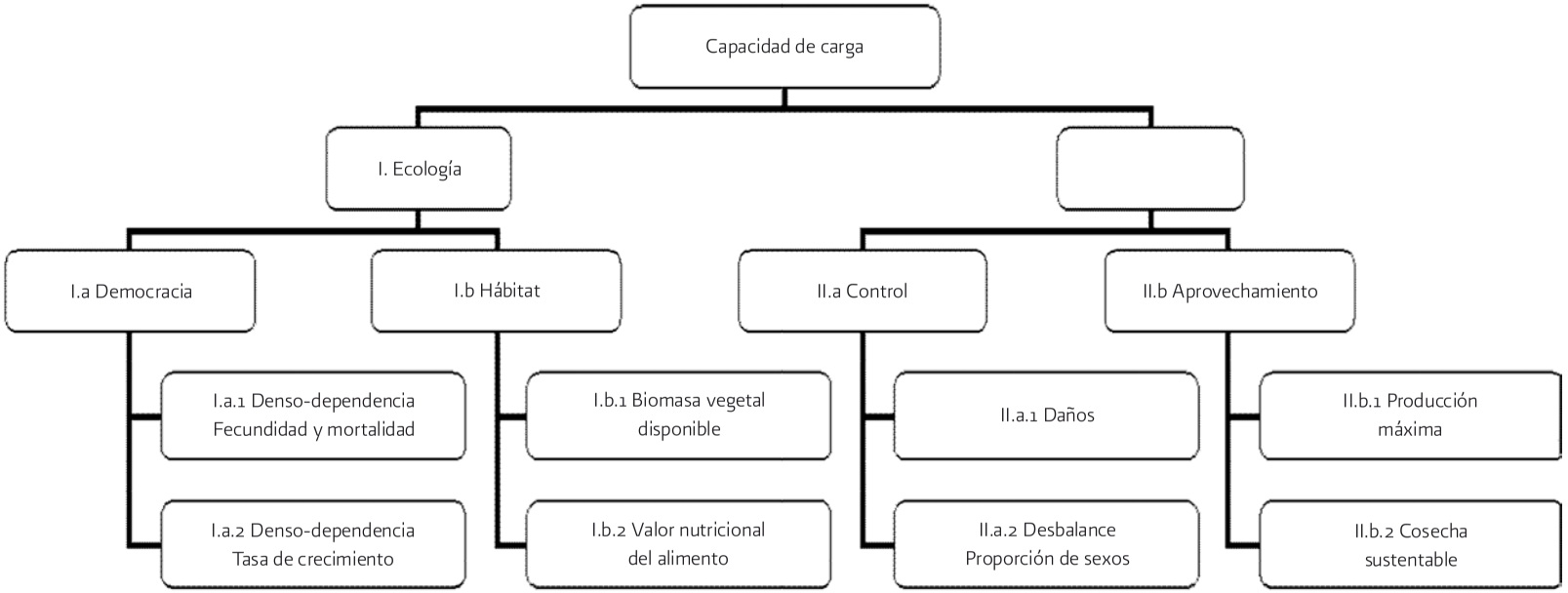


Figura 8. Clasificación del concepto capacidad de carga (K) dependiendo el enfoque y objetivos de estudio y del manejo. En el caso del venado cola blanca, los enfoques I.b.1 y I.b.2 son los más comúnmente empleados. Elaborado por S. Mandujano.



fecundidad, baja mortalidad, mayor sobrevivencia de crías, mayor peso corporal, tamaño de astas grandes, carga parasitaria baja, entre algunos (Johnson 2005). Esta consideraciones ponen de manifiesto un aspecto importante en el manejo: no solo se debe monitorear la abundancia de una población y cambios en la misma a través del tiempo o en distintos tipos de hábitats, sino además monitorear otros aspectos demográficos y de salud relevantes para mantener una población con su mayor potencial de crecimiento posible.

Consideraciones acerca de la importancia de la estructura poblacional

Habitualmente, el aprovechamiento del venado cola blanca implica extraer solo a cierta cantidad de individuos de determinada edad y sexo. Por ejemplo, se extraen machos adultos trofeo o hembras adultas reproductivas para reintroducir pie de cría en otras áreas vecinas. En consecuencia, para el manejo en vida libre no solo es importante conocer el tamaño de la población sino también su estructura. Esto último implica que es necesario estimar cuantos animales se tienen de cada categoría de edad y sexo. En este capítulo no se abordará el tema de cómo estimar estos parámetros. Por el momento, se remite al interesado al trabajo de Villarreal (1999), aunque es necesario mencionar que no necesariamente las técnicas allí descritas son todas aplicables a bosques tropicales, pues no es frecuente observar un número suficiente de venados como para tener una estimación confiable de la estructura poblacional.

Lo importante a subrayar aquí es que cada población tiene una estructura particular, la cual cambia a través del tiempo y es diferente entre poblaciones. Para ilustrar esto, obsérvese la Figura 10 que ejemplifica la diferencia en la estructura que resulta, dependiendo de la proporción de sexos o "sex-ratio", la cual se refiere al número de hembras por cada macho de la población y al porcentaje de individuos de las distintas categorías

Figura 9. Modelo de cambio en la capacidad de carga (K) en función de la cantidad o superficie de hábitat y de la calidad del hábitat medida a través de algún índice. Se espera una mayor capacidad de carga conforme la cantidad y la calidad del hábitat aumentan. Sin embargo, nótese que una superficie de hábitat grande pero de baja calidad tendrá como resultado un K baja; lo mismo se espera si la calidad del hábitat es alta pero la superficie pequeña. Las cifras mostradas en ambos ejes solo tienen una función ilustrativa y no deben tomarse como una regla

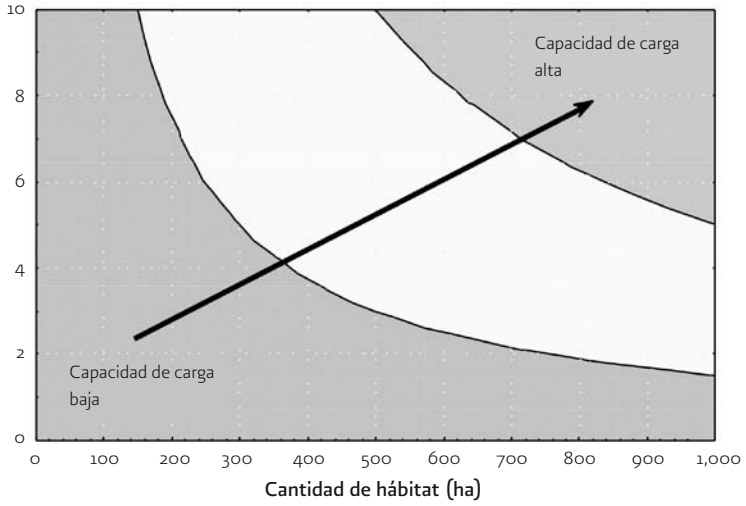
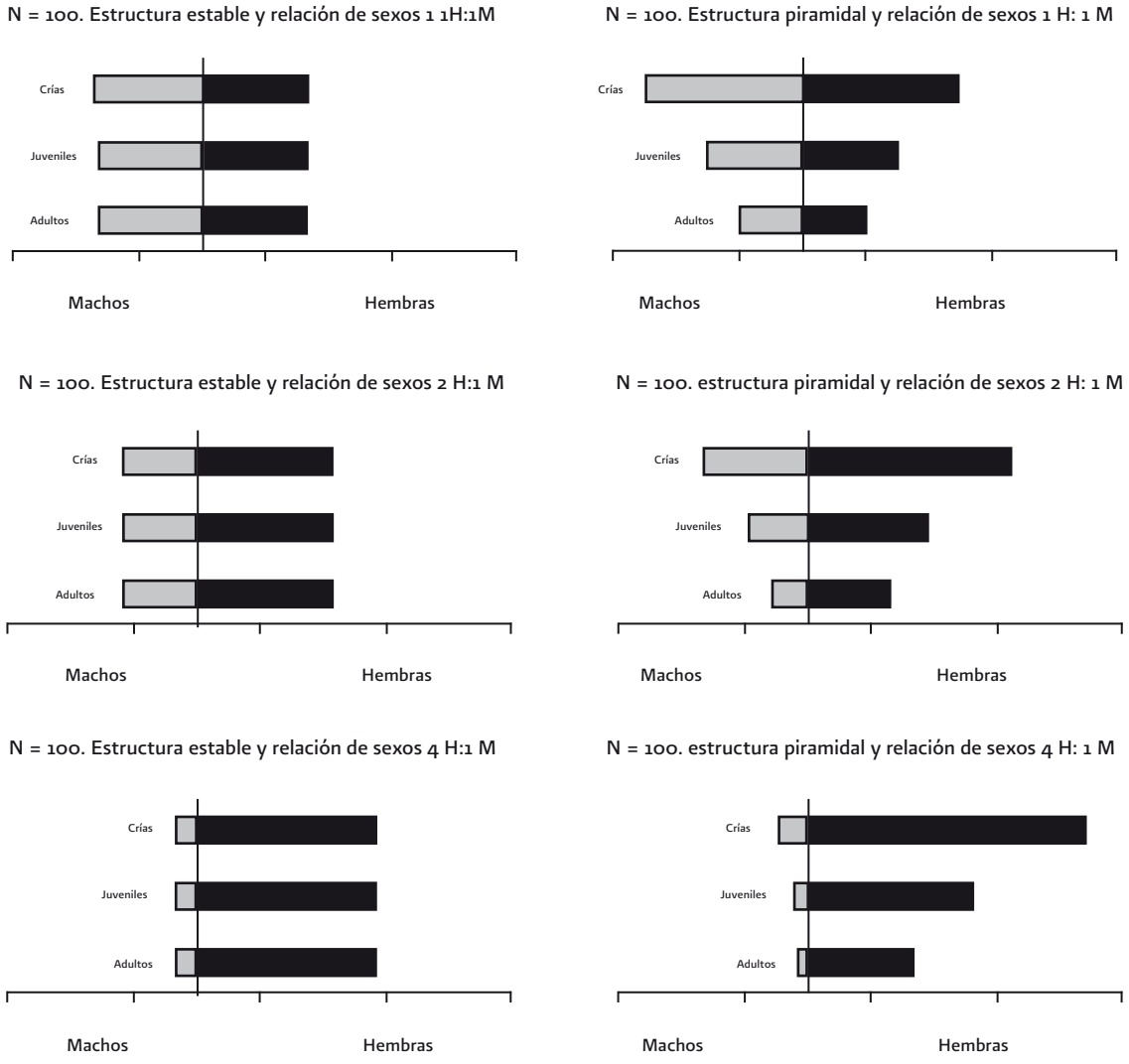


Figura 10. Ejemplo de la estructura de edades y sexo de seis poblaciones hipotéticas con un similar abundancia (N = 100 individuos), pero con distintas estructuras: estable (similar cantidad de crías, juveniles y adultos) o piramidal (mayor cantidad de crías y menor de adultos). Además con diferente proporción o relación de sexos desde una proporción de 1 hembra por cada macho, hasta 4 hembras por cada macho



de edad. Como se puede observar, la estructura varía dependiendo de los valores de estos parámetros incluso cuando la abundancia es similar entre poblaciones, en este caso N = 100 individuos.

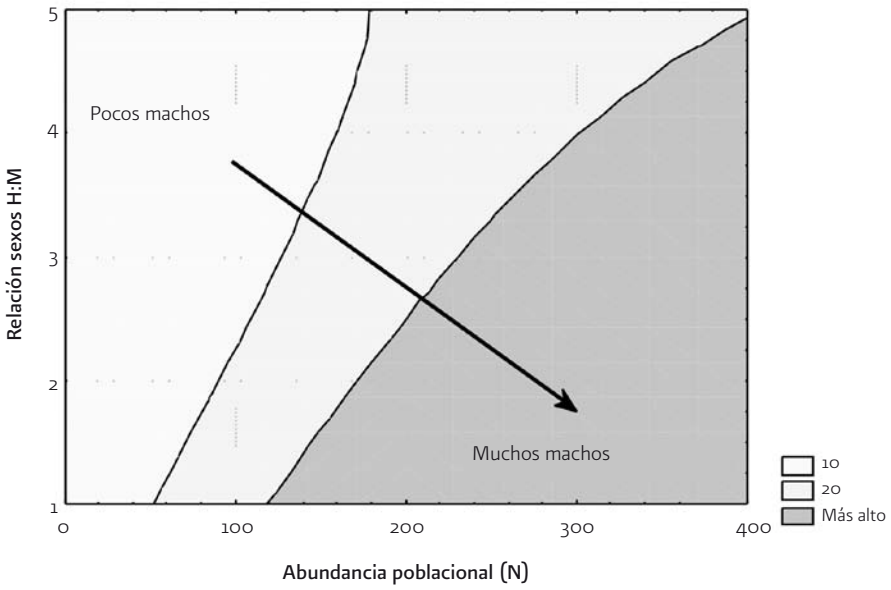
¿Qué significa este ejemplo? La viabilidad del aprovechamiento de una población no solo dependerá de la abundancia, sino además de su estructura de edades y de su proporción de sexos; y esto cambia de una población a otra, o en una misma población de un año a otro. Es decir, tanto la abundancia como la estructura de edades y la proporción de sexos no son valores estáticos. Esto implica que cada año se tiene que mo-

nitorear a la población siguiendo el mismo método y protocolo de estimación poblacional, a fin de detectar las variaciones que se presentan.

Consideraciones acerca del número de machos adultos en una población y potencial de extracción

Como consecuencia de la variación en la abundancia, la proporción de edades y la proporción por sexos, el número de venados que se puede cosechar de una población varía. Conforme la abundancia de la población aumenta y la proporción de hembras por macho tiende a ser de 1:1, entonces el número de machos en la población puede ser mayor. La Figura 11 presenta un modelo gráfico de esta relación. Este modelo gráfico nuevamente vuelve a poner en evidencia la importancia que tiene no solo considerar la abundancia de una población, sino además su estructura en términos de porcentaje de adultos y proporción de sexos. De hecho, el monitoreo de la proporción es un excelente indicador del estado de salud de una población (Villarreal 1999). Si bien en el venado cola blanca la proporción de sexos de las crías al nacer tiende a ser de uno a uno, se ha observado que la tendencia de una mayor mortalidad de los machos jóvenes y adultos tiende a inclinar la proporción de sexos hacia un mayor número de hembras. En poblaciones saludables se considera que una proporción de un macho adulto por cada dos o tres hembras adultas, mantienen un buen crecimiento poblacional. Sin embargo, si existe una mayor mortandad de machos adultos no solo por causas naturales sino además por exceso de cacería, entonces esta proporción se inclina hacia un mayor número de hembras lo cual reduce el potencial de crecimiento de la población. Es en estos casos cuando se aplica el control de hembras habitualmente extrayéndolas para llevarlas a otras UMAs lo cual desde el punto de vista genético y sanitario no necesariamente representa la mejor op-

Figura 11. Modelo de la relación del número de machos en función de la abundancia y proporción de sexos. Note que conforme la abundancia aumenta y la proporción de sexos tiende a una relación de 1 macho : 1 hembra, el número de machos aumenta



ción. Pero en todo caso, es importante el control de hembras para mantener un balance poblacional lo más cercano a la relación 1:1.

A mayor cantidad de machos adultos, la posibilidad de aprovechamiento aumenta. Es común que el porcentaje de extracción oscile entre el 10 y 40% de la población. Es decir, del total de machos adultos en la etapa de aprovechamiento (cuando tienen entre 4 y 6 años de edad), solo se debe extraer cierto porcentaje. En general, es común aplicar la "regla del 10%" basada en el sentido común y en un principio de precaución, más que en evidencia empírica robusta o en modelos teóricos. Una fórmula sencilla para estimar el número de machos o hembras a cosechar es:

Cosecha = N x %Adultos x Sexratio x Tasa de cosecha

Cuadro 5. Ejemplos hipotéticos para estimar el número de machos o hembras a cosechar en una población de venados en función de la abundancia, la proporción de adultos, la proporción de sexos, y la tasa de cosecha determinada (10 al 40%)

Ejemplo 1. Supongamos que estimamos una población (abundancia) de 200 venados en la UMA, de los cuales el 40% son adultos con una relación de un macho por cada dos hembras adultas. Queremos saber cual es el número de machos adultos que se pueden extraer si se consideran dos tasas de cosecha: 10% y 30%.

Entonces según la fórmula, para la primer tasa de cosecha se tendría:

Número de machos = 200 x 0.40 x 0.33 x 0.10 = 2.6 machos, o sea entre 2 y 3, mientras que para la segunda serían:

Número de machos = 200 x 0.40 x 0.33 x 0.30 = 7.9 machos, o sea entre 7 y 8 individuos.

Ejemplo 2. Supongamos que nuestra UMA es muy pequeña y de regular calidad del hábitat de modo que estimamos 50 venados en total. Además, la población ha estado sujeta a cacería no controlada en la cual se matan animales de cualquier sexo y edad de manera tal que la proporción de adultos es del 45% pero la relación de sexos es de un macho por cada 4 hembras. Queremos saber cual es el número de machos adultos que se pueden extraer si se consideran dos tasas de cosecha: 10% y 30%.

Entonces según la fórmula, para la primer tasa de cosecha se tendría:

Número de machos = 50 x 0.45 x 0.20 x 0.10 = 0.5 machos, o sea entre 0 y 1, mientras que para la segunda serían:

Número de machos = 50 x 0.45 x 0.20 x 0.30 = 1.4 machos, o sea entre 1 y 2 individuos.

Para ejemplificar esto, considere los casos que se muestran en el Cuadro 5. Como se aprecia, el número de machos que se pueden cosechar aumenta conforme la abundancia de la población crece, y la proporción de sexos tiende a ser de 1:1 ó 1:2 machos por hembra. Además, varía dependiendo del porcentaje de extracción. El ejemplo está hecho a propósito para ilustrar que UMAs pequeñas y/o de baja calidad de hábitat tendrán baja capacidad de carga por lo que la abundancia esperada será también baja. Aunado a esto, si esa población ha estado sometida a cacería no controlada en la cual se matan hembras y machos de cualquier edad, lo cual es muy común en muchos sitios, entonces la población tendrá un desbalance significativo hacia más hembras que machos adultos. Como consecuencia, el número de animales que se puedan extraer será muy bajo o incluso nulo. Los ejemplos anteriores pueden generalizarse en un modelo gráfico presentado en la Figura 12.

Consideraciones para estimar cacería sustentable

Además del modelo de cosecha descrito brevemente en la sección anterior, existen otros modelos para evaluar la

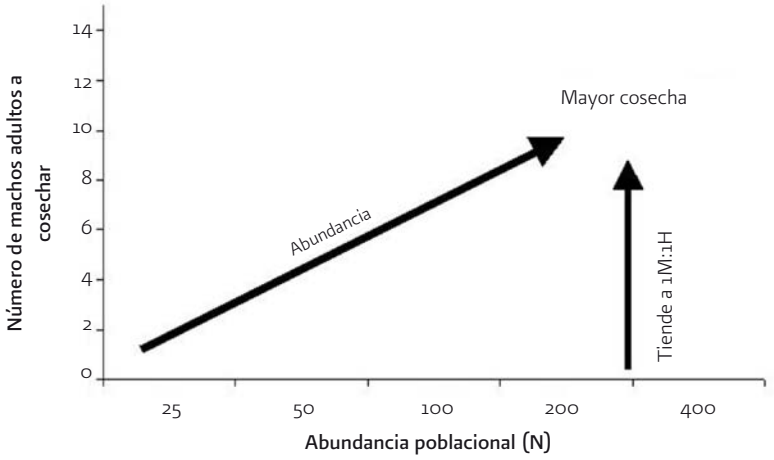
sustentabilidad de la cacería de fauna silvestre. Uno de los más empleados en regiones tropicales es el conocido como modelo de producción (Bodmer y Robinson 2004), el cual ha sido aplicado en numerosos estudios en África y Latinoamérica, y recientemente en México (Naranjo *et al.* 2004b, Mandujano 2007b, 2008). Para estimar la máxima cosecha sustentable (MSY, "Maximum Sustainable Yield"), este modelo requiere información específica de la capacidad de carga (K), la tasa finita máxima de crecimiento poblacional (λ max, Lambda) y la densidad poblacional (D). Además, en este modelo se asume que las poblaciones tienen un crecimiento densodependiente y alcanza la producción máxima cuando la población está al 60% de su capacidad de carga, es decir 0.6K. Por lo tanto, la producción máxima (Pmax) se calcula multiplicando la densidad (estimada como 0.6K) por la tasa finita de crecimiento poblacional (λmax), y luego se le sustrae la densidad del año anterior. El modelo es:

$$Pmax = 0.6\ K \times \lambda\ max) = 0.\ 6\ K$$

Habitualmente K se estima a partir de muestreos de poblaciones en sitios pocos perturbados, y se considera que la densidad poblacional en esos sitios se encuentra a su capacidad de carga, es decir K = D. Sin embargo, dos factores podrían afectar este supuesto. Primero, las poblaciones en equilibro no necesariamente se encuentran a su capacidad de carga, especialmente en aquellas áreas donde el crecimiento poblacional está fuertemente regulado por los depredadores. Segundo, la capacidad de carga no es un valor estático sino que cambia dependiendo de la dinámica, variación estacional, depredación y necesidades humanas (Hunter y Runge 2004). En consecuencia, en sistemas naturales habitualmente existen fluctuaciones de las condiciones ambientales y las poblaciones en realidad fluctúan alrededor de K. Por lo tanto, estimar sólo una vez la densidad en áreas muy poco perturbadas podría llevar a una estimación sesgada de K (Mandujano 2007b).

En el Cuadro 6 se ejemplifica este procedimiento para estimar la cosecha de venados para uso humano en un sitio bien conservado. Si se estudia detenidamente este ejemplo se observará que el número de animales a cosechar no se estima a partir de la densidad poblacional, sino a partir de la producción de esa población. Además, solo se toma cierto porcentaje (10 al 40%) de esa producción. Este último aspecto es crucial de entender pues lo que actualmente está sucediendo en muchas UMAs es que el número de ani-

Figura 12. Modelo de cosecha de machos adultos en función de la abundancia y proporción de sexos. Un mayor número de machos se pueden cosechar a medida que la abundancia aumenta (lo cual en sí es una función de la cantidad y calidad del hábitat, además de otros factores) y la proporción de sexos tiende a ser de un macho por cada una o dos hembras adultas (lo cual es un indicador de buena salud de la población)



males a cazar se estima a partir de la densidad total de la población, o cierto porcentaje de los machos adultos en la misma. Para clarificar la diferencia entre emplear la densidad o la producción de la población, considérese los siguientes ejemplos del Cuadro 7.

Limitaciones del modelo UMA

El modelo UMA es nuevo. Como proyecto de manejo resulta muy atractivo, como experiencia de manejo resulta discutible. De hecho, recientemente varios autores han discutido limitaciones de este modelo, principalmente en las regiones tropicales (Valdez *et al.* 2006; Weber *et al.* 2006; Sisk *et al.* 2007). En estas áreas la cacería de venados es una práctica cultural que tiene un profundo arraigo entre los pobladores rurales, tanto de origen indígena como mestizo, para satisfacer al menos tres aspectos: la necesidad alimenticia, el comercio a escala local, y el gusto por cazar. Sin embargo, hay varios factores que podrían estar amenazando las prácticas tradicionales de cacería, entre los que destacan: 1) la alta tasa de crecimiento humano,

Cuadro 6. Estimación de la cosecha máxima sustentable de una población de venado cola blanca bien conservada en una región del Pacífico mexicano (basado en Mandujano 2008)

Parámetro	Venado cola blanca	Comentarios
Densidad (ind/km^2) Media Variación (SD)	11.8 11.0 a 13.6	Basada en el método de conteo directo en transectos durante cuatro años de estudio, y empleando el programa DISTANCE.
Tasa finita máxima de crecimiento poblacional (λmax)	1.52	La tasa se estimó como $\lambda max = e^{r\,max}$. La tasa intrínseca (r_{max}) se estimó como: $1 = e^{-r\,max} + be^{-r\,max}(a) - be^{-r\,max\,(w+1)}$, donde a es la edad a la que ocurre el primer evento reproductivo, w es la edad del último evento reproductivo, y b es la tasa anual de nacimiento de crías hembras.
Densidad en equilibrio (Deq, ind/km^2)	12.0	La densidad en equilibrio (Deq) se estimó de acuerdo con la relación de denso-dependencia entre el crecimiento de la población y la densidad a partir de un modelo logístico (Akçakaya et al. 1999).
Animales removidos por depredadores (P, ind/km^2)	4 a 5	P es el número de venados removidos por los depredadores, según estudios con jaguares y pumas en el sitio.
Capacidad de carga (K, ind/km^2)	16.5 a 17.2	La capacidad de carga se estimó como K = Deq + P, donde P es el número de venados removidos por los depredadores.
Cosecha máxima sustentable (MSY, ind/km^2)	10.3	Según el modelo de cosecha de Bodmer y Robinson (2004).
Producción máxima (Pmax, ind/km^2)	5.3	Pmax = (0.6K * λmax) – 0.6K, de acuerdo al modelo de Robinson y Redford (1991)
Cosecha del 40% de la Pmax para consumo humano (0.40 * Pmax) expresada en venados/km^2	2.1	La producción para uso humano se consideró como PRR =0.40* Pmax. Es decir, se asume que hasta 40% de la producción máxima puede ser usada sin afectar adversamente a la población.
Cosecha del 10% de la Pmax para consumo humano (0.10 x Pmax) expresada en venados/km^2	0.5	En este caso se asume que hasta el 10% de Pmax puede ser cosechada. Es decir, se asume una tasa conservadora para proteger a la población dado los sesgos que existen en la estimación de los anteriores parámetros.

2) la disminución de la distribución y abundancia de los venados debido los cambios intensivos y extensivos en las prácticas de uso del suelo, 3) la introducción de especies exóticas, y 4) la introducción de otros modelos de aprovechamiento de vida silvestre. Weber *et al.* (2006) analizan la historia del concepto UMA, discuten la implantación de este modelo del norte del país hacia la zona sureste en la región tropical, proveen ejemplos de los problemas técnicos y sociales de la implementación de este modelo y cómo ya está impactando negativamente a la fauna nativa local, y sugieren posibles alternativas para mejorar la incorporación de este modelo en el sureste de México.

Cuadro 7. Ejemplos hipotéticos para ilustrar algunos conceptos básicos acerca de la cosecha

Ejemplo 1. Supongamos que tengo un capital de $100,000 y decido gastar entre el 10 y 40% del mismo en la temporada navideña. En enero entonces tendré entre $60,000 a $90,000. Además, decido no meterlo a ninguna cuenta de ahorro u otro instrumento de inversión, por lo que ese capital no me generará ninguna ganancia por intereses. Si además hay una devaluación del 8% ese año, quiere decir que al final del mismo solo tendré entre $55,200 a $82,800 suponiendo que no gasto nada en todos esos meses.

¿Qué quiere decir el ejemplo anterior? Aunque solo gaste un porcentaje bajo (10%) de ese capital, en ausencia de inversión del mismo y en presencia de inflación, irremediablemente tendré cada vez menos capital: menos dinero para gastar cada año. Es decir, mis gastos exceden a la tasa de recuperación del capital. El peligro de esta estrategia es incurrir en deuda mala vía prestamos u otro tipo de endeudamiento (tarjeta de crédito), lo cual me puede hacer más pobre.

Ejemplo 2. Vamos a suponer ahora que cuento con el mismo capital de $100,000 pero esta vez fui previsor y decidí invertir el mismo en un instrumento de inversión (bienes raíces por ejemplo) el cual me produce el 12% de ganancia anual. Además, antes de hacer cualquier gasto durante la temporada navideña, hice la previsión de considerar la tasa de devaluación la cual según los economistas será del 8% el próximo año. Por lo tanto, al porcentaje de ganancia por inversión le resté el de devaluación, es decir 12% - 8% = 4% por lo que estimo tendré una ganancia real del 4% sobre mi capital inicial, o sea $100,00 x 0.04 = $4,000. Además tomo otra decisión fundamental para crecer: solo gasto en navidad el 40% de esos $4,000, o sea $1,600, y el otro 60% de la ganancia la reinvierto, por lo que en enero estimo tener $110,400 que es el resultado de los $100,000 iniciales, más $8,000 que será lo que se estima se devalúe mi capital el siguiente año, más $2,400 que es el 60% restante de lo generado por mis ganancia de inversión (ingreso pasivo).

¿Qué quiere decir el ejemplo anterior? Solo invirtiendo mi capital, considerando la devaluación del siguiente año, gastando cierto porcentaje (10 al 40%) de la ganancia generada por mi inversión, y reinvirtiendo el resto, puedo mantener mi capital original y hacerlo crecer. Es decir, la tasa de recuperación de mi capital es superior a mis gastos. Por lo tanto, puedo solicitar deuda buena para crecer aun más haciendo mejores inversiones de capital y del préstamo lo cual me hará más rico.

Aunque estos ejemplos son el ámbito económico-financiero, no están lejos del ámbito ecológico-manejo. Las analogías son las siguientes:

Capital = Abundancia poblacional

Tasa de ganancia o intereses = Tasa de crecimiento poblacional (λ)

Tasa de aprovechamiento del 10 al 40% sobre los intereses ganados = Tasa de cosecha sustentable

Temporada navideña = temporada de caza

Tasa de devaluación = Tasa de mortandad poblacional

Reinversión del capital más intereses restantes ganados = Protección de la población

Generación de mayor riqueza = Estrategia de manejo sustentable

Debido a la relativamente reciente adquisición de este modelo UMA, no se cuenta aún con datos que per-

mitan evaluar objetivamente lo adecuado de éste para regiones tropicales. Weber *et al.* (2006) sugieren algunos aspectos a considerar para incorporar mejor este modelo en el sureste del país. Entre varios, tres aspectos que de acuerdo con estos autores deben integrarse en este modelo son: 1) las UMA extensivas para el manejo de los venados deben establecerse al nivel del paisaje, el cual integra todos los elementos como son: comunidades humanas, sitios dedicados al cultivo y otras actividades productivas, áreas de vegetación secundaria en regeneración, áreas de selva madura, entre los principales; 2) las UMA deben incorporar las tradiciones y métodos culturales de adquisición y aprovechamiento de este recurso; y 3) las UMA deben evaluar detalladamente la sustentabilidad de la cacería. Es decir, el aprovechamiento de los venados en UMA debe tener el propósito de satisfacer al mercado externo para el aprovechamiento comercial y, al mismo tiempo, continuar satisfaciendo las necesidades locales tales como carne para autoconsumo, fiestas tradicionales, y recreación. En este sentido, el conocimiento tradicional que la gente de campo posee acerca de los venados es fundamental y debe incorporarse a los planes de manejo y administración en este nuevo modelo de aprovechamiento.

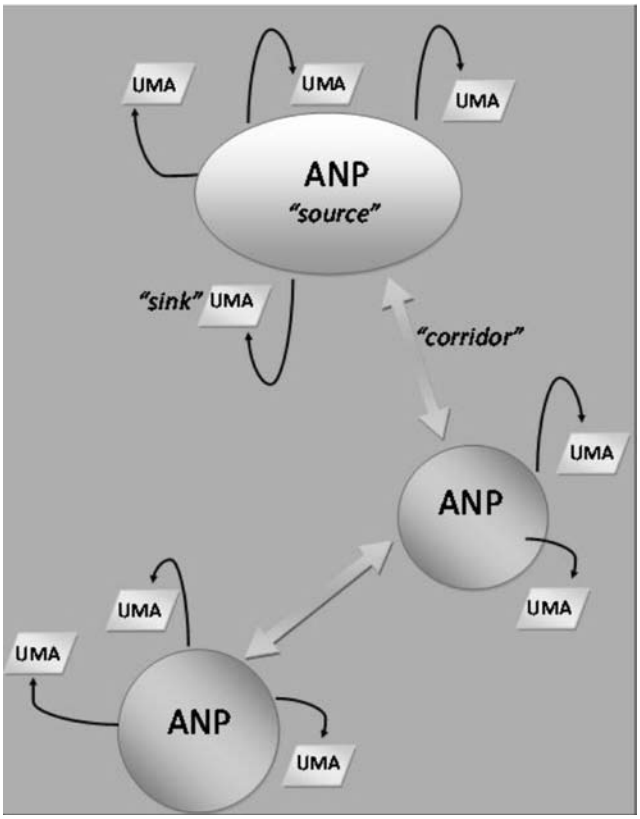
Consideraciones acerca de una propuesta de manejo a nivel regional o paisajístico

Considerando las limitaciones de las UMAs como unidad independiente de manejo y su tamaño pequeño en aquellas localizadas en el centro y sureste del país, Mandujano y González-Zamora (2009) sugieren una red de sistemas regionales donde las UMAs pequeñas estén conectadas a ANPs grandes por medio de corredores (Figura 13). Estos sistemas a nivel del paisaje podrían permitir los movimientos de dispersión de los venados, y mantener poblaciones mínimas viables. Sin aludir a este concepto de redes, en algunas regiones del noreste del país Coahuila, Nuevo León y Tamaulipas esto podría estar sucediendo dado el gran número de UMAs de superficies relativamente grandes y cercanas unas a otras. Sin embargo, en aquellas UMAs donde los propietarios han colocado malla venadera, los venados confinados dentro están aislados del resto de la población biológica lo cual reduce el flujo genético.

Para crear este sistema de redes para la conservación y manejo a nivel regional o paisajística, se pueden aplicar dos modelos ecológicos recientes: reservas tipo archipiélago y modelos metapoblacionales del tipo fuente-sumidero. Para el primer caso, las reservas archipiélago han sido propuestas para proteger la diversidad Beta (Halftter 2007). Una extensión de este concepto podría aplicarse a nivel metapoblacional para proteger y manejar poblaciones mínimas viables de venado cola blanca. El segundo modelo posible es el fuente-sumidero ("source-sink system" en ingles) el cual consiste de que una población tiene un crecimiento positivo y actúa como fuente de individuos que emigran hacia otras poblaciones vertedero o sumidero más pequeñas las cuales tiene una tasa de crecimiento negativo y solo persisten debido a las fuentes. De tal manera que podría suceder que los venados emigren de ANPs grandes hacia UMAs muy pequeñas. Por ejemplo, en la selva de la Lacandona se ha propuesto este sistema para explicar el uso de ungulados por la gente aledaña a la Reserva de Biosfera Montes Azules, Chiapas, la cual se propone como fuente (Naranjo y Bodmer 2007). Para la Reserva de Biosfera de Mapimí, Durango, Sánchez-Rojas y Gallina (2007) sugieren una dinámica del tipo metapoblacional con el venado bura. En el caso de la selva seca en el Bajo Balsas, Michoacán, se ha observado que la gente caza constantemente venado cola blanca en UMAs muy pequeñas (< 400 ha) donde la densidad es menor a 5 venados/km^2; pero adyacente se encuentra la zona núcleo de la Reserva de Biosfera Zicuirán-Infiernillo con densidades de 12 a 14 venados/km^2 (S. Mandujano, datos no publicados).

Por lo tanto, esta propuesta de sistemas de redes de ANPs y UMAs conectadas a nivel del paisaje, podría ser una alternativa para manejar al venado cola blanca en unidades extensivas. Evidentemente, esta propuesta requiere por un lado de mayor documentación con datos de campo, y de un diálogo entre dueños de UMAs, autoridades locales, estatales y federales, y sector académico. Existen ciertos avances respecto a

Figura 13. Propuesta de manejo del venado cola blanca a nivel regional a partir de un sistema de redes en las cuales UMAs pequeñas estén conectadas a ANPs grandes para permitir el flujo de individuos y mantener poblaciones mínimas viables. La propuesta se basa en conceptos novedosos derivados de las reservas tipo archipiélago y modelos metapoblacionales, principalmente del tipo fuente-sumidero. Esta propuesta sugiere abandonar a la UMA como unidad independiente de manejo, e incorporarla a un sistema regional de manejo. Autor: S. Mandujano



propuestas de manejo regional para otras especies de artiodáctilos, por ejemplo el caso del borrego cimarrón (véase el capítulo por Valdés y Segundo, en este mismo volumen).

Agradecimientos

Agradezco la invitación de O. Sánchez para contribuir con un capítulo para este libro, así como sus constantes sugerencias para mejorar la redacción del mismo. Los comentarios de revisores anónimos contribuyeron a mejorar este trabajo. C. Delfín-Alonso elaboró algunos de los mapas aquí presentados. Este trabajo forma parte de mi proyecto de investigación dentro del Departamento de Biodiversidad y Ecología Animal del Instituto de Ecología A.C.

Literatura citada

Akcakaya,H. R., M. A. Burgman y L. R.Ginzburg. 1999. Applied population ecology: Principles and computer exercises using RAMAS_EcoLab 2.0. Segunda edición. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, Massachusetts.

Bodmer, R. E. y J. G. Robinson. 2004. Evaluating the sustainability of hunting in the Neotropics. En: K.

M. Silvus, R. E. Bodmer, and J. M. V. Fragoso (Eds.). People in nature: Wildlife conservation in South and Central America, pp. 299–323. Columbia University Press, New York, New York.

Delfín-Alfonso, C. y Gallina, S. 2007. Modelo de evaluación de hábitat para el venado cola blanca en un bosque tropical caducifolio en México. In: Escarabajos, Diversidad y Conservación Biológica. Ensayos en homenaje a Gonzalo Halftter. M. Zunino and Melic A. (Eds.), pp. 193-202. Monografías del 3er. Milenio Vol. 7. Sociedad Entomológica Aragonesa, España.

Delfín-Alfonso, C., S. Gallina y C. López-González. 2009. Evaluación del hábitat del venado cola blanca utilizando modelos espaciales y sus implicaciones para el manejo en el centro de Veracruz, México. Trop. Conserv. Sci. 2: 215-228.

DGVS. 2007. Sistemas de Unidades de Manejo. Dirección General de Vida Silvestre, Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales, México, D.F. www.semarnat.gob.mx/gestionambiental/vidasilvestre/Pages/sistemadeunidadesdemanejo.aspx.

Gallina, S. 1993. Biomasa disponible y capacidad de carga en la reserva la Michilía, Durango. Pp. 437-453. *In*: R. A. Medellín y G. A. Ceballos (eds.). *Avances en el Estudio de los Mamíferos de México.* Publicaciones Especiales, Vol. 1. Asociación Mexicana de Mastozoología A. C. México.

González-Marín, R. M., E. Montes y J. Santos. 2003. Caracterización de las unidades de manejo para la conservación, manejo y aprovechamiento sustentable de la fauna silvestre en Yucatán, México. Tropical and Subtropical Agroecosystems 2: 13-21.

González-Pérez, G. y M. Briones-Salas. 2000. Venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*) en comunidades indígenas de Oaxaca. Investigación Hoy 94: 20-27.

Greenberg, L. S. Z. 1992. Garden hunting among the yucatecan maya: a coevolutionary history of wildlife and culture. Etnoecológica 1:23-33.

Halffter, G. 2007. Reservas archipiélago: un nuevo tipo de área protegida. In: Hacia una Cultura de Conservación de la Biodiversidad Biológica, Halftter, G., Guevara, S. and Melic A. (eds.), pp. 281-286, m3m: Monografías Tercer Milenio vol 6. S.E.A., Zaragoza, España.

Hall, E. R. 1981. The mammals of North America. Second ed. John Wiley and Sons, New York, 2: 601-1181.

Hunter, C.M., y M.C. Runge. 2004. The importance of environmental variability and management control error to optimal harvest polices. *Journal of Wildlife Management* 68: 585-594.

Johnson, M. D. 2005. Habitat quality: a brief review for wildlife biologists. Trans. W. Sect. Wildl. Soc. 41: 31-41.

Kellog, R. 1956. What and where are the whitetails? Pp. 31-55, in W. P. Taylor (ed.), The deer of North America. The Stackpole Company, Harrisburg, Pennsylvania, 668 pp.

Logan López, K, E. Cienfuegos- Rivas, F. C. Sánchez, G. Mendoza Martínez, A. M. Sifuentes Rincón y L. A. Taranfo Arámbula. 2006. Caracterización morfométrica de cuatro subespecies de venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*) en la zona noreste de México. Revista Científica 1: 14-22.

Logan-López, K, E. Cienfuegos- Rivas, A. M. Sifuentes-Rincón, M. González- Paz, F. Clemente- Sánchez, G. Mendoza Martínez, y L. A. Taranfo Arámbula. 2007. Patrones de variación genética en cuatro subespecies de venado cola blanca del noreste de México. Agrociencia 41: 13-21.

Mandujano, S. 1994. Método para evaluar el hábitat del venado cola blanca en un bosque de coníferas. Pp. 283-297 *in* Ch. Vaughan y M. A. Rodríguez (eds.), Ecología y Manejo del Venado Cola Blanca en México y Costa Rica. Editorial EUNA, Heredia, Costa Rica. 455pp.

Mandujano, S. 2004. Análisis bibliográfico de los estudios de venados en México. Acta Zool. Mex. (n.s.) 20: 211-251.

Mandujano, S. 2005. Calibration of tracks counts to estimate population density of white-tailed deer (*Odocoileus virginianus*) in a Mexican tropical forest. Southwest. Nat. 50: 223-229.

Mandujano, S. 2007a. Protocolos para la evaluación y monitoreo de poblaciones, hábitat y aprovechami-

ento del venado cola blanca en bosques tropicales secos. In: Memorias del Taller para la elaboración de protocolos de evaluación y seguimiento para la conservación, recuperación y uso de poblaciones de aves silvestres y sus hábitats, en Unidades de Manejo para la Conservación de Vida Silvestre (UMA). SEMARNAT, DGVS, INE, UPC. México, D.F.

Mandujano, S. 2007b. Carrying capacity and potential production of ungulates for human use in a Mexican tropical dry forest. Biotropica 39: 519-524.

Mandujano, S. 2008. Precipitación, capacidad de carga y potencial de uso de los ungulados en un bosque tropical seco. Pp. 637-660, *in*: E. Espinoza-Medinilla y C. Lorenzo (eds.), Avances Mastozoológicos Vol. II, AMMAC, México, D.F.

Mandujano, S. y J. M. Aranda. 1993. Conteo de venados (*Odocoileus virginianus*: CERVIDAE) en transectos: recomendaciones para su aplicación. Revista BIOTAM 5: 43-46.

Mandujano, S y S. Gallina. 1993. Densidad del venado cola blanca basada en conteos en transectos en un bosque tropical de Jalisco. Acta Zool. Mex. (n.s.) 56: 1-37.

Mandujano, S. y S. Gallina. 1995. Comparison of deer censusing methods in a tropical dry forest. Wildl. Soc. Bull. 23: 180-186.

Mandujano, S. y A. González-Zamora. 2009. Evaluation of natural conservation areas and wildlife management untis to support minimum viable populations of white-tailed deer in Mexico. Trop. Conserv. Sci. 2: 237-250.

Mandujano, S. y V. Rico-Gray. 1991. Hunting, use, and knowledge of the biology of the white-tailed deer, *Odocoileus virginianus* (Hays), by the maya of central Yucatan, Mexico. J. Ethnobiol. 11:175-183.

Mandujano, S., C. Delfín-Alfonso y S. Gallina. 2008. Análisis biogeográfico de las subespecies del venado cola blanca *Odocoileus virginianus* en México. XI Simposio de Venados en México. FMVZ- UNAM. México, D.F.

Miller, K. V. y J. M.Wentworth. 2000. Carrying capacity. *In* S.Demarais and P. R. Krausman (Eds.). Ecology and management of large mammals in North America, pp. 140–155, Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey.

Montiel-Ortega, S., L. M. Arias y F. Dickinson. 1999. La cacería tradicional en el norte de Yucatán: una práctica comunitaria. Rev. Geogr. Agrí. 29: 43-51.

Naranjo, E. J. y Bodmer, R. E. 2007. Source-sink systems and conservation of hunted ungulates in the Lacandon forest, Mexico. Biol. Conserv. 138: 412-420.

Naranjo, E. J., Guerra M. M., Bodmer R. E & Bolaños J. E. 2004a. Subsistence hunting by three ethnic groups of the Lacandon forest, México. J. Ethnobiol. 24: 233-253.

Naranjo, E. J., Bolaños, J. E., Guerra, M. M. y Bodmer, R. E. 2004b. Hunting sustainability of ungulates populations in the Lacandon forest, México. In: People in Nature: Wildlife Conservation in South and Central America, Silvus, K.M., Bodmer, R.E. and Fragoso, J.M. (eds.), pp. 324-343. Columbia University Press, New York.

Patton, D. R. 1997. Wildlife Habitat Relationships in Forested Ecosystems. Revised Edition, Timber Press, Portland, Oregon.

Robinson, J. G., and E. L. Bennett. 1999. Carrying capacity limits to sustainable hunting in tropical forest. *In* J. G. Robinson, and E. L. Bennett (Eds.), Hunting for sustainability in tropical forest, pp. 13-30. Columbia University Press, New York.

Rojo-Curiel, A., J. L. Cruz, G. Solano y R. Hernández. 2007. Plan de manejo tipo de venado cola blanca en zonas templadas y tropicales en México. DGVS, SEMARNAT, México. D.F.

Rzedowski, J. 1978. Vegetación de México. Limusa, México, D. F.

Sánchez-Rojas, G. y Gallina, S. 2007. Metapoblaciones, el reto en la biología de la conservación: el caso del venado bura en el Bolsón de Mapimí. In: Tópicos en Sistemática, Biogeografía, Ecología y Conservación de Mamíferos, Sanchéz-Rojas, G. and Rojas-Martínez, A. (eds.), pp. 115-124, Universidad Nacional del Estado de Hidalgo, México.

Segovia, A. y S. Hernández-Betancourt. 2003. La cacería de subsistencia en Tzucacab, Yucatán, México. Tropical and Subtropical Agroecosystems 2: 49.

SEMARNAP. 1997. Programa de conservación de la vida silvestre y diversificación productiva en el sector rural. Secretaria de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca, México, D.F.

Sisk, T. D., Castellanos, A. E. y Koch, G. W. 2007. Ecological impacts of wildlife conservation units policy in México. Ecol. Environ. 5: 209-212.

Soulé, M.E. (Ed.). 1987. Viable Populations for Conservation, Cambridge University Press, Cambridge, England.

Traill, L.W., Bradshaw, C. J. A. y Brook, B.W. 2007. Minimum viable population size: A meta-analysis of 30 years of published estimates. Biol. Conserv. 139: 159-166.

Valdez, R., Guzmán-Aranda, J.C., Abarca, F. J., Tarango-Arámbula, L. A. y Clemente-Sánchez, F. 2006. Wildlife conservation and management in México. Wildl. Soc. Bull. 34: 270-282.

Van Horne, B. 1983. Density as a misleading indicator of habitat quality. J. Wildl. Manage. 47: 893-901.

Villarreal-Espino, O. Villarreal-Espino, O. A. 2006. El Venado Cola Blanca en la Mixteca Poblana: Conceptos y Métodos para su Conservación y Manejo. Fundación Produce Puebla A. C., Puebla. A. 2006. El Venado Cola Blanca en la Mixteca Poblana: Conceptos y Métodos para su Conservación y Manejo. Fundación Produce Puebla A. C., Puebla.

Villarreal, J. G. 1999. Venado Cola Blanca: Manejo y Aprovechamiento Cinegético. Unión Ganadera Regional de Nuevo León, N.L., México.

Weber, M., G. García-Marmolejo y R. Reyna-Hurtado. 2006. The tragedy of the commons: wildlife management units (UMAs) in southeastern Mexico. Wildl. Soc. Bull. 34: 1480-1488.

Zar J. H. 1984. Biostatistical analysis. Prentice Hall, Englewood Cliffs.

Estrategias de conservación en México para el borrego cimarrón (*Ovis canadensis*) y el berrendo (*Antilocapra americana*)

Manuel Valdés Alarcón y Manuel Segundo Galán

El desarrollo humano y la conservación de la biodiversidad biológica, son tareas que deben enfrentarse mediante el establecimiento de estrategias bidireccionales a corto, mediano y largo plazo, debido a que involucran factores sociales y variables biológicas, complejos y relacionados (Pezoa, 2001). Estos conflictos quedan de manifiesto en muchas regiones tropicales, donde las grandes demandas de recursos para el desarrollo de la población humana coinciden e impactan en sitios de alta diversidad biológica; no importa que tan detalladamente se plantee una estrategia de recuperación o conservación de una especie, si no se toman en cuenta los factores sociales y la relación cultural e histórica que estos asentamientos humanos tienen sobre el manejo de la vida silvestre (Sánchez, 2000).

Es por ello que cualquier estrategia de conservación tiene que planificarse de tal manera que contemple los planes de desarrollo social y de utilización sostenible de los recursos naturales, de cada área en particular; solo de esta manera se podrá conseguir establecer e implementar una estrategia efectiva de conservación de la biodiversidad (Pezoa, 2001).

Un manejo adecuado de la biodiversidad podría proveer de múltiples beneficios ambientales y nuevas fuentes de ingresos a la sociedad. Sin embargo, en múltiples ocasiones los programas o estrategias de conservación se han enfocado preferentemente a aquellas especies consideradas como un recurso económico (especies con un valor de uso reconocido), descuidando el contexto general sobre el manejo integral del hábitat y de aquellas especies silvestres que no tienen un valor económico reconocido en la actualidad, pero que representan un acervo genético importante para la biodiversidad y que podrían tener un valor potencial aún no calculado por los servicios ambientales que ofrecen, además de varios son irremplazables por sus condiciones de endemismo o rareza.

La falta de recursos humanos, económicos y de infraestructura de las autoridades gubernamentales a cargo de la administración y regulación de los recursos naturales, históricamente ha provocado que la mayoría de los programas de conservación y manejo de vida silvestre que se desarrollan en México, vayan quedando a cargo de los propietarios de la tierra, quienes enfocan sus esfuerzos sobre especies con valor comercial, manejando y modificando el hábitat para incrementar el tamaño de la población, y en especial de los animales considerados como trofeo desde el punto de vista cinegético, dejando de lado o dando muy poca importancia la funcionalidad integral del ecosistema; por esta razón, en la última década se han implementado estrategias para la configuración de intereses públicos y privados a favor de la conservación, teniendo una mayor y más activa participación social, con equidad de oportunidades y acceso a los beneficios que el proceso de desarrollo genera, con primordial atención a los le-

gítimos poseedores de la tierra; para tratar de frenar y revertir el proceso de degradación de los recursos naturales, mantener la diversidad biológica del país y con ello la calidad de los servicios ambientales, al tiempo de alcanzar una eficiencia económica en las actividades productivas, con la idea de que este logro estimule el interés y proporcione las medidas necesarias que deriven en la conservación (SEMARNAP/INE, 2000)

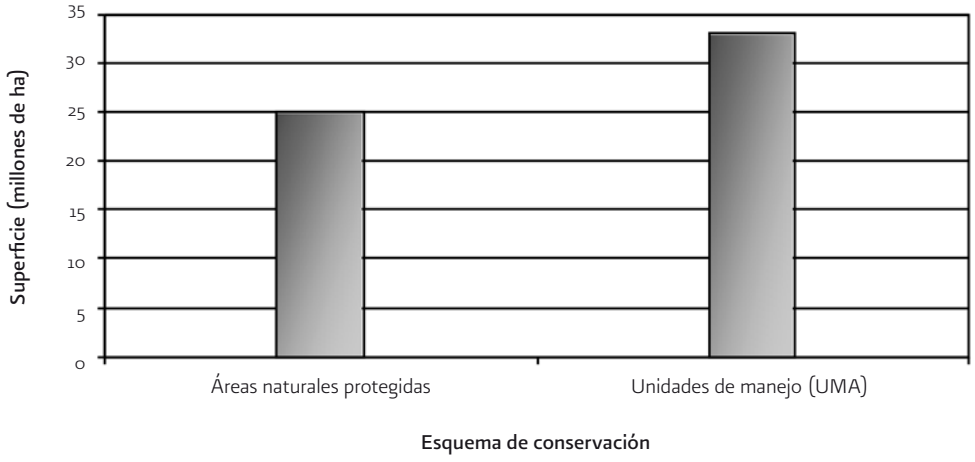
Las estrategias de conservación implementadas

Las estrategias de conservación para la biodiversidad implementadas en México, se podrían definir en dos grandes líneas: 1) El establecimiento y operación de las Áreas Naturales Protegidas (ANP), a cargo de la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP); y 2) La implementación y operación del Programa de Conservación de la Vida Silvestre y Diversificación Productiva en el Sector Rural (PCVS), cuyo eje fundamental es la operación del Sistema de Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre (SUMA) a cargo de la Dirección General de Vida Silvestre (DGVS) de la SEMARNAT.

Las Áreas Naturales Protegidas tienen como principios básicos la protección de la biodiversidad y la representatividad de los diversos ecosistemas, en donde el ambiente original no ha sido esencialmente alterado y continúa produciendo beneficios ecológicos, cada vez más reconocidos y valorados. En la actualidad la CONANP, administra 173 áreas naturales de carácter federal, que representan en conjunto más de 25 millones de hectáreas (CONANP, 2010).

Por su parte, el objetivo del PCVS es establecer incentivos ecológicamente sustentables, socialmente estimulantes, económicamente rentables y legalmente reconocidos mediante la operación del SUMA, enfocados principalmente a frenar y revertir las tendencias del deterioro ambiental y la pérdida de la riqueza biológica, al tiempo que abren nuevas oportunidades para la generación de ingresos, empleos y divisas en las áreas rurales, de manera entrelazada con la conservación de grandes extensiones de hábitat para las especies de vida silvestre. Actualmente, se tienen incorporados en el SUMA 9,487 predios particulares, ejidales o comunales constituidos como Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre, que representan una extensión de más de 33 millones de hectáreas (SEMARNAT, 2010) y que, a diferencia de las Áreas

Figura 1. Comparación de las superficies bajo protección en los esquemas de Áreas Naturales Protegidas y de Unidades de Manejo y Conservación de Vida Silvestre en México. Fuentes: Conanp, en línea 20.03.2003; DGVS, en línea, 20.03.2010



Naturales Protegidas, no representan un gasto público (Figura 1).

Por el enfoque de este capítulo, nos enfocaremos con mayor énfasis a la implementación y operación del Programa de Conservación de Vida Silvestre, el interés se centra en analizar y discutir la estrategia de recuperación y manejo de dos especies propias de zonas áridas del norte de México como son el borrego cimarrón (*Ovis canadencis*) y el berrendo (*Antilocapra americana*). Las estrategias para la recuperación de estas especies atienden historias distintas, como lo muestra el estado de conservación de sus poblaciones en vida libre. La forma en que los diferentes factores ecológicos, económicos y sociales han impactado el desarrollo de varios proyectos ha sido determinante para la recuperación de ambas especies.

El borrego cimarrón se encuentra en la categoría de "protección especial" y el berrendo como "en peligro de extinción" de acuerdo con la norma oficial NOM-059-SEMARNAT-2001 (DOF, 2002); esta diferencia en sus respectivas categorías de riesgo implica un principio diferente para enfrentar y plantear la estrategia de recuperación de cada una. El borrego cimarrón puede ser manejado bajo un esquema de aprovechamiento, con ciertas normas y criterios que garanticen la continuidad de sus poblaciones en estado silvestre y con la expectativa de que su valor económico genere un interés adicional para los dueños de los predios donde éste se localiza. Por su parte, el aprovechamiento del berrendo fue vedado en forma permanente en 1922 por decreto presidencial (Villa-R., 1951), es decir que el aprovechamiento de esta especie no está permitido bajo ninguna circunstancia, de manera que no representa ningún valor económico adicional para las comunidades donde esta especie se distribuye; desafortunadamente este hecho histórico, bien intencionado, paradójicamente ha promovido la caza furtiva por la falta de mecanismos efectivos de vigilancia, como también ha ocurrido con el borrego cimarrón para el caso de Baja California, y con otras especies que se encuentran en esta misma situación de vedado.

En términos generales, el objetivo de los proyectos de conservación de especies prioritarias (SEMARNAT, 1997), plantea la conservación y recuperación de las poblaciones silvestres en México de manera compatible con el desarrollo social y económico del país; en lo particular se puede decir que las acciones que se han venido desarrollando para la recuperación del borrego cimarrón y el berrendo, consisten en dos líneas estratégicas de manejo: *in situ* y *ex situ*.

La conservación *in situ* se define como el mantenimiento y recuperación de poblaciones viables en sistemas dinámicos y evolutivamente viables con hábitat original, mientras que la conservación *ex situ* se refiere al manejo de una muestra genéticamente representativa de una especie que se mantiene viable a través del tiempo, fuera de su hábitat natural o en ambientes controlados, con el apoyo de tecnologías adecuadas (Frankel y Soulé 1981).

La estrategia de conservación *in situ* de especies o poblaciones requiere de una serie de condiciones biológicas y ecológicas propias de la especie, así como condiciones sociales, económicas y políticas favorables, que en muchos casos, son los determinantes para lograr el éxito de cualquier estrategia de conservación.

Asimismo, varias estrategias para la recuperación de especies o de sus poblaciones, no contemplan una escala geográfica adecuada tal, que permita identificar claramente las amenazas que afectan a algunos sitios clave (por ejemplo sitios de crianza, cobertura o terreno de escape), y la variedad de ambientes que requieren algunas especies para mantener poblaciones viables, particularmente de aquellas especies de amplia distribución y grandes desplazamientos para la búsqueda de alimento, como son los casos del berrendo y el borrego cimarrón que analizaremos en este capitulo. Concebir y desarrollar programas de conservación y manejo a escala de un predio dado, no es adecuado para especies cuyos fenómenos de población ocurren a escalas geográficas de mayor extensión y mayor diversidad de paisaje (véanse capítulos de Sánchez y de Mandujano, en esta misma publicación).

Resultados obtenidos en los programas de manejo para el borrego cimarrón y el berrendo

Ambas especies presentan una distribución similar, se localizan en zonas áridas y semiáridas del norte de México; el berrendo utiliza las planicies y praderas del altiplano central, el desierto sonorense y la península de Baja California; en tanto que el borrego cimarrón se distribuye en parches de hábitat fragmentado, debido a que utiliza preferentemente sierras escarpadas, con pendientes pronunciadas. La tendencia de sus poblaciones ha seguido caminos diferentes; mientras que el berrendo ha mantenido con números bajos sus poblaciones en la mayoría de las áreas de distribución actual, a excepción de Sonora que ha logrado un ligero incremento (SEMARNAP, 1997; Meléndez, 2006), el borrego cimarrón ha mostrado tener una tendencia estable con cierta tendencia a incrementar en las poblaciones de Baja California Sur y Sonora, donde existen UMA realizando actividades de conservación, manejo y aprovechamiento, además de realizar algunas reintroducciones de ejemplares en áreas de distribución de la especie en Chihuahua, Coahuila y Nuevo León. Esta situación no se tiene respecto al borrego cimarrón en Baja California, donde a pesar de que existen UMA registradas éstas no están operando debido a una decisión de las autoridades, por lo que se desconoce técnicamente la situación actual de esas poblaciones; desafortunadamente existen reportes de cacería furtiva realizada sobre la especie en el área, por lo que la situación no puede ser tan alentadora.

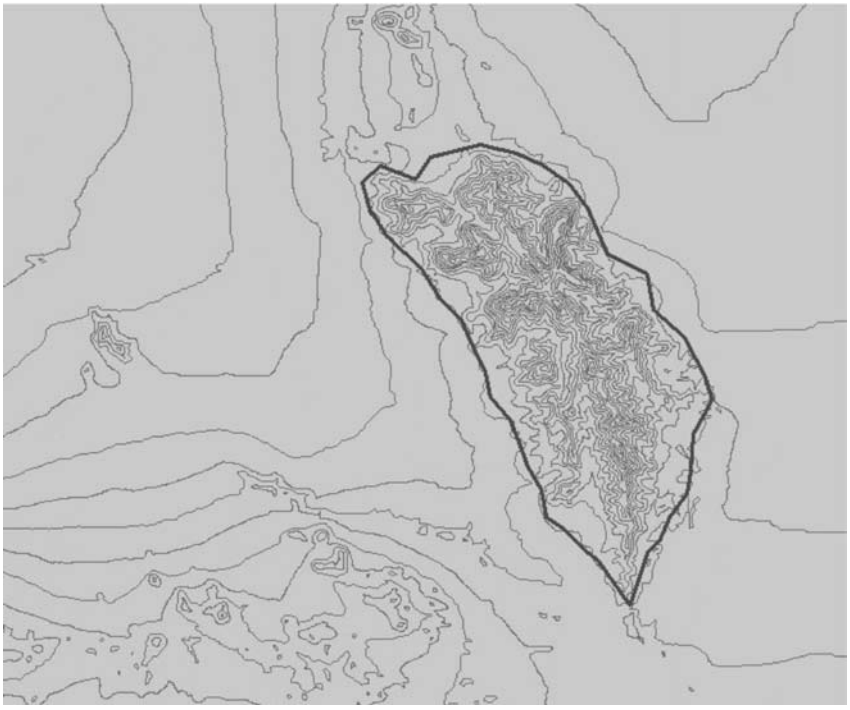
Acciones de conservación realizadas a favor del borrego cimarrón

Para Baja California se cuenta con once registros de Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre (SEMARNAT, 2010), sin embargo no han operado por la situación de veda indefinida que se presenta con la especie en esa entidad; no obstante, se han realizado esfuerzos de coordinación institucional para determinar una dirección a seguir para enfrentar las necesidades de conservación requeridas por la especie, sin que hasta el momento se cuente con mecanismos contundentes, por lo que se ha quedado solamente en el nivel de propuestas, mismas que han sido afectadas por distintos cambios administrativos en las dependencias gubernamentales. El último vuelo formal de reconocimiento, realizado en algunas áreas borregueras de la entidad ocurrió en 1999 y evidenció que la población silvestre de borrego cimarrón presentaba una disminución (Alaníz–García y Lee, 2001), que bien pudo haberse originado por la realización de la cacería furtiva y por la falta de mecanismos incluyentes y participativos para realizar actividades de conservación, manejo, monitoreo, vigilancia y aprovechamiento.

Respecto a las poblaciones silvestres de Baja California Sur y de Sonora, sobre las cuales se viene realizando el aprovechamiento, se han tenido avances sustanciales para la conservación y seguimiento de la población silvestre y del hábitat del borrego cimarrón durante esta última década. Entre estos avances destaca el reconocimiento del hábitat favorable para el borrego, la delimitación de regiones de manejo para la especie, la realización de monitoreos aéreos a gran escala y la colocación de un taquete metálico en los cuernos de los trofeos de caza de borrego cimarrón aprovechados en las UMA, para efectos de control.

El reconocimiento de hábitat para el borrego cimarrón en esa parte de México, se realizó empleando el programa "Genetic Algoritm for Rule-Set Prediction (GARP)" desarrollado por Stockwell y Noble (1992), utilizando los criterios de McCarty y Bailey (1994) y López *et al*., (1999), los cuales se basan en los requerimientos de hábitat para la especie, como la topografía, tipo de vegetación, precipitación y uso humano, además de considerar las sierras con altos valores de rugosidad y con pendientes superiores a 40° de inclinación (Imagen 1).

Imagen 1. Esquema gráfico del reconocimiento y delimitación del hábitat para el borrego cimarrón, de acuerdo con los resultados obtenidos con la utilización del modelo de predicción Genetic Algorithm for Rule set Prediction. Las líneas delgadas corresponden a las curvas de nivel que se presentan en una cordillera. El polígono con la línea gruesa, es el área borreguera que el modelo de predicción reconoce. Fuente: Dirección General de Vida Silvestre



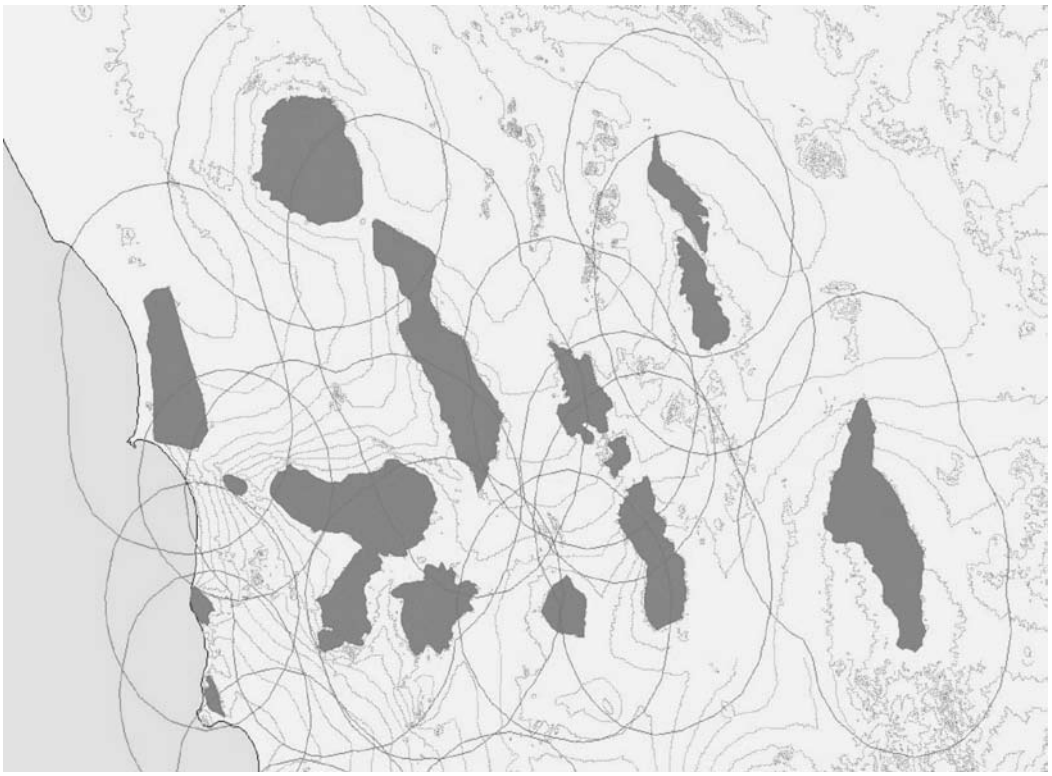
En cuanto a las regiones de manejo de esa área, conocidas en su conjunto como Sistema de Unidades de Manejo para la Conservación del Borrego Cimarrón (SUMA–OVIS), la delimitación se llevó a cabo utilizando los resultados obtenidos en el reconocimiento del hábitat, incorporando además aspectos de conectividad, de tal manera que permitan el libre movimiento de borregos dentro de la población silvestre de forma natural. Los criterios de conectividad consistieron en: 1) distancia entre una sierra y otra a través de un plano, trazada a 15 km de longitud (Simmons, 1990; Colchero *et al*., *en prensa*, Lee *com. pers*.), 2) continuidad de hábitat determinado por la topografía del terreno, y 3) barreras físicas considerando principalmente desarrollos urbanos y carreteras (Imagen 2).

De esta manera se definió cada SUMA–OVIS, que se encuentra constituido por sierras individuales, conjuntos de sierras ó cualquier otra categoría geomorfológica que presente características de hábitat compatibles con la presencia del borrego cimarrón y que, por ello, hipotéticamente comparten una población silvestre de borrego cimarrón, lo que incide en la dinámica y viabilidad de la especie en el mediano y largo plazo.

Actualmente, se tienen reconocidos tres SUMA–OVIS para Baja California Sur (Imagen 3) y siete SUMA–OVIS para Sonora (Imagen 4), que involucran a las Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre que cuentan con autorización por parte de la autoridad competente, para realizar actividades de conservación, manejo y aprovechamiento de borrego cimarrón. Esto permite el diseño, planeación e implementación de estrategias de manejo a nivel regional, para el adecuado uso de la especie.

Otro aspecto en el que se han tenido avances trascendentales, es la realización de monitoreos aéreos a gran escala (cubriendo la totalidad de las áreas bo-

Imagen 2. Esquema gráfico del procedimiento para la delimitación del SUMA–OVIS. Las áreas sombreadas corresponden al reconocimiento del hábitat borreguero según el modelo GARP, a partir del cual se traza una línea de *buffer* de 15 km en todo el perímetro para ver si existe conectividad entre sierras. Posteriormente, se agregan las capas de información sobre los asentamientos humanos y carreteas de INEGI. Fuente: Dirección General de Vida Silvestre

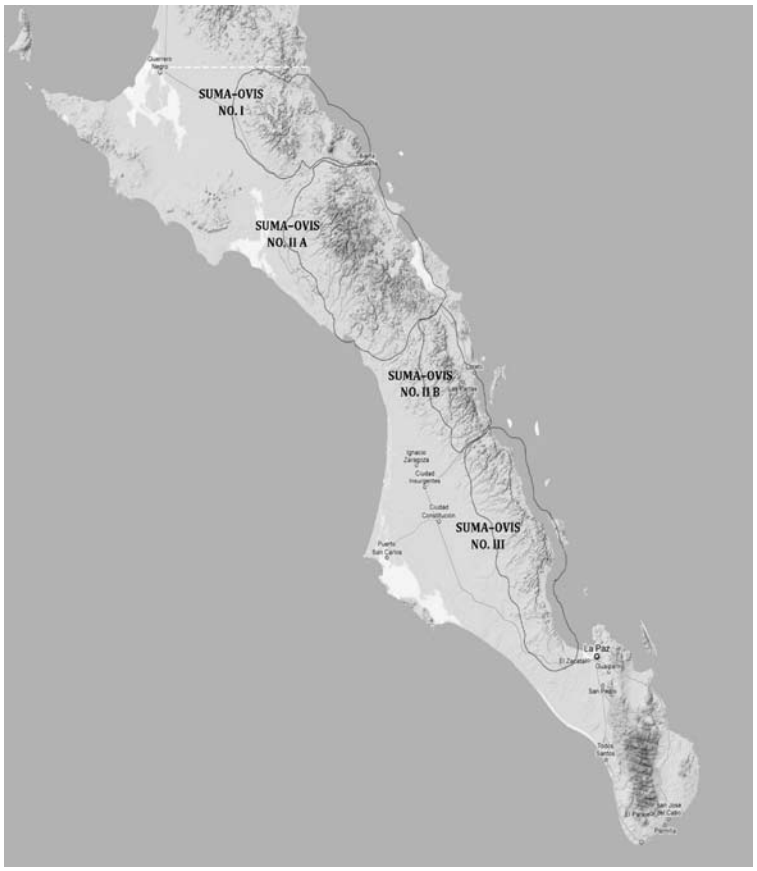


rregueras) para el seguimiento de la población y del hábitat del borrego cimarrón pues, a pesar de ser una especie de gran importancia biológica y económica, no se contaba con información suficientemente robusta, sistemática y homogénea que pudiera utilizarse para observar la situación que guardaba la especie en ambos estados.

Por ello, en abril del 2004 se determinó entre las autoridades federales y estatales correspondientes, en conjunto con los dueños o representantes legales de las UMA y responsables técnicos, la realización de los monitoreos aéreos cada tres años. A partir de los resultados obtenidos, se determinaría la viabilidad y monto del aprovechamiento de la especie en cada SUMA–OVIS, distribuyendo dicha estimación de cosecha de manera equitativa entre las UMA que se encuentren dentro de la región correspondiente, la cual se repetiría durante las siguientes tres temporadas de caza, salvo aquellos casos donde exista una estrategia de aprovechamiento alternada, bianual o trianual. Esta decisión obedece a que la especie no tiende grandes fluctuaciones demográficas en periodos cortos, permitiéndole a la autoridad, el beneficio de poder tomar este tipo de medidas de manejo sin recurrir a monitoreos anuales.

Partiendo de lo anterior, en octubre de 2006 se realizó el primer monitoreo aéreo a gran escala para la especie (Imagen 5), empleando la metodología desarrollada por el Arizona Game and Fish Department (Remington y Welsh, 1989; Lee y López–Saavedra, 1993), modificada para el continente por Segundo (2006) y avalada por Lee *et al.* (2007), que responde a las necesidades de conservación, de manejo y, sobre

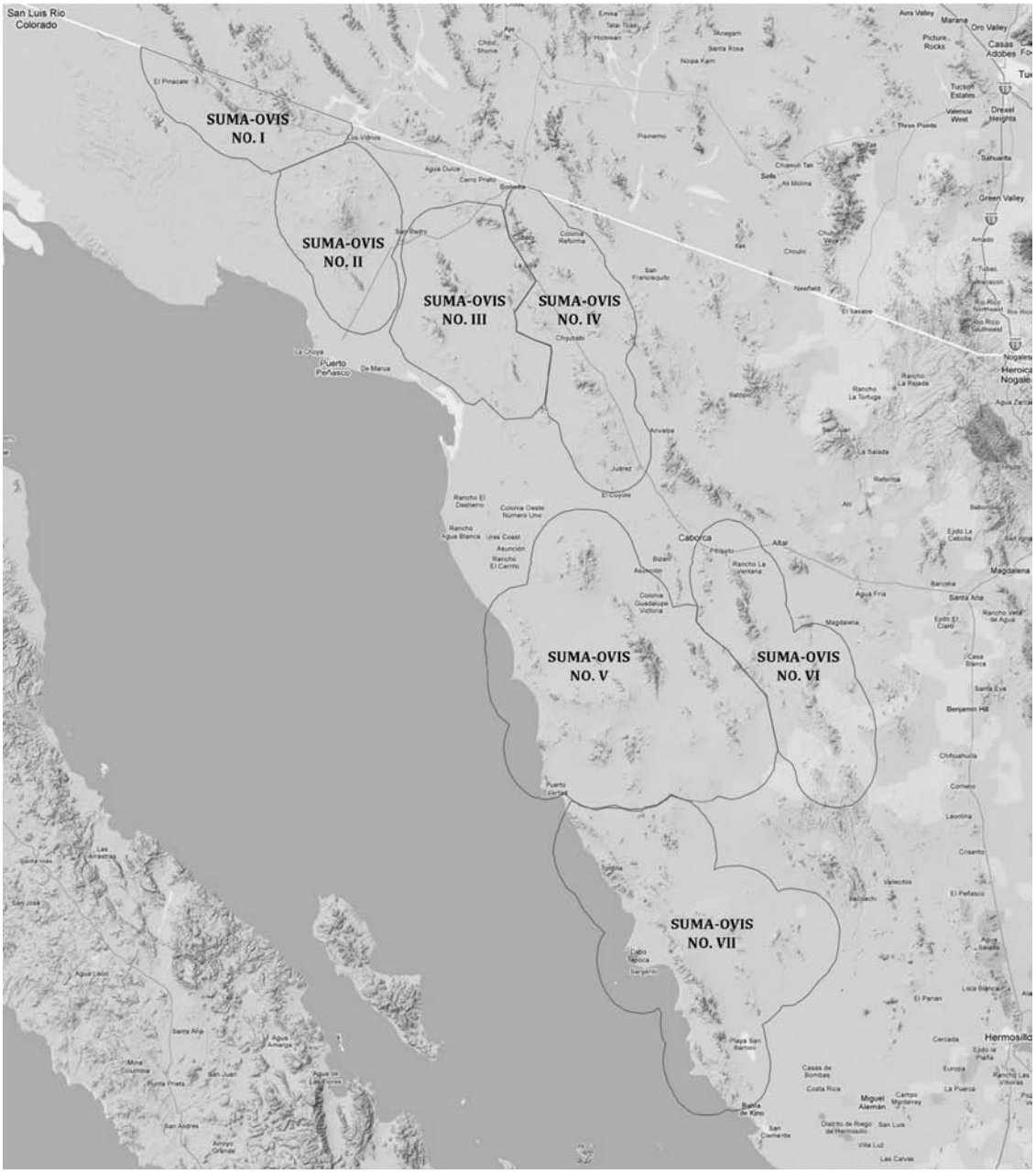
Imagen 3. Delimitación y ubicación espacial del Sistema de Unidades de Manejo para la Conservación del Borrego Cimarrón en Baja California Sur (SUMA–OVIS). Fuente: Dirección General de Vida Silvestre.



todo, de aprovechamiento de la especie en México. Se aplicaron 37.5 horas efectivas de vuelo, con el registro de un total de 368 ejemplares, distribuidos como sigue: 31 machos clase I, 33 machos clase II, 31 machos clase III, 24 machos clase IV, 163 hembras adultas, 57 crías, 13 machos juveniles y 16 hembras juveniles, estimando con ello una población cercana a los 1,300 individuos. Esto se calculó considerando que solamente se alcanza a observar un estimado de 30% del total de la población (Segundo, 2007), debido a las condiciones topográficas y de vegetación que se presentan en estos ambientes (Lee, com. pers.). No obstante, por esas modificaciones recientes al método no se puede determinar, por el momento, la tendencia de la población; el próximo monitoreo, ya bajo estas mismas características, indicará si existe una disminución o incremento de la población, indicando qué reajuste de las estrategias de manejo para la especie en la Entidad pudiera ser necesario.

Para el caso particular de Isla El Carmen, con la introducción de 26 borregos (22 hembras y 4 machos) entre 1995 y 1996 (Jiménez *et al*., 1996; Jiménez *et al*., 1997), hasta el momento se ha obtenido un incremento sustancial de población registrándose, en el vuelo conducido durante 2006, un total de 125 ejemplares distribuidos en 10 machos clase I, 12 machos clase II, 13 machos clase III, 10 machos clase IV, 54 hembras adultas, 17 crías, 5 machos juveniles y 4 hembras juveniles. Con esos datos se estimó una población cercana a los 400 ejemplares (Segundo, 2007); la experiencia anterior ha estimulado la realización, desde 2005, de algunas reintroducciones de ejemplares a las

Imagen 4. Delimitación y ubicación espacial del Sistema de Unidades de Manejo para la Conservación del Borrego Cimarrón en Sonora (SUMA–OVIS). Fuente: Dirección General de Vida Silvestre.



áreas borregueras continentales, intentando reforzar las poblaciones silvestres que allí se distribuyen.

Con respecto a Sonora, durante los vuelos llevados a cabo en el mismo año, se contaron 1,114 borregos empleando 59.1 horas efectivas de vuelo, distribuidos en 106 machos clase I, 76 machos clase II, 80 machos clase III, 42 machos clase IV, 173 hembras adultas, 59 crías, 59 machos juveniles, 58 hembras juveniles y 2 no identificados (Imagen 6), con lo que se estimó una población cercana a los 2,500 borregos para toda la entidad (Segundo, 2007), considerando que allí básicamente se puede observar alrededor del 45% del

Imagen 5. Silueta del helicóptero durante los monitoreos aéreos al momento de sobrevolar la Sierra San Francisco, localizada en el estado de Sonora, México. En la imagen se puede observar un grupo de borrego cimarrón detectado, registrado e identificado desde el helicóptero. Foto: Juan Manuel Segundo Galán

total de la población (Lee *et al*., 2007). La información citada es independiente de la cantidad de borregos albergados en las UMA con manejo de ejemplares en condiciones de confinamiento, que asciende a unos 1,600 ejemplares y de la población calculada para Isla Tiburón, misma que ha tenido un incremento significativo desde la introducción de 19 ejemplares (15 hembras y 4 machos) en 1975 (Montoya y Gates, 1975).

El índice de abundancia relativa de la población (número de borregos observados / hora de vuelo) obtenido en cada monitoreo realizado sobre la población de Isla Tiburón desde 1993, trabajo a cargo del Dr. Raymond M. Lee, indica una tendencia de incremento (Figura 2) con ciertas variaciones, las cuales están influidas por la extracción de ejemplares con fines de repoblación y por condiciones ambientales que se presentan anualmente en la Isla (Segundo *en prensa*); de esta manera, en el sobrevuelo realizado durante noviembre de 2006, se observaron 366 ejemplares distribuidos en los siguientes sexos y clases de edad 14 machos clase I, 22 machos clase II, 38 machos clase III, 34 machos clase IV, 169 hembras adultas, 54 crías, 19 machos juveniles y 16 hembras adultas; con base en estos datos se tiene calculada una población insular de algo más que 800 ejemplares, considerando que el 45% del total de la población fue observada (Lee *et al*., 2007).

Por último, en ambas entidades federativas, una de las últimas acciones que se implementaron desde hace algunos años, es la colocación de un taquete metálico en los cuernos de los trofeos de caza de borrego cimarrón aprovechados por las UMA durante cada temporada de caza. Para ello se realizaron esfuerzos en la homologación de criterios, para la toma de datos

Imagen 6. Grupo de ejemplares de borrego cimarrón observados durante los monitoreos aéreos efectuados en el estado de Sonora, México. En la fotografía, se aprecia de arriba hacia abajo un macho clase III, seguido de una hembra con su cordero, un macho clase I, un macho clase II y una hembra juvenil. Foto: Juan Manuel Segundo Galán

por parte de la autoridad correspondiente, referentes al puntaje y edad del ejemplar cazado (Imagen 7), información clave que sirve de apoyo al monitoreo de la población, para alimentar las decisiones de manejo y aprovechamiento de la especie (Segundo, 2003).

Para el caso de Chihuahua, Coahuila y Nuevo León, en los últimos años se han realizado esfuerzos para la recuperación de la especie en las áreas de distribución histórica, estableciendo UMA con manejo de ejemplares en condiciones de confinamiento, a partir de lo cual se tiene planeado realizar liberaciones al medio silvestre; actualmente se estima una población en conjunto no mayor de 700 ejemplares, desarrollada a partir de pie de cría original proveniente del Estado de Sonora.

Seguimiento de las poblaciones silvestres de borrego cimarrón

Un manejador de vida silvestre, en todo momento requiere conocer las condiciones en que se encuentran las poblaciones de las especies de flora y fauna silvestre de interés en un área determinada (Scheaffer, et al, 1987; Navarro, 2004), para observar el estado de con-

Figura 2. Resultados del seguimiento de tendencia de población de borregos cimarrones en la Isla Tiburón, Sonora, México, basado en la abundancia relativa estimada con monitoreo aéreo (Lee, 1993-2007)

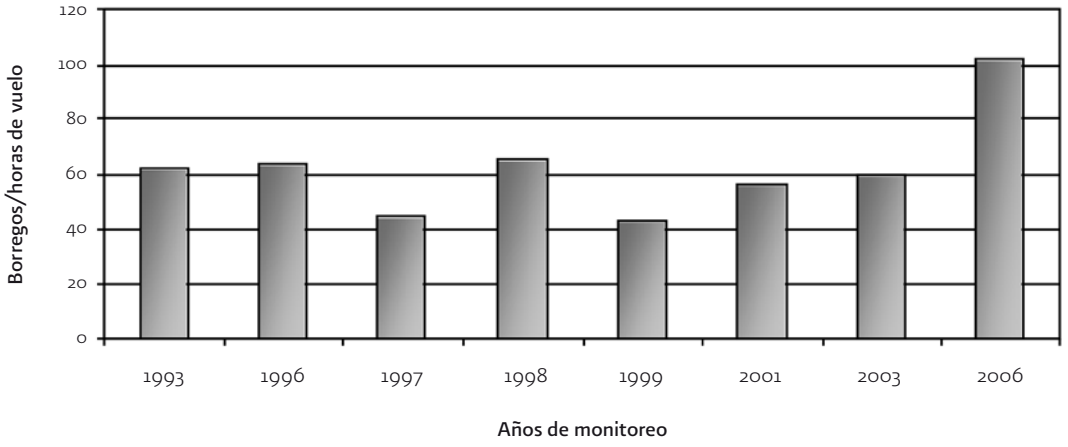


Imagen 7. Taller de capacitación para la homologación de criterios en la toma de datos de los trofeos de caza de borrego cimarrón aprovechados por las Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre (UMA). En la imagen, se aprecia el momento de la perforación del cuerno para la colocación del taquete metálico, por parte de la autoridad. Foto: Armando de Jesús Aparicio Navarro

servación o el potencial de aprovechamiento que guarda la población. Asimismo, es importante mantener un seguimiento adecuado del hábitat local (Sánchez, en esta misma publicación).

De esta manera, las actividades de monitoreo para las especies de vida silvestre son un elemento clave para la conservación, manejo y aprovechamiento sustentable de cualquier especie, debido a que permiten observar tendencias de las poblaciones y del hábitat a corto, mediano y largo plazos (Semarnat – Gobierno de Sonora, 2006).

El manejador de vida silvestre deberá definir el tipo de muestreo a realizar, entendiendo que una población de vida silvestre debe ser ubicada en un área que nunca se conocerá en su totalidad; que resulta arbitraria, por que sus dimensiones sólo pueden fijarse artificialmente y que no garantizará realmente el conocimiento preciso de la población con la que se está trabajando (Rabinovich, 1982); sin embargo, cualquiera que sea el método de muestreo, existen muchas ventajas si éste es aplicado de manera correcta (Montana Fish, Wildlife and Parks, 2009). Con una aplicación sistemática, esfuerzo de muestreo constante, además de la procuración de un control de variables como los observadores y su experiencia, el periodo de muestreo, las áreas muestreadas, el medio de transporte empleado, la hora de observación y otras, la información resulta muy útil para el seguimiento de una población silvestre.

De esta manera, para realizar el seguimiento de la población y el hábitat del borrego cimarrón en Baja California Sur y Sonora, se llevan a cabo monitoreos aéreos a gran escala dentro del área de distribución actual de la especie, lo anterior debido a que dicho monitoreo ha demostrado ser efectivo para el conteo de grandes mamíferos u otros grupos de especies de gran tamaño, y a que, con menor esfuerzo y un costo relativamente bajo, permite muestrear grandes áreas en un menor tiempo, con un alto grado de confiabilidad para estimar el tamaño de la población y en el largo plazo, permite conocer la tendencia de la misma. Esto le ha valido ser un método ampliamente utilizado en todo el mundo (Norton-Griffiths, 1978; Simmons y Hansen, 1990; Remington y Wilsh, 1989; Lee y López–Saavedra, 1993; Alaniz–García y Lee, 2001).

Para el caso de México, los monitoreos aéreos se deberán efectuar entre octubre y diciembre, cada tres años, empleando la metodología desarrollada por el Arizona Game and Fish Department (AZGFD), Remington y Welsh (1989) y Lee y López–Saavedra (1993), modificada por Segundo (2006) y avalada por Lee *et al*. (2007), que responde a las necesidades de conservación, de manejo y sobre todo de aprovechamiento de la especie en México. Es importante mencionar que ese lapso del año es el más adecuado, debido a que la mayoría de los animales se encuentran integrados en grandes grupos incluyendo ambos sexos (Hudson, 1982; Remington y Welsh, 1989; Lee et al., 2007), por lo que el muestreo produce menos estrés en la porción de crías dentro de los grupos (Jett, 1969; Remington y Welsh, 1989), y se puede observar hasta alrededor de 50% de la población (McQuivey, 1978; Simmons y Hansen, 1990; Leslie y Douglas, 1979; Remington y Welsh, 1989; Hervert *et al*., 1998; González, 2003; Lee *et al*., 2007). Con ello, la estructura de la población resulta más aparente.

El monitoreo se deberá llevar a cabo empleando un helicóptero tipo Hughes de cuatro plazas, volando a una altura promedio de entre 80 y 100 m y acercándose lo más posible al individuo o grupo de borregos una vez detectados, para su correcta identificación de acuerdo con la clasificación de sexos y clases de edad propuesta por Geist (1968) y representada en la Imagen 8.

Aquellos ejemplares que no se puedan clasificar porque estén en movimiento o se escondan entre la vegetación o en cuevas, o porque no se ubican de manera precisa por la reacción o maniobras del piloto, deberán incluirse dentro de los formatos como "no clasificados" y servirán para realizar otros análisis de población, más generales (SEMARNAT-Gobierno de Sonora, 2006; Segundo, 2007).

La velocidad promedio a la que se deberá ejecutar el vuelo será entre 80 y 100 km/hora, dependiendo de las áreas y condiciones climáticas. Es preferible que los monitoreos se inicien alrededor de las 7:00 AM, fi-

nalizándose al mediodía, salvo que existan ciertas condiciones ambientales que favorezcan la continuación de los sobrevuelos una o dos horas más. Por las tardes se recomienda reanudar los conteos alrededor de las 3 ó 3:30 PM, para finalizar entre las 5:30 ó 6:00 PM, cumpliendo así, con un promedio de ocho horas efectivas de vuelo por día de muestreo. El patrón de vuelo deberá ser en círculos concéntricos en forma de un espiral ascendente, iniciándose de las zonas bajas hacia las partes altas de las sierras.

En la localización del individuo o grupo de borregos, es conveniente registrar su pertenencia a las categorías de machos clase I, II, III y IV, hembras adultas, crías, machos y hembras juveniles; la hora de observación, la ubicación precisa en coordenadas geográficas, el estado de conservación aparente del hábitat, así como la presencia de depredadores como el puma, lince o coyote, otras especies como cérvidos (venado bura, venado cola blanca), pecarí de collar, y hasta de ganado doméstico, especies exóticas o ferales (Imagen 9), pues pueden competir con el borrego por los recursos locales de alimento y espacio o ser vectores de enfermeedades exóticas al área (Ó. Sánchez, com pers.) y demás datos del muestreo como la fecha, nombre de los observadores, el tiempo efectivo de vuelo y cualquier otro tipo de observaciones de interés, de acuerdo con el formato elaborado para el monitoreo de la especie en el Programa de Conservación elaborado para ésta (Anexo 1).

Para tener elementos que permitan reconstruir la tendencia de la población es conveniente estimar para cada evento de monitoreo el índice de abundancia relativa de la población (número de borregos observados/hora de vuelo), para lo cual se emplea el número total de borregos observados en el área muestreada y el total de horas efectivas de vuelo, desarrollando la siguiente formula:

$$Ar = [(\Sigma \eta_{♂A♀б♂J♀Φ})/ (\Sigma \text{horas de vuelo})]$$

Donde:

Ar: Abundancia relativa

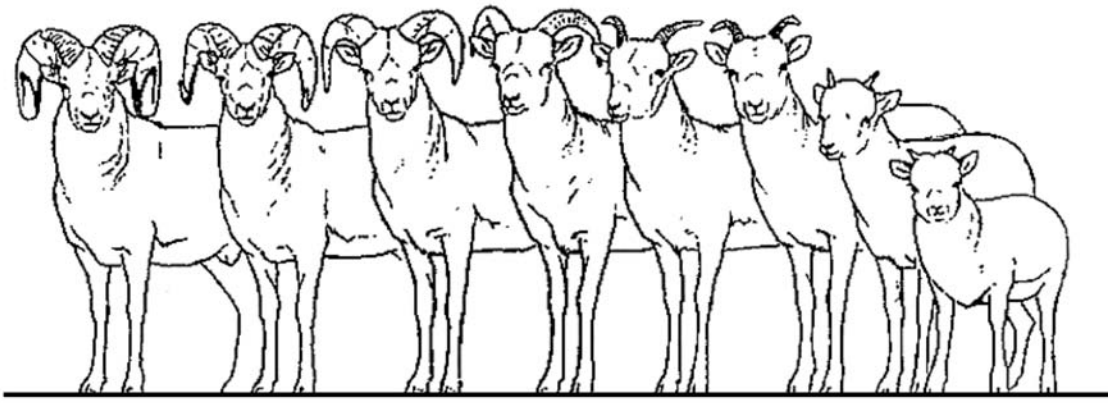
$\Sigma \eta_{♂A♀б♂J♀Φ}$: Sumatoria de ejemplares observados en el monitoreo (machos adultos identificados como clase I, II, III y IV, hembras adultas, crías, machos juveniles, hembras juveniles y no clasificados),

∑Horas de vuelo: Sumatoria de las horas efectivas empleadas para cubrir la totalidad del hábitat considerado como hábitat borreguero.

Mientras que para calcular, en forma estimativa, el tamaño de la población silvestre, se aplica la siguiente ecuación, de acuerdo con las modificaciones y sugerencias señaladas por Lee *et al*., (2007):

$$\eta = [(\Sigma \eta_{♂A♀б♂J♀Φ}) / (0.45 \text{ o } 0.30=]$$

Imagen 8. Categorías de sexo y edad en el borrego cimarrón (Geist, 1968)



Años de edad: 8-16 6-8 3-6 2-3 1.5 1.5 1.5 0.5

Donde:

η: Tamaño poblacional estimado,

$\Sigma\eta_{\male A \female 6 \male J \female \Phi}$: Sumatoria de ejemplares observados en el monitoreo (machos adultos identificados como clase I, II, III y V, hembras adultas, crías, machos juveniles, hembras juveniles, crías y no clasificados),

0.45: Proporción de la población observable para Sonora (Hervert, 1998).

0.30: Proporción de la población observable para Baja California Sur (Lee, com. pers.).

La estructura de la población se considera determinada por la proporción machos:hembras, hembras:crías y hembras:juveniles, de acuerdo al procedimiento descrito por Downing (1980), Remington y Welsh (1989) y Remington (1989).

Para la estimación de cosecha de la especie, se emplea el procedimiento establecido en Lee *et al.,* (2007), que permite llevar a cabo un aprovechamiento en condiciones de sustentabilidad, y que consiste en extraer algunos ejemplares sin afectar el mantenimiento natural del recurso y su potencial reproductivo en el largo plazo.

Para realizar dicha estimación de cosecha, se emplean las siguientes ecuaciones, una con un por-

Imagen 9. En la parte superior grupos de borregos detectados durante los monitoreos aéreos (foto izquierda dos hembras adultas y una cría; foto derecha dos machos clase III y 4 hembras adultas y una hembra juvenil). En la parte inferior, especies domésticas (rebaño de chivos) y ferales (burros) registradas dentro del hábitat del borrego cimarrón durante los sobrevuelos realizados. Fotos: Juan Manuel Segundo Galán

centaje de remoción de individuos menor que la otra:

$$\eta_{T1} = [(\Sigma\eta_{\male CI \male CII \male CIII \male CIV}) / (0.45 \text{ o } 0.30=)] \ (0.10)$$

Donde:

η_{T1}: Cosecha estimada de ejemplares machos de todas las clases de edad,

$\Sigma\eta_{\male CI \male CII \male CIII \male CIV}$: machos clase I; machos clase II; MCIII: machos clase III; MCIV: machos clase IV,

0.45: Tasa de observación para Sonora (Hervert et al., 1998),

0.30: Tasa de observación para Baja California Sur (Lee, com. pers.)

0.10: Porcentaje de cosecha (Lee, 2003).

$$\eta_{T2} = [(\Sigma\eta_{\male CIII \male CIV})/0.45 \text{ o } 0.30] \ (0.20)$$

Donde:

η_{T2}: Cosecha estimada de ejemplares machos clases III y IV,

$\Sigma\eta_{\male}CIII$, $_{\male}CIV$: Machos Clase III; Machos Clase IV,

0.45: Tasa de observación para Sonora (Hervert et al., 1998),

0.30: Tasa de observación para Baja California Sur (Lee com pers)

0.20: Porcentaje de cosecha (Lee, 2003).

Una vez realizados los cálculos descritos anteriormente, se debe tomar el valor más bajo obtenido entre ambas ecuaciones, redondeando la fracción al número entero inmediato inferior, esto es, si en la primera ecuación se obtiene el valor de 3.7 ejemplares para la cosecha y en la segunda 2.4 ejemplares, el número que se debe tomar es el 2.4 redondeándolo a 2, que al final es el número de ejemplares de borrego cimarrón potencialmente aprovechables bajo criterios de precaución a favor de la población silvestre, el cual se distribuirá entre las UMA que comparten la población del respectivo Sistema de Unidades de Manejo para la Conservación del borrego cimarrón (SUMA–OVIS), según se ha delimitado y referido por la Dirección General de Vida Silvestre de la SEMARNAT en Baja California Sur y Sonora, respectivamente (Semarnat-Gobierno de Sonora, 2006; Segundo, 2007).

Paralelamente, no debe olvidarse la colocación del taquete metálico en los trofeos de caza de borrego cimarrón, que ha permitido llevar a cabo el seguimiento de la población de manera anual a nivel estatal y de cada UMA en función de los trofeos de caza, debido a que se toman los datos del puntaje y edad de cada ejemplar cazado en las UMA, para su posterior análisis y reajuste en las autorizaciones de aprovechamiento de cada temporada (Segundo, 2003); esto, sumado a los resultados de los monitoreos aéreos y a los reportes de cacería que presentan las UMA en cada temporada, forma un conjunto de componentes importantes para el monitoreo de la población y la adecuada toma de decisiones hacia la administración y conservación del recurso que representa el borrego cimarrón.

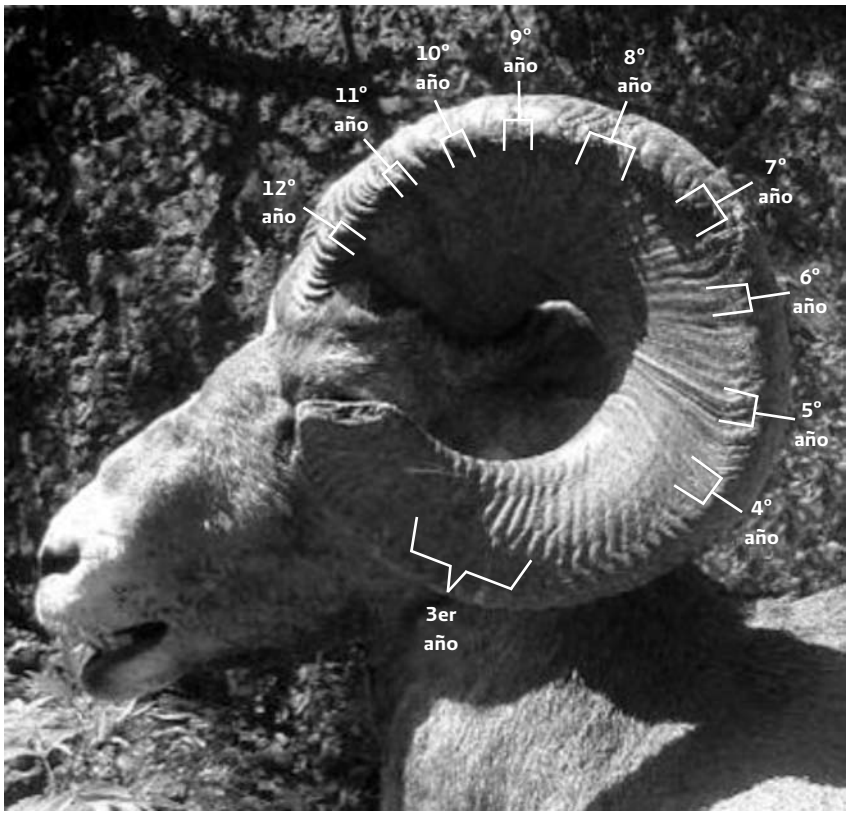
Para la estimación de la edad de los trofeos de caza de borrego cimarrón se emplea el método desarrollado por Hansen y Deming (1980), que se basa en la identificación y cuenta de los anillos de crecimiento en los cuernos (Imagen 10); con ello se ha logrado estimarla en animales cazados en condiciones silvestres en Baja California Sur y Sonora, para entre 15 y 18 años (Segundo, 2006, 2007, 2008).

En la imagen, se observa la estimación de la edad mediante la identificación y cuenta de los anillos de crecimiento en los cuernos, según el método desarrollado por Hansen y Deming (1980).

Para éste ejemplar se estimó una edad de 12 años aproximadamente (Segundo, 2008).

En el caso particular del puntaje, desde la temporada cinegética 2003–2004 se viene empleando como método estándar el sistema de medición del Safari Club Internacional, con la finalidad de contar con un solo criterio; anteriormente resultaba difícil la comparación entre las temporadas, dado que algunas UMA empleaban también el método Boone and Crockett (Segundo, 2003), que presenta ciertas diferencias. Es recomendable usar un solo método, para así poder reconstruir la tendencia del aprovechamiento en el mediano y largo plazo como ocurre, por ejem-

Imagen 10. Desarrollo de la cornamenta de un ejemplar macho de borrego cimarrón clase IV, de acuerdo con la clasificación establecida por Geist (1968). Foto: Juan Manuel Segundo Galán



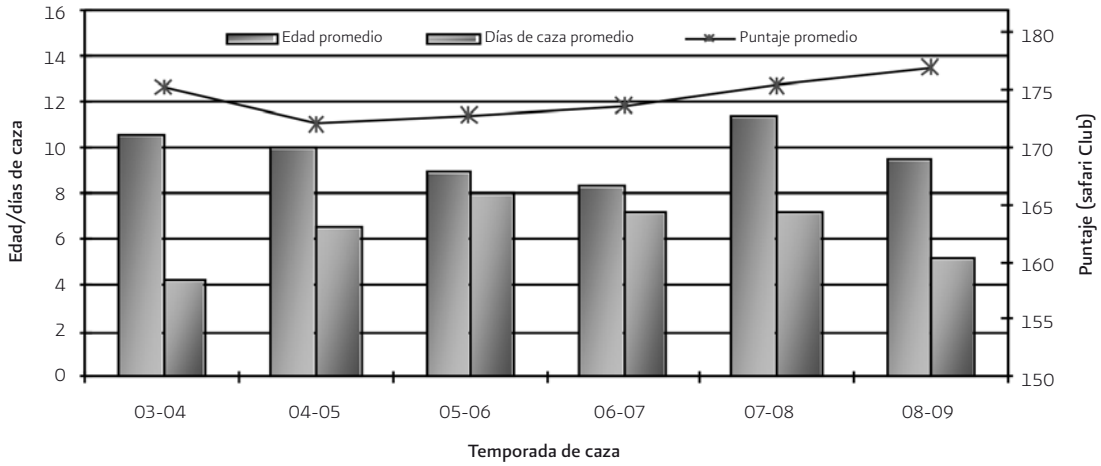
plo, en el seguimiento de la UMA Bienes Comunales Isla Tiburón. Además, para reducir la variación en las mediciones, el personal técnico de las autoridades competentes encargadas de esta acción deberá ser el mínimo posible, en algunos casos es una sola persona la que toma las medidas y en otros, como sucede en Baja California Sur, intervienen cuando mucho tres personas (Segundo, 2003). Con un número limitado de técnicos que miden, se obtiene mucha más precisión en los datos.

Así mismo, el tiempo efectivo empleado para realizar la cacería de un ejemplar es un aspecto que se considera para evaluar el impacto de la cosecha a nivel estatal y a una escala individual, es decir en cada UMA (Segundo, 2003). Esta información es proporcionada dentro de los informes de vida silvestre que presentan las UMA anualmente a la autoridad correspondiente, de acuerdo con la normatividad jurídica vigente en la materia, y que al igual que los dos parámetros anteriores, resulta sumamente importante para realizar las modificaciones o reajustes pertinentes, en la toma de decisiones para la conservación, manejo y aprovechamiento de la especie.

Acciones de conservación realizadas con el berrendo

Esta es una de las especies más antiguas de artiodáctilos del continente americano y uno de los últimos representantes de la familia Antilocapridae en Norteamérica (Imagen 11). Se reconocen cinco subespecies, tres de las cuales se encuentran en México: *A. a. mexicana, A. a sonoriensis* y *A. a peninsularis*. No obstante, en la actualidad existe una gran polémica sobre la validez de estas subespecies (Amor,

Figura 3. Tendencia de la edad, días de caza y puntaje de los borregos cazados en la UMA Bienes Comunales de Isla Tiburón, Sonora, México (Fuente: DGFF, 2010). De las piezas cazadas puede obtenerse información importante para la gestión de una población local-regional de especies de interés cinegético.



2000). Las poblaciones del berrendo, a diferencia de las del borrego cimarrón, han alcanzado niveles bajos muy críticos para toda Norteamérica; baste decir que para 1925, E. W. Nelson estimó la presencia de tan sólo 2,395 animales para México (Leopold, 1977). El reducido tamaño de sus poblaciones en nuestro país obligó a las autoridades a establecer un decreto de veda permanente (Villa-R, 1951); sin embargo, este decreto no impidió que sus poblaciones continuaran decreciendo como consecuencia de la caza furtiva y de los impactos negativos sobre el hábitat natural (por ejemplo, la expansión de la agricultura y la ganadería). Actualmente se estima una población de unos 1,500 ejemplares en estado silvestre para México, que presentan un patrón de aislamiento por fragmentación del hábitat formando pequeños grupos, no mayores de 25 o 40 berrendos en algunas áreas (Colchero, 2001). Su distribución original se ha reducido a unas cuantas poblaciones aisladas en los estados de Baja California Sur, Sonora y Chihuahua, las poblaciones mas relevantes se encuentran en Sonora y Chihuahua y se estiman entre los 450 y 500 berrendos, respectivamente (González-R, 1985; SEMARNAP, 2000; Sánchez-S. *et al*., 2006; Bright y Hervert, 2009). Esto indica el alto grado de fragmentación de las poblaciones silvestres y del grave riesgo de desaparición que presenta esta especie.

A diferencia del borrego cimarrón, el berrendo ha carecido de algún valor agregado que fomente el interés de los particulares para su manejo y conservación en las UMA, debido a la declaración de veda permanente y a la problemática administrativa y jurídica que implica el cambio de esta condición. Los esfuerzos de recuperación, iniciados cerca de 1980, han sido principalmente de iniciativas privadas y de organizaciones no gubernamentales (ONG). Sin embargo, cada uno de estos esfuerzos ha tenido objetivos específicos de acuerdo con los intereses particulares de cada proyecto, por lo que las técnicas y métodos de estudio han sido enfocados para cumplir con ellos, sin una estrategia general sólida y un programa de acciones definidas a corto, mediano y largo plazo. De manera reciente, la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (Conanp), ha realizado diversos esfuerzos para coordinar y establecer acciones concretas para la recuperación de esta especie en las áreas de distribución histórica, a través de el Programa de Conservación de Especies en Riesgo (PROCER), (Conanp, 2009).

Las acciones para recuperar al berrendo en México se han venido realizando mediante dos estrategias: el

Imagen 11. Grupo de berrendos observados dentro del área de distribución natural de la especie en el Desierto Sonorense, Sonora, México. Foto: Juan Manuel Segundo Galán.

manejo en cautiverio mediante la captura y crianza de recentales (es decir, de recién nacidos, para conservación *ex situ*) y mediante la reintroducción y reforzamiento en áreas con potencial para su recuperación en vida libre (conservación *in situ*).

Algunos de los primeros intentos para el rescate del berrendo ocurrieron en 1972, en San Luis Potosí, donde se introdujeron 52 berrendos (19 machos y 33 hembras) al rancho Guadalupe procedentes de Ratón, Nuevo México. Una vez introducidos, se intentó su reproducción a través de la crianza de recentales; sin embargo, el bajo número de individuos y la intensa depredación de las crías por coyotes, fueron algunos de los factores que terminaron con este esfuerzo (Sánchez-S. y Alcérreca, 1985). En 1997 se realizaron nuevos intentos, con esta misma técnica, para el programa de recuperación del berrendo peninsular en el Desierto del Vizcaíno en Baja California Sur y finalmente, en 2006, se muestran ya resultados alentadores, habiéndose alcanzado una población cautiva de aproximadamente 450 berrendos que, aunada a la población estimada en vida libre, suma un total de 600 berrendos (Conanp, 2009).

En los últimos años se ha comenzado a efectuar esta misma técnica de manejo de crianza en cautiverio en otras áreas del país como Zacatecas y Coahuila. En 2006 se logró la captura y traslado de 159 crías (76 machos y 86 hembras) con la participación del Gobierno de Zacatecas, el Departamento de Caza y Pesca de Wyoming (WGFD), la Dirección General de Vida Silvestre, la Reserva de la Biosfera del Vizcaíno y la asesoría del personal del Centro de Investigaciones

Biológicas del Noreste (CIBNOR). Asimismo se han realizado dos traslocaciones de crías al rancho El Bonito, en Coahuila, con el mismo objetivo de crianza en cautiverio; la primera se llevó a cabo en el 2005 con un total de 45 crías y la segunda en el 2006 con 54 crías (CONANP, 2009).

Por otra parte la Agrupación Sierra Madre (ASM) y Unidos para la Conservación (UPC), en colaboración con el Departamento de Caza y Pesca de Nuevo México y con el apoyo de la DGVS, realizaron dos reintroducciones de berrendo al Valle Colombia, Coahuila, con animales traídos desde Nuevo México; la primera ocurrió en 1996 (con 65 ejemplares) y la segunda en 1998 (con 85 ejemplares más). Estas reintroducciones dieron inicio a la recuperación de berrendo en el estado de Coahuila donde esta especie estaba prácticamente extinta (Valdés y Manterola, 2006). Sin embargo, la falta de recursos para dar continuidad a un programa de reforzamiento periódico para establecer e incrementar una población en vida libre, ha mantenido a este grupo en números muy bajos (entre 35 y 40 berrendos), por lo que, en el 2008 se reanudó el esfuerzo de recuperación del berrendo en Coahuila a través de translocaciones a vida libre. Por iniciativa de particulares y de ONG, se lograron establecer acuerdos por medio de un convenio de cooperación binacional entre las autoridades Mexicanas (Conanp) y el gobierno de Nuevo México, Estados Unidos, para la translocación de 300 berrendos en dos partidas, la primera en febrero de 2009 y la segunda en marzo de 2010. Los ejemplares se distribuyeron de manera equitativa en tres UMA para Coahuila: UMA San Rafael, en la región de valle Colombia; UMA Pilares, en Boquillas del Carmen; y la UMA Rincón de la Madera, en las proximidades de Cuatrociénegas.

Es claro que los esfuerzos de recuperación del berrendo en México, han sido esencialmente proyectos aislados. Sin embargo, de manera reciente la Conanp ha establecido el ya mencionado Programa de Conservación de Especies en Riesgo (PROCER), con el objetivo de encausar los esfuerzos individuales en una estrategia de recuperación nacional de especies como el berrendo, con metas a corto mediano y largo plazo.

El seguimiento de las poblaciones de berrendo

El estudio sobre la distribución y la tendencia poblacional resulta fundamental en el manejo y conservación de las especies silvestres, particularmente cuando se plantea una estrategia de recuperación de sus poblaciones. En el caso especifico del berrendo, a pesar de tener poblaciones reducidas y fragmentadas, con una distribución bien conocida (Treviño 1978, González-R. y Lafón, 1993; Castillo 1993; Sánchez-S. *et al*., 2006) las técnicas empleadas para la evaluación y el seguimiento de sus poblaciones han contado con criterios muy diferentes; varían las épocas del año, las dimensiones de la superficie muestreada y el esfuerzo de muestreo. Unificar estos criterios es fundamental para que los datos resulten comparables y permitan analizar, de manera objetiva, la tendencia de las poblaciones. Los datos sobre el tamaño de las poblaciones provienen de fuentes que han empleado diversos métodos (*i.e.* terrestres y aéreos) y esfuerzos de muestreo tan distintos (en superficie muestreada o época del año), que resultaría aventurado establecer un número de individuos como población mínima existente y más aun, referir alguna tendencia de sus poblaciones para nuestro país.

Un ejemplo claro se muestra en la variedad de técnicas (*i.e* terrestres y aéreas) y esfuerzo de muestreo (superficie muestreada), empleadas para el seguimiento de las poblaciones del berrendo sonorense. El numero total de berrendos registrados en 1988 fue de 16 y en 1997 se registro un total de 279 (Meléndez *et al*., 2006); asimismo, en 1998 se realizó un conteo aéreo en el área central de la distribución del berrendo, comprendida entre la carretera numero 8 de Sonoyta a Puerto Peñasco, al norte, y la Estación Sahuaro al sur, registrándose un total de 88 berrendos (INE-Semarnap, 2000). En contraste, algunos de los conteos más sólidos y confiables son los realizados en los últimos años por el Departamento de Caza y Pesca de Arizona (AG&FD) y el CEDES, que utilizaron la téc-

nica de trayecto en línea con una avioneta Cessna, en unidades o cuadrantes que ellos definieron previamente sobre un mapa y tratando de cubrir la mayor superficie de distribución potencial conocida para la especie (Bright y Hervert, 2009). Para la estimación de la densidad poblacional se utilizó el programa de cómputo Distance (Thomas *et al*., 2003), que se basa en las distancias estimadas de los avistamientos de individuos respecto al centro de un trayecto lineal. Durante estos monitoreos se registró un total de 486 berrendos en 74 grupos, La mayoría de los berrendos fueron localizados al este de la carretera ocho (433 berrendos) y únicamente 53 en la reserva de El Pinacate (Bright y Hervert, 2009).

Por otra parte, en Chihuahua el seguimiento de las poblaciones se ha realizado particularmente por recorridos terrestres y un levantamiento de encuestas con cazadores, agricultores y ganaderos en las áreas de distribución del berrendo, lo que permite inferir la existencia de una población minima de 214 berrendos (401 mediante las encuestas), con estos resultados obtuvo un promedio de 307 individuos (González-R y Lafón, 1993). Posteriormente se realizó un conteo aéreo empleando la técnica de trayecto en línea, en el cual se cubrió el área central de El Sueco-Ahumada y la región de la Perla Camargo, así se estimó una población mínima de 223 berrendos, con un máximo potencial de 318 (Azuara *et al*., 2000).

Estos resultados muestran que la falta de una técnica estandarizada, para el seguimiento de las poblaciones de berrendo, no permite establecer algún patrón o tendencia poblacional confiable para la especie, ni analizar las causas de sus fluctuaciones, identificar las amenazas y establecer áreas prioritarias para su conservación. La falta de una técnica de seguimiento estandarizada y de un diseño de programa que especifique la periodicidad y época del año más apropiadas para el seguimiento, con la definición de polígonos a muestrear de manera permanente, no ha permitido establecer claramente las prioridades para el diseño de una estrategia regional o estatal para la recuperación del berrendo en vida libre, particularmente en el estado de Chihuahua.

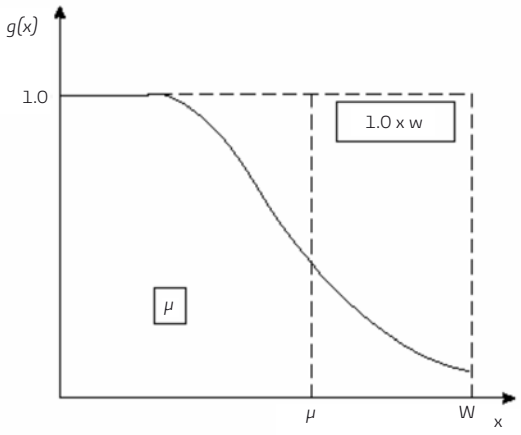
Técnicas para el seguimiento poblacional del berrendo

Como ya se ha mencionado, para la estimación de población del berrendo se han empleado métodos terrestres y aéreos. Las experiencias obtenidas sugieren utilizar la técnica de seguimiento aéreo, que ha resultado mucho más confiable, permite cubrir adecuadamente la mayor superficie de distribución conocida para el berrendo y mejora el esfuerzo de muestreo en áreas de menor densidad. Esta técnica hace uso de los criterios de transecto en línea (Anderson *et al*., 1979) y ha sido empleada con éxito en los monitoreos del berrendo sonorense (Bright y Hervert, 2006). Los vuelos se realizan utilizando una avioneta Cessna 182 con alas por arriba del fuselaje. Previamente se trazan cuadrantes en un mapa, para ubicar claramente el sitio y las dimensiones del área que se pretende evaluar, a fin de cubrir la mayor superficie posible de la distribución conocida. Se recomienda que la duración de los vuelos no sea mayor a un lapso máximo de dos horas diarias, comenzando al amanecer (6:30 AM, con la salida del sol) y terminando antes de las 9:00 AM. La dirección de los trayectos será siempre de norte a sur, utilizando así la luz del sol en ángulo agudo para aumentar la visibilidad de los objetos; los observadores mantienen la vista del lado contrario al sol (Colchero, 2001). Para la estimación de la densidad poblacional con los datos obtenidos, suelen utilizarse programas de cómputo basados en avistamientos en un trayecto lineal como el programa Distance (Thomas *et al*., 2003).

La técnica de transecto en línea ha sido utilizada ampliamente en el muestreo de diferentes grupos taxonómicos (por ejemplo aves, reptiles y mamíferos) y es parte de la teoría del muestreo basado en distancias (Santamaría, 2006). Esta técnica consiste en establecer una serie de líneas de muestreo al azar y de longitud conocida; se mide, en cada línea, la distancia desde ésta hasta cada uno de los objetos detectados. En la practica la suma de la longitud de los transectos (l_1, l_2, l_3 .... l_n) se denota como L (Santamaría, 2006).

La teoría asume que muchos de los animales no serán detectados y que la probabilidad de detección de los objetos disminuye al aumentar la distancia perpendicular del observador al objeto, esto se conoce como "función o curva de detección" (Figura 4). La curva de detección se representa como *g(x)* y se define como la probabilidad de detectar un objeto, dependiendo de la distancia perpendicular a la que se encuentre de la línea central del trayecto. Es decir, este principio, asume que los objetos sobre la línea tienen una probabilidad de detección de 1, g(0) = 1 por lo que son detectados con seguridad. La distancia de la línea al objeto detectado se mide de la siguiente manera: a) la distancia de detección perpendicular (x) se mide desde la línea hasta el animal detectado o la centro geométrico del grupo de animales, para el caso de detectarse grupos, como ocurre con los berrendos; o bien se mide la distancia radial *(r)* y el ángulo del observador al objeto detectado (Buckland *et al*., 1993).

Figura 4. La función de detección decrece al aumentar la distancia del animal detectado a la línea central del transecto. Figura tomada de Jiménez J. 2005



g(x) = Pr (objeto observado / x)

g(x) muestra la probabilidad de observación de un objeto que se encuentra a una distancia "x" de la línea.

registran parámetros poblacionales como la ubicación geográfica de los grupos de animales y las condiciones generales del hábitat donde se encuentran, lo que permite obtener datos sobre la proporción de machos y hembras, y la proporción de crías, a fin de analizar la distribución de los animales y las condiciones de la vegetación en el área de estudio (Imagen 12).

Supuestos teóricos del muestreo de distancias:

1) Los animales ubicados sobre la línea tienen una probabilidad de detección de 1, g(0) = 1.
2) Los individuos o grupos de individuos son detectados en su posición inicial, justo antes de que se muevan de su posición original de detección.
3) Las distancias y los ángulos al punto de detección desde la ubicación del observador son medidos con exactitud.

La fórmula más simple para estimar la densidad (D) a partir de las distancias perpendiculares utilizando el programa de cómputo Distance (Thomas *et al*., 2003) es:

$$D = n \times f(0) / 2L$$

Don*de:*

D = Densidad

n = Total de detecciones

L = Longitud total del transecto

f(0) = Es la función probabilística de densidad en (0) metros, es decir sobre la línea central del transecto.

El valor de *f(0)* requiere de un cálculo matemático adicional (Ojasti, 2000), sin embargo el programa estadístico Distance (Thomas *et al*., 2003) facilita el cálculo automático de este valor y algunos referentes estadísticos como el error estándar y la varianza. La densidad se puede estimar con este programa, con menor o mayor aproximación, dependiendo del número de observaciones obtenidas para la población de interés, pero se recomienda un mínimo de 60 a 80 observaciones para que sea confiable (Buckland *et al*.,

Imagen 12. Grupo de berrendos observados dentro del área de distribución natural de la especie en el Desierto Sonorense, Sonora, México. Foto: Juan Manuel Segundo Galán.

1993). Los datos básicos para alimentar el programa son: la longitud total del transecto y la distancia perpendicular de todas las observaciones, el procedimiento consiste en ajustar varias curvas teóricas de la función de detección g(x), con el propósito de escoger el modelo mas indicado.

Conceptos estratégicos de escala para la conservación de estas especies

Una de las primeras preguntas que tendríamos que hacernos para evaluar si la escala o superficie de un predio constituido como Unidad de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre (UMA), ¿es suficiente para mantener una población silvestre con un tamaño y distribución adecuada que garantice la viabilidad de la especie a largo plazo?; es decir ¿presentan todos los recursos que necesitan las especies de vida silvestre para cubrir sus requerimientos biológicos y ecológicos (Sánchez, en esta misma publicación). Este tipo de consideraciones son especialmente relevantes para especies que realizan grandes y frecuentes desplazamientos, como ocurre en el caso de los berrendos.

El borrego cimarrón al igual que el berrendo, son especies que se caracterizan por presentar grandes desplazamientos diarios, estacionales y anuales; que se encuentran íntimamente relacionados con la cantidad de lluvias que reciben las áreas donde se distribuyen dichas

especies y que, a su vez, están ligadas con la producción de forraje en los ambientes áridos (Beatley, 1969; Noy-Meir, 1973; Goldberg y Turner; 1986; Marshal *et al*., 2005). Esto influye en los movimientos y la dispersión, por la búsqueda de alimento, así como también hay aspectos demográficos intrínsecos de las especies que determinan sus desplazamientos (McKinney *et al*., 2001; McKinney *et al*., 2006; Cain *et al*., 2007; Berder y Weisenberger, 2005). Por esta razón, éstas especies requieren grandes áreas para su mantenimiento y sobrevivencia, sitios específicos para la crianza, cobertura vegetal adecuada o pendientes escarpadas compatibles con su modo de vida, áreas de descanso y alimentación (Lee y Saavedra, 1993; Poiani y Richter, 1999).

De este modo, los límites de las UMA resultan insuficientes para mantener sus poblaciones viables en el largo plazo, debido a que en muchas ocasiones la escala de predio no presenta la heterogeneidad ambiental que requieren estas especies. Por ello, las estrategias de conservación y manejo más adecuadas para dichas especies tienen que plantearse a una escala de paisaje mayor o región, como ahora ya se tiene planteado para el borrego cimarrón.

Los ajustes realizados para el manejo de las poblaciones silvestres del borrego cimarrón son un ejemplo, claro, de la necesidad de establecer unidades geográficas naturales que permitan evaluar la tendencia de sus poblaciones y comprender mejor su dinámica (por ejemplo dispersión, natalidad). La escala regional permite identificar zonas de alta y baja densidad, de acuerdo con la calidad de hábitat natural de cada región, implementar las medidas pertinentes para su continuidad a largo plazo y mantener la funcionalidad del ecosistema de manera integral.

Por otra parte, el berrendo es una especie que muestra mayores desplazamientos entre los artiodáctilos; en Sonora se tiene registrado un ámbito hogareño promedio de 167.30 km^2, con valores mínimos de 39.87 km^2 y máximos de 355.93 km^2 (López-Saavedra y Paredes-Aguilar, 2000). Esta amplitud obedece principalmente a sus hábitos de alimentación, comparativamente restrictivos, que los obligan a efectuar mayores desplazamientos en búsqueda de este recurso. Sin embargo, las estrategias de conservación se han realizado generalmente en áreas puntuales, debido a las diferentes limitantes normativas y poblacionales actuales que presenta la especie, lo que ha diluido los esfuerzos de conservación y recuperación que se efectúan sobre ella.

Es por esto que resulta esencial establecer mecanismos y estrategias de conservación y manejo que incorporen un enfoque de aprovechamiento sustentable del recurso en una escala regional o de paisaje, para conservar la heterogeneidad ambiental y la continuidad del hábitat requerido por esta especie para satisfacer sus necesidades biológicas y ecológicas. Esto, además, permitirá diseñar y establecer un programa de monitoreo regional con estándares comunes, que facilite la evaluación de los cambios en las poblaciones y los factores que los ocasionan.

Es claro que para el caso del borrego cimarrón existen avances sustanciales para su conservación en el largo plazo, sobre todo porque es una especie que presenta un valor de uso para los dueños y propietarios de las tierras donde se distribuye. Esto no ocurre así para el berrendo, caso en el que, para lograr la recuperación de sus poblaciones en vida libre, se presentan grandes retos que incluyen una conjunción de factores ecológicos, sociales y económicos, los cuales tendrían que atenderse al menos a dos escalas, regional y local. La escala local puede definirse como la superficie de un predio determinado con límites administrativos fijos y donde se realizarían acciones de conservación y manejo de manera concreta, esto es, la operación de Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre; mientras que la escala regional podría definirse como un área constituida por un conjunto de UMA que operan dentro del área de distribución natural de la especie, y que integra suficiente espacio y heterogeneidad ambiental para mantener poblaciones silvestres viables.

Las amenazas para la recuperación de las especies

La degradación de los ecosistemas desérticos por las actividades agropecuarias, la minería y en general los cambios de uso de suelo, representan una gran amenaza. No

sólo para estas dos especies, sino para muchas otras de distribución más restringida y que, en muchos casos, son endémicas o microendémicas dentro de las zonas áridas y cuya pérdida es irreversible. Los procesos que promueven el avance de especies invasoras de plantas y animales exóticos que modifican la composición y estructura de la vegetación original, dan como resultando el deterioro de la calidad del hábitat, pues desplazan a especies de plantas nativas mucho más apetecibles y nutritivas para el berrendo y el borrego cimarrón.

Por otra parte, las regiones desérticas, se caracterizan por presentar precipitaciones muy bajas y sequías prolongadas, por lo que el berrendo y borrego cimarrón sufren una alta inseguridad alimentaría, que en años más secos o en situaciones de alteración los obliga a desplazarse más de lo normal para satisfacer sus requerimientos. De acuerdo con Segundo (*en prensa*), las modificaciones de hábitat que se presentan en algunas zonas borregueras en el estado de Sonora, por las obras de infraestructura que se vienen desarrollando como parte del proyecto de la escalera náutica, han ocasionado que los borregos realicen desplazamientos mucho más distantes de los que tradicionalmente efectuaba la especie, en busca de otras áreas con menos disturbios, quedando los borregos expuestos a depredadores y posibles enfermedades según DeForge, *et al*., (1979), Sausman (1984), Fitzsimmons *et al*., (1995), Bunch *et al*., (1999), Gross *et al*., (2000), Berder y Weisenberger (2005), DeCesare y Pletscher (2006). Un factor de amenaza adicional es la cacería furtiva.

El berrendo atraviesa una situación similar, debido a que efectúa grandes desplazamientos en busca de mejores condiciones de alimento, de sitios adecuados para la reproducción y la crianza. Esta necesidad se ha incrementado y se ha dificultado su satisfacción derivado del problema de la fragmentación del hábitat, ocasionado por las diversas actividades humanas (*e.g.* agricultura, ganadería, carreteras), lo que representa una gran amenaza y también incrementa la caza furtiva.

El impacto negativo que ha sufrido cada uno de los tipos de hábitat de estas especies, es un factor importante en las posibilidades reales para la recuperación de sus poblaciones en áreas de su distribución histórica. Es altamente probable que los pastizales donde habita el berrendo, hayan presentado mayor impacto por las actividades humanas que las sierras donde se distribuye el borrego cimarrón.

El éxito de la recuperación o estabilidad de las poblaciones de borrego cimarrón, se ha visto favorecido por el valor económico que presenta la especie, que ha promovido su conservación mediante la implementación de las acciones de manejo y vigilancia implementadas por las UMA, reduciéndose así las amenazas a nivel local y promoviéndose el establecimiento de programas de seguimiento a escala regional con metas a mediano y largo plazo, para los estados de Sonora y Baja California Sur. La historia ha sido muy distinta para el berrendo debido al bajo interés que muestran los dueños de los predios y los escasos esfuerzos individuales que realizan algunas UMA, pues esta especie no les representa un beneficio económico tangible. Sin embargo en la ultima década el programa de recuperación del berrendo en el Desierto del Vizcaíno ha promovido la participación de distintos sectores de la sociedad e instituciones gubernamentales en favor de la recuperación de esta especie (Conanp, 2009).

Las áreas montañosas de las zonas áridas presentan un menor impacto, comparadas con los pastizales, gracias a que su topografía y las características del suelo no permiten el desarrollo de muchas de las actividades humanas a diferencia de los pastizales, pero el desarrollo de la ganadería (bovinos, caprinos), la introducción de especies exóticas como el borrego Aoudad (*Ammotragus lervia*), especies domésticas asilvestradas (entre otras, burros), y la cacería furtiva, han sido factores determinantes para la disminución de las poblaciones de borrego cimarrón en México, tanto que lo ha llevado a su desaparición en los estados de Chihuahua y Coahuila (Espinosa *et al*., 2007). Por suerte, en otras áreas del norte de México sus poblaciones persisten.

Los pastizales silvestres son uno de los ecosistemas mas amenazados por diversos factores, como la actividad ganadera, la agricultura, la sobreexplotación de mantos acuíferos y el desarrollo comunitario, todo ello

aunado a prolongadas sequías que han acelerado los procesos de desertificación y han promovido el cambio en los tipos de vegetación o la pérdida de suelos fértiles. Y por si fuera poco, se ha agregado, la situación de la introducción de especies exóticas invasoras como el zacate buffel africano (*Pennisetum ciliare*), mismo que está invadiendo rápidamente los matorrales xerófilos de Sonora y Baja California, modificando drásticamente el hábitat de muchas especies nativas (Ezcurra *et al*., 1987).

Discusión y recomendaciones

El manejo de las poblaciones silvestres requiere de información sólida que permita establecer criterios para su aprovechamiento, así como para establecer estrategias de conservación o recuperación de especies que se encuentran en alguna categoría de riesgo, por lo que resulta primordial implementar programas específicos de seguimiento que den información sobre las condiciones del hábitat, de los cambios en una población y las posibles amenazas en áreas o regiones especificas. Un programa de seguimiento bien diseñado debe permitir el establecimiento de estrategias de manejo a escala regional, incluyendo así una mayor heterogeneidad de ambientes, un requerimiento básico para especies de amplia distribución y grandes desplazamientos como el borrego cimarrón y el berrendo; debe incluir la posibilidad de identificar áreas de alta y baja densidad, las amenazas potenciales y establecer áreas prioritarias para su conservación, y debe ser la base para implementar acciones para su recuperación en aquellas áreas de mayor riesgo.

El programa de manejo y aprovechamiento sustentable a través de UMA puede resultar una estrategia de conservación muy importante, debido a que se pueden crear corredores biológicos que permitan la conectividad entre áreas o parches de hábitat aislado fuera de las Áreas Naturales Protegidas, además de proteger a otras especies de menor tamaño que habiten dentro del hábitat de las especies de interés, y brindar alternativas económicas viables para las comunidades rurales, como ha venido ocurriendo con el borrego cimarrón en los estados de Sonora y Baja California Sur, donde sus poblaciones se han mantenido estables y en algunos casos se han incrementado bajo un esquema de aprovechamiento sostenido. El caso extremo en sentido contrario parece ocurrir en el Estado de Baja California, donde no se permite el aprovechamiento y existen indicios de la realización de caza furtiva, además de no contarse con información sólida que permita conocer el estado en que se encuentran las poblaciones silvestres y, mucho menos, establecer un estrategia de manejo para la especie en esa entidad.

El grado de fragmentación que presentan las poblaciones de berrendo requiere un manejo y atención especial para algunas poblaciones aisladas como es el caso de la región de la Perla Camargo en Chihuahua. Ésta ha mantenido una población entre 30 y 45 ejemplares y es la población silvestre mas sureña dentro del ámbito de distribución reciente de la especie; se ha mantenido aislada unos 200 km de las poblaciones más próximas (la de Coyame). Asimismo, existen pequeñas poblaciones en la Región de Casas Grandes y Janos que presentan aislamiento debido a la presencia de la autopista Chihuahua-Ciudad Juárez y, más al norte, la reciente construcción del muro fronterizo. De no realizarse algún programa de traslado de individuos que permita reforzar estas poblaciones e inducir un incremento del flujo genético, para así aumentar su variabilidad, se corre el riesgo de perder la especie a nivel local y, eventualmente, hasta en esas regiones (Valdés y Manterola, 2006).

Asimismo se ha demostrado, para varias especies silvestres, que su conservación está ligada con el impacto económico positivo que pueda tener para el propietario o dueño de la tierra donde se distribuyen. En función de esto sería conveniente valorar la posibilidad de establecer una estrategia de conservación vía aprovechamiento sustentable para el berrendo en México, coadyuvando de esta forma con los esfuerzos realizados, hasta ahora de manera aislada. Esto requiere un enfoque diferente y mayor interés de las autoridades para la conservación de la especie, pues hasta el momento se ha observado que los mecanismos prohibi-

tivos, establecidos para varias especies silvestres que no cuentan con las estrategias de manejo, vigilancia y financieros reales, no logran contribuir a la protección y conservación efectivas; más aún, bajo el esquema actual los berrendos se convierten en valiosos e ilícitos trofeos para personas extravagantes, capaces de pagar una fortuna por la obtención de una pieza.

Recomendaciones para el diagnóstico y evaluación de la gestión de estas especies y su hábitat, en el marco de las UMA

En términos generales, varias estrategias de conservación se han encauzado hacia especies de vida silvestre con interés cinegético, con valor económico o estético y, en algunos casos, hacia especies clave en los ecosistemas. Esta visión ha promovido acciones encaminadas a favorecer el incremento de estas especies, modificando el hábitat en beneficio de ellas y probablemente en perjuicio de otras. Afortunadamente, el objetivo de la biología de la conservación es el mantenimiento de las comunidades ecológicas, de manera que se mantengan las fuerzas evolutivas y la funcionalidad de los ecosistemas, contemplando las actividades y acciones del hombre como un elemento más de estas fuerzas (Revilla E. 1998); este concepto debiera guiar acciones futuras de conservación.

El esquema de UMA presenta algunas complicaciones para el manejo de varias especies como hemos visto, incluyendo al borrego cimarrón y al berrendo (además de las aves acuáticas migratorias y grandes depredadores que requieren escalas geográficas mayores para comprender su dinámica poblacional y efectuar estimaciones de cosecha adecuadas). La falta de capacitación en técnicas de seguimiento adecuadas para estimar las poblaciones en diferentes ambientes y el desconocimiento en muchos de los casos sobre las dimensiones de superficie que requiere una especie para mantener poblaciones viables, han llevado a estimaciones erróneas, que pueden tener consecuencias no deseables, especialmente cuando se ejerce su cosecha.

Es por esto, que a través del análisis de las estrategias de conservación que se han presentado en este capitulo, nos permitimos proponer las siguientes sugerencias para mejorar el manejo de vida silvestre en bajo el esquema de UMA, con referencia particular al borrego cimarrón y al berrendo, pero con posibilidad de adaptación a otras especies:

1. Estandarizar las técnicas y métodos de monitoreo que permitan evaluar las tendencias poblacionales de especies que, como el berrendo y el borrego cimarrón, presentan grandes desplazamientos o patrones definidos de migración regional.
2. La conservación y manejo de varias especies de vida silvestre debería enfocarse a una escala o unidad geográfica natural superior a las UMA (por ejemplo conjuntos de UMA en una región), coordinando los esfuerzos y actividades de cada sitio o UMA.
3. El monitoreo del hábitat es fundamental para el manejo de la fauna silvestre, y la estructura y composición de las comunidades vegetales resultan críticas para las especies silvestres nativas que dependen de ciertas plantas suculentas, como ocurre con el berrendo y el borrego cimarrón. Debe darse énfasis al monitoreo del hábitat y a su rehabilitación donde sea necesario, para mantener la heterogeneidad de ambientes que dichas especies requieren para su supervivencia y para sostener poblaciones a largo plazo
4. En las unidades regionales será necesario establecer un programa de monitoreo del hábitat, por ejemplo mediante la evaluación del paisaje, la vegetación y/o especies clave, que provean indicadores de perturbación y que permitan evaluar formas de disminuir las amenazas.
5. Establecer, con la mayor objetividad posible, las regiones de alta y baja densidad poblacional de acuerdo con las características ecológicas de cada región; esto permitirá establecer claramente las ne-

cesidades o programas de reintroducción o repoblación en vida libre de estas especies, partiendo del principio que cada área puede tener particularidades distintas.

6. Evitar la construcción de cercos impermeables, es decir, que impidan el libre movimiento de las especies silvestres. Deben facilitarse la conectividad de las poblaciones, el intercambio genético y los movimientos diarios, estacionales o anuales que sean necesarios para satisfacer sus requerimientos.
7. Evaluar la problemática que pueden representar los depredadores, en casos específicos de reintroducción o reforzamiento de poblaciones de interés especial.
8. Con algunas especies de vida silvestre, resultará importante evaluar la variabilidad genética de la población, sobre todo cuando se trata de especies en las cuales existe interés en la repoblación o reintroducción. Esto se ejemplifica con el caso de la población de borrego cimarrón de Isla Tiburón, debido a que estos animales provienen de un grupo original muy reducido, y no se ha realizado ningún intercambio desde que fueron introducidos a la isla. Además esta población ha sido empleada como pie de cría que ha abastecido a más de 24 criaderos intensivos en el estado de Sonora, así como algunos criaderos establecidos en Coahuila, Chihuahua y Nuevo León, lo cual, resalta la importancia de su valoración genética, para tener mejor idea de los efectos que puede causar la repoblación con ejemplares de este sitio.
9. Promover la participación de los diferentes actores de la sociedad, propietarios de la tierra, UMA, ONG y entidades de gobierno, para la ejecución de programas de conservación regionales y estatales de fauna silvestre nativa en vida libre, en particular de aquellas especies consideradas en alguna categoría de riesgo como el berrendo y el borrego cimarrón.
10. Implementar una campaña de difusión y educación ambiental orientada a los diferentes sectores de la sociedad, particularmente en aquellas áreas donde estas especies existen o existieron, con el propósito de recuperar la memoria colectiva de la comunidad, referente a la importancia de la conservación de los recursos naturales y los beneficios que éstos generan, en particular estas dos especies.

Reconocimientos

Deseamos reconocer ampliamente las observaciones del cuerpo de revisores editoriales de la obra. En particular agradecemos las sugerencias de Ó. Sánchez y de P. Zamorano, que permitieron afinar el contenido de esta contribución.

Literatura citada

Alaniz-García, J., Lee, M. R. 2001. Muestreo poblacional de borrego cimarrón en Baja California, México. Memorias del XV Congreso de Mastozoología, Yucatán, México., pp. 35–40.

Alaniz-García, J., Lee, M. R. 2001. Muestreo poblacional de borrego cimarrón en Baja California, México. *Desert Bighorn Council Transactions*. 45 (2001): 138–149.

Álvarez-Romero, J. y R. A. Medellín. 2005. *Ovis canadensis* en Vertebrados superiores exóticos en México: diversidad, distribución y efectos potenciales. Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos SNIB-CONABIO. Proyecto U020. México. D. F.

Amor Conde, D. 2002. Filogenia y estructura genética del berrendo (*Antilocapra americana*), e implicaciones para su conservación. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D. F., México, 95 pp.

Anderson D. R., J. L. Laake, B. R. Cairn y K. P. Burnham. 1979. Guidelines for Line Transect Sampling of biological populations. *Joural Wildlife Management*. 43:70-78.

Aranda, M. 2000. Huellas y otros rastros de los mamíferos grandes y medianos de México. Co-edición entre el Instituto de Ecología A. C. y la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONOBIO). México.

Azuara, D., R. Medellín, C. Manterola y M. Valdés. 2000. Pronghorn Populations in Chihuahua,

Estimated by Aerial Surveys. Pp. 95-105. *19th Pronghorn Workshop*, La Paz BCS, México. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste.

Bright, J. L. y J. J. Hervert. 2006. Sonoran pronghorn 2004. Mexico aerial survey summary. Nongame and Endangered Wildlife Program Technical Report 241. Arizona Game and Fish Department, Phoenix, Arizona.

Bright, J. L., J. J. Hervert y M. C. Melendez Torres. 2009. Sonoran pronghorn 2006 and 2007 Mexico aerial surveys and captures summary. Nongame and Endangered Wildlife Program Technical Report 259. Arizona Game and Fish Department, Phoenix, Arizona.

Buckland, S. T., D. R. Anderson, K. H. Burnham y J. L. Laake. 1993. Distance Sampling. Estimating abundance of biological populations. Chapman and Hall, Londres, Reino Unido.

Castillo, S. C. 1993. Informe técnico y programa de manejo para el Estrategias de recuperación del berrendo sonorense (*Antilocapra americana sonoriensis*) en Sonora, México. Informe Técnico. Centro Ecológico de Sonora. 70.

Colchero, F. 2001. Análisis de la Distribución del Berrendo (*Antilocapra americana*) en México. Tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias. UNAM. México, D. F., México. 99 pp.

Colchero, F., M. Valdés, J. González, A. Espinosa, y C. Manterola. Habitat availability for bighorn sheep in Mexico: recovering the species' historical range. E*n prep.*

Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (Conanp). 2009. Programa de Acciones para la Conservación de la Especie : Berrendo (*Antilocapra americana*). Semarnat. México. D. F., México, 85 pp.

Comisión de Áreas Naturales Protegidas (Conanp), 2010. Que Hacemos. Página Web consultada el 20.03.2010: http://www.conanp.gob.mx/que_hacemos.

Delorme, J., Jiménez, S. L., Ostermann, S. D., Barrett, E. M., Valdez, R. y Hernández, C. C., 1997. Translocation and population modeling of weems desert bighorn in Baja California Sur, Mexico. *Desert Bighorn Council Transactions*. 41 (1997): 44–50.

Diario Oficial de la Federación, 2002. Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-2001, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. Segunda Sección, 06.03.2002, pp. 1 – 85.

Dirección General de Vida Silvestre (DGVS). 2004. Minuta de la mesa de trabajo para la conservación, manejo y aprovechamiento del borrego cimarrón (*Ovis canadensis*) en el estado de Baja California Sur y Sonora. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), México.

Espinosa-T. A., A. V. Sandoval, M. Garcia-A y A. J. Contreras-B. 2007. Evaluation of historical desert Bighorn sheep habitat in Coahuila, Mexico. *Desert Bighorn Council Transactions*: 49:30-39.

Ezcurra, E., M. Equihua y J. López Portillo. 1987. The Desert vegetation of El Pinacate, Sonora, Mexico. *Vegetatio*, 71:49-60.

Frankel, O. H. y M. E. Soulé. 1981. Conservation and Evolution, Cambridge University Press. Cambridge, UK, 327 pp.

Geist, V. 1968. On delayed social and physical maduration in mountain sheep. *Canada Society of Zoology,* 46:899-904.

Geist, V. 1968. On the interrelation of external appearance, social behaviour, and social structure of mountain sheep. *Zeit. Tierpsychol.,* 25:119-215.

González-Romero, A. 1985. Reporte del Proyecto Recuperación de Especies en Peligro de Extinción. Instituto de Ecología, A. C. y Dirección General de Flora y Fauna Silvestre (Sedue) México D. F.

González-Romero, A. y A. Lafón Terrazas. 1993. Distribución y estado actual del berrendo (*Antilocapra americana*) en México. Pp. 409-420 y 464. En: Avances en el estudio de los mamíferos de México. (R.A. Medellín y G. Ceballos, eds). Asociación Mexicana de Mastozoología, A. C. México.

Guerrero-Cárdenas, I., Z. I. Tovar y S. Álvarez-Cárdenas. 2003. Factores que afectan la distribución espacial del borrego cimarrón (*Ovis canadensis weemsi*) en la Sierra del Mechudo, B.C.S., México. Anales del

Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Serie Zoología 74(1):83-98.

Hansen, C. G. y O. V. Deming. 1980. Growth and develpment. Pp 152–171 en *The Desert Bighorn: Its life history, ecology and management* (Monson, G. Y Summer, L. Eds). The University Arizona Press, Tucson, USA.

Hervert, J. J., R. S. Henry, M. T. Brown y R. L. Kearns. 1998. Sighting rates of bighorn sheep during helicopter surveys on the Kofa National Wildlife Refuge, Arizona. *Desert Bighorn Counsil Transaction*. 42(1998):11–26.

Jett, J. E. 1969. Helicopter surveys of the desert bighorn in northwestern Arizona. *Desert Bighorn Counsil Transaction*. 13(1969):48–54.

Jiménez, J. 2005. El Ciervo (*Cervus elaphus*) En la zona oriental del Parque Nacional de Cabañeros, Invierno 2004–2005, 19 pp. Disponible en línea en la URL: *reddeparquesnacionales.mma.es/parques/.../cab_ciervo_0405 pdf.*

Jiménez, S. L., C. C. Hernández, J. DeForge, y R. Valdez. 1996. Desert bighorn sheep recovery project in Baja California Sur, Mexico. *Desert Bighorn Council Transactions,* 40 (1996):8–12.

Jiménez, S. L., C. C. Hernández, J. DeForge y R. Valdez. 1997. Update of the conservation plan for Weems desert bighorn on Carmen Island, Baja California Sur, Mexico. *Desert Bighorn Council Transactions*. 41 (1997):44–50.

Lee, M. R., 2003. A 10-Year view of wild sheep management in Sonora, Mexico. *Desert Bighorn Council Transactions*, 47(2003):43–46.

Lee, M. R., 2003. A review of recent wild sheep surveys in Baja California Sur, Mexico. *Desert Bighorn Council Transactions,* 47(2003):47–52.

Lee, M. R., 2007. Resultados del monitoreo aéreo para el borrego cimarrón en la Unidad de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre (UMA) "Bienes Comunales Isla Tiburón". Reporte no publicado.

Lee, R. M., R. A. Medellin, R. E. Rominger, M. J. González, T. A. Espinoza, J. M. Segundo, C. Manterola y Piña, y F. M. Colchero. 2007. Borrego Cimarrón (*Ovis canadensis*). Pp 222–238 en *Talleres sobre conservación y uso sustentable de aves y mamíferos silvestres, en relación con las Unidades de Conservación y Manejo de Vida Silvestre (UMA) en México*. INE-SEMARNAT-UPC. México D. F.

Lee, R. y E. López. 1993. Helicopter Survey of desert bighorn sheep in Sonora, México. *Desert Bighorn Council Transactions,* 37(1993):29–32.

Lee, R. y E. López. 1994. A second helicopter survey of Sonora, México. *Desert Bighorn Council Transactions,* 38(1994):12–13.

Lee, R. y E. López. 1996. Resultados del censo de borrego cimarrón en Sonora. Instituto del Medio Ambiente y el Desarrollo Sustentable del Estado de Sonora (IMADES). Reporte no publicado.

Lee, R. y E. Mellink. 1995. Status of Bighorn Sheep in México. *Desert Bighorn Council Transactions,* 39(1995):35–39.

Lee, R., 1998. Desert bighorn sheep. *The Wild Sheep Journal*, FNAWS. 1998:50–56.

Lee, R., J. Hervert, M. Hawke y R. Kearns. 1992. An Analysis of Bighorn Sheep Surveys Conducted in Arizona. *36th Annual Desert Bighorn Council Meeting Reports*. Arizona. USA.

Leslie, D. M., Jr. y Douglas, C. L., 1979. Desert Bighorn sheep of the River Montains Nevada. *Wildlife Monographs*, 66:3–56.

Leopold, A.S. 1977. *Fauna Silvestre de México*. Instituto Mexicano de Recursos Naturales Renovables. México. Pp. 588-600.

López S. E., R. M. Lee, J. C. DeVos, R. E. Schweinsburg y G. L. Salazar. 1999. Relación Uso- Disponibilidad de componentes topográficos y un modelo de calidad de hábitat para el Borrego cimarrón en Sonora México. *Acta Zoologica Mexicana* (n.s.) 76:17-34.

López–Saavedra, E. E. y R. Paredes Aguilar. 2000. Evaluación del ámbito hogareño y calidad de hábitat del borrego cimarrón (*Ovis canadensis mexicana*), berrendo sonorense (*Antilocapra americana sonoriensis*) y puma (*Felis concolor*) en la Reserva de la Biosfera El Pinacate y Gran Desierto de Altar. Instituto de Medio Amiente y Desarrollo Sustentable del Estado de Sonora. Informe Final SNIB–CONABIO, Proyecto No. L112, México, Distrito Federal

McCarty, C. W. y J. A. Bailey. 1994. Habitat requirements of desert bighor sheep. Special Report Number 69, Colorado Division of Wildlife / Terrestrial Wildlife Research.

McQuivey, R. P., 1978. Bighorn sheep status report from Nevada. *Desert Bighorn Council Transactions,* 22(1978):2–4.

Meléndez, C. 2006. Sonora Pronghorn, 2006 Survey and Captures in México. Preliminary Summary. Informe preliminar del Arizona Game and Fish Department – CEDES, para SEMARNAT. Comisión de Ecología y Desarrollo Sustentable del Estado de Sonora (CEDES). 14 de febrero, 2006.

Meléndez C.; R. Paredes y M. Valdés. 2006. Poblaciones del Berrendo en Sonora. Pp.71-82. (En) El Berrendo en México, Acciones de Conservación 2006. (Valdés M., E. de La Cruz, E. Peters y E. Pallares, compiladores). INE-SEMARNAT, México.

Montana Fish, Wildlife and Parks. 2009. Montana Bighorn Sheep Conservation Strategy. Montana Department of Fish, Wildlife and Parks, Wildlife Division, 319 pp.

Montoya, B. y Gates, G., 1975. Bighorn capture and transplant in Mexico. *Desert Bighorn Council Transactions,* 19(1975):28–32.

Navarro, J. 2004. Introducción al diseño y análisis del muestreo en poblaciones finitas. Pp 19–69 en *Técnicas de muestreo para manejadores de recursos naturales*. (Bautista, Z. F., Delfín, G. H., Palacio, P. J. L., Delgado, C. M del C. Ed). UNAM, UAdY, CONACYT, INE.

Norton–Griffiths, M. 1978. Counting animals. African Wildlife Leadership Found. Handbook No. 1: 65-82.

Ojasti, J. y F. Dallmeier (editores). 2000. *Manejo de Fauna Silvestre Neotropical*. SI/MAB. Series # 5. Smithsonian Institution/MAB. Biodiversity Program, Washington D.C. 304 pp.

Pezoa, A. 2001. Estrategia de la Conservación de la Diversidad Biológica. 18:273-280. (en) Libro Rojo de la Fauna Nativa y de los Sitios Prioritarios para su Conservación, Región de Coquimbo (F. A. Squeo, G. Arancio y J. R. Gutierrez edi.). Universidad de La Serena. La Serena, Chile.

Poiani, K. y B. Richer. 1999. Paisajes funcionales y conservación de la biodiversidad. Documentos de Trabajo para la Ciencia de la Conservación. N° 1. *The Nature Conservancy (TNC*). Herndon, VA, 11 pp.

Quiñónez, L. G. y M. Rodríguez. 1979. Isla Tiburón -Refugio de Fauna Silvestre Situado en el Golfo de California – (Revista) *Bosques y Fauna*. 27-38. México.

Rabinovich, I. E. 1980. Introducción a la ecología de poblaciones animales. Compañía Editorial Continental, S. A., México.

Remington, R. y G. Welsh. 1989. Surveying bighorn sheep. Pp 63–81 en *The desert bighorn sheep in Arizona* (Lee, R. M., Ed). Arizona Game and Fish Department, USA.

Remington, R. 1989. Population characteristics. Pp 82–108 en *The desert bighorn sheep in Arizona* (Lee, R. M., Ed). Arizona Game and Fish Department, USA.

Revilla E. 1998. Estrategias de Conservación en Vertebrados: El Papel de la Conservación *Ex Situ*. *Galemys*. 10:20-31.Departmment of Applied Biology. Estación Biológica Doñana, España.

Reyes O. S. 1979. Estación experimental y de estudios de la fauna silvestre en zonas áridas, Isla Tiburón, Sonora. *Informe técnico*. Dirección de Fauna Silvestre. Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos (SARH).

Samuel, M. D. y K. H. Pollack. 1981. Correction of visibility bias in aerial surveys where animals occur in groups. *Journal of Wildlife Management,* 45:993-997.

Sánchez, O. 2000. Programas de Conservación de Vida Silvestre: Ejecución y Seguimiento. Pp. 19-46. En: Conservación y Manejo de Vertebrados en el Trópico de México. (Sánchez. O., M. C. Donovarros-Aguilar y J. Sosa-Escalante, eds.). INE/Semarnap-U.S. Fish & Wildlife Service, Unidos para la Conservación, Sierra Madre, DGVS-Semarnat, UAdY, México, D. F., 190 pp.

Sánchez-S., V. y C. Alcerreca. 1982. El Berrendo: Un Esfuerzo de Conservación. DUMAC. Año IV. Número 2. Marzo/Abril. 1982. Ducks Unlimited de México, A. C.

Sánchez-S. V., R. Castellanos, J. Warman, F. Ramírez y J. Cancino, 2006. La conservación del berrendo penin-

sular. Pp.51-70 en: El Berrendo en México, Acciones de Conservación 2006.. (Valdés M., E. de La Cruz, E. Peters y E. Pallares, compiladores). INE-SEMARNAT. México. D. F., México.

Santamaría A. A. 2006. Propuesta de protocolo para el monitoreo de la población del pavón (*Oreophasis derbianus*). En la Reserva de la Biosfera del Triunfo Chiapas. Tesis de Maestría en Manejo de Fauna Silvestre, Xalapa Veracruz, 90 pp.

Schaeffer, R. L., W. Mendenhall y Ott, L. 1987. Elementary survey sampling, 4ª Edition. Duxbury Press, Belmont, California.

Secretaria de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca (Semarnap) 2000. Proyecto para la Conservación, Manejo y Aprovechamiento Sustentable del Berrendo (*Antilocapra americana*) en México. Dirección General de Vida Silvestre. México/INE Semarnap. 103pp.

Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat), 2010. Sistema de Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre (SUMA). Información disponible en línea. Página Web consultada el 20 de marzo de 2010: http://www.semarnat.gob.mx/gestionambiental/vidasilvestre/Pages/sumas.aspx.

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales y Gobierno del Estado de Sonora, 2006. Programa de Conservación, Repoblación y Aprovechamiento Sustentable de Borrego Cimarrón (*Ovis canadensis mexicana*) en el Estado de Sonora.

Segundo, G. J. M. (*en prensa*). Borrego cimarrón (*Ovis canadensis mexicana*): Resultados del Monitoreo, Sonora, México, 2009.

Segundo, G. J. M., 2002. Nota informativa: Aprovechamiento de Borrego Cimarrón (*Ovis canadensis*) en los Estados de Baja California Sur y Sonora. Temporada de aprovechamiento 2002–2003. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales / Dirección General de Vida Silvestre. Documento Técnico No Publicado. México D. F.

Segundo, G. J. M., 2003. Nota Informativa. Implementación del taquete metálico como complemento al sistema de marcaje (cintillo de cobro cinegético) para el aprovechamiento de borrego cimarrón (*Ovis canadensis*) en los Estado de Sonora y Baja California Sur. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales / Dirección General de Vida Silvestre. Documento Técnico No Publicado. México D. F.

Segundo, G. J. M., 2006. Nota Informativa: Propuesta para la realización de los monitoreos aéreos para el borrego cimarrón en los Estados de Baja California Sur y Sonora durante el 2006. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales / Dirección General de Vida Silvestre. Documento Técnico No Publicado. México D. F.

Segundo, G. J. M., 2007. Nota Informativa: Resultados de los monitoreo aéreo para el borrego cimarrón llevados a cabo en los Estados de Baja California Sur y Sonora durante octubre y noviembre del 2006. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales / Dirección General de Vida Silvestre. Documento Técnico No Publicado. México D. F.

Segundo, G. J. M., 2008. Capacitación y entrenamiento para la medición del puntaje y estimación de la edad de los trofeos de caza de borrego cimarrón cosechados en las UMA durante la 2007–2008 en el Estado de Sonora. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Recursos Hidráulicos, Pesca y Acuacultura (SAGARHPA) / Dirección General Forestal y Fauna de Interés Cinegético Secretaría de Ganadería Medio Ambiente y Recursos Naturales / Dirección General de Vida Silvestre. Documento Técnico No Publicado. México D. F.

Segundo, G. J. M., 2009. Monitoreo aéreo para el borrego cimarrón (*Ovis canadensis*) en el Estado de Sonora, México. Propuesta de trabajo presentada por la Dirección General Forestal y Fauna de Interés Cinegético de la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Recursos Hidráulicos, Pesca y Acuacultura (SAGARPHA) a la Dirección General de Vida Silvestre de la Secretaría de Ganadería Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT).

Simmons, N. M y Hansen, G. C., 1990. Population Survey Methods. Pp. 260–272 en *The Desert Bighorn: Its life history, ecology and management* (Monson, G. Y Summer, L. Eds). The University of Arizona Press, Tucson, AZ, USA.

Simmons, N. S., 1990. Behavior. Pp. 124–144 en *The Desert Bighorn: Its life history, ecology and management* (Monson, G. Y Summer, L. Eds). The University Arizona Press, Tucson, USA.

Stockwell, D. R. B. y Noble, I. R., 1992. Induction of sets of rules from animal distribution data: A robust and informative method of data analysis. *Mathematics and Computers in Simulation*. 33(1992):385–390.

Stockwell, D. R. B. y Peters, D., 1999. The GARP modelling system: problems and solutions to automated spatial prediction. *International Journal of Geographical Information Science*. 13(2):143–158.

Thomas, L., J. L. Laake, S. Strindberg, F. F. C. Marques, S. T. Buckland, D. L. Borchers, D. R. Anderson, K. P. Burnham, S. L. Henley J. H. Pollard y J. P. B. Bishop. 2003. Distance 4.1 Release "x" 1. Reseach Unit for wildlife population assessment. University of ST Andrews, UK. *http://www.ruwpa.stand.ac.uk/distance*

Treviño, J. C. 1978. Number and distribution of pronghorn-antelope in Chihuahua. Thesis, Master of Science in Wildlife Science. New Mexico State University.

Villa – R. B. 1951. Jabalíes y Berrendos. Departamento de Caza México. *Boletín de Divulgación* N° 2. 30.

Anexo 1. Formato de registro para el conteo de borrego cimarrón

SEMARNAT

DIRECCIÓN GENERAL DE VIDA SILVESTRE
AV. REVOLUCIÓN 1425, NIVEL 1,
COL. TLACOPAC, SAN ÁNGEL

Área muestreada: _____ SUMA: _____ Fecha: _____

Método de muestreo: Conteo a caballo _____ Conteo en vehículo _____ Conteo en helicóptero _____ Otro _____

Observadores: _____ Piloto: _____

Hora de comienzo: _____ Hora de finalización: _____ Tiempo total de muestreo: _____

Comienzo del odómetro: _____ Finalización del odómetro: _____ Total de millas recorridas: _____

	Machos (clases de edad)						¥ Juveniles				
Grupo/ Hora	♂I	♂II	♂III	♂IV	♀	☼ Cría	♂	♀	N/D	Total	Localización/Observaciones
	(2)	(3-5)	(6-8)	(9 +)	Adulta	(0.5)	(1.5)	(1.5)			

Técnicas de conservación y manejo de oso negro en México

Jonás A. Delgadillo Villalobos

Introducción

El oso negro (*Ursus americanus*) es uno de los carnívoros mayores de México, históricamente su rango de distribución comprendía la mayor parte de los estados del norte y algunos estados del centro del país. Sus poblaciones se han reducido considerablemente en los últimos 50 años y actualmente forma parte de la lista de especies en peligro de extinción. Considerando la alta densidad de osos, la población de la Serranías del Burro en Coahuila se encuentra en la categoría de protección especial (SEMARNAT 2001).

Existen indicios sobre la existencia de poblaciones estables en la región norte de Coahuila, Nuevo León, Chihuahua y Sonora (Doan-Crider 1995, Delgadillo 2001, McKinney y Delgadillo 2005, Sierra *et al.* 2005, Calderón et al. 2006) en algunos casos los osos son protegidos en áreas privadas que en su mayoría son ganaderos los cuales han aprendido a tolerar esta importante especie.

A pesar de que existen algunos estudios es difícil hablar de un conocimiento sobre la ecología del oso negro en México debido a que se desconocen los límites de distribución, estatus de las poblaciones y del hábitat actual disponible.

Este documento proporciona una visión general sobre la situación actual del oso negro y las técnicas de manejo comúnmente utilizadas, con el avance de la tecnología los métodos utilizados están en proceso de cambio pero el manejador de fauna silvestre tendrá que decidir el que mejor le convenga de acuerdo a sus objetivos.

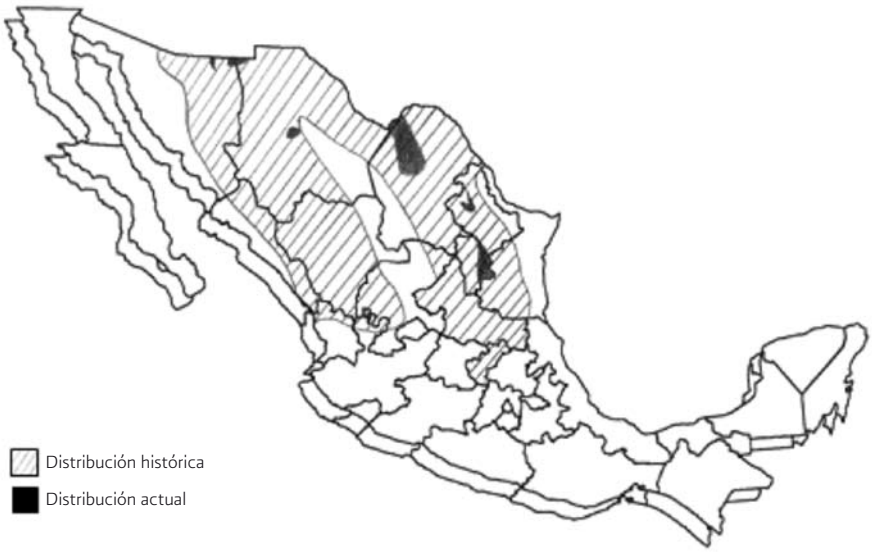
La biología del oso negro (*Ursus americanus*)

Distribución histórica y actual

A nivel global se reconocen 16 subespecies de oso negro, de las cuales tres han sido reportadas para México, *U. a. eremicus* en Coahuila, Nuevo León, Tamaulipas, Zacatecas y San Luís Potosí; *U. a. machetes* en los estados de Sinaloa, Durango, Chihuahua y la porción norte de Zacatecas; y *U. a. amblyceps* en el centro y norte de Sonora y Chihuahua (Baker 1956, Leopold 1959, Hall, 1981, IUCN 1999). (Figura 1).

Se considera que la distribución del oso negro se ha reducido en un 80 % de su extensión original (INE-SEMARNAP 1999). En la actualidad se conocen reportes de osos en Sonora, Chihuahua, Coahuila, Nuevo León y Tamaulipas; además existen registros de otras áreas al sur como Zacatecas y San Luís Potosí los cuales, sin embargo, necesitan ser comprobados.

Figura 1. Distribución del oso negro en México (Tomado de UICN 1999)



Hábitat

El oso negro en México se distribuye preferentemente en las zonas montañosas donde encuentra refugio y alimento. Es una especie muy adaptable y puede habitar en áreas semidesérticas y de matorral, cercanas a montañas que le brindan mayor cobertura. En sus aéreas de distribución actual es posible encontrar osos negros en el matorral tamaulipeco, el matorral semidesértico, así como en bosques de pino y en bosques mezclados de pino-encino.

Aun cuando estos animales se adaptan a diferentes condiciones del hábitat, una vegetación abundante que le brinde alimento y buena disponibilidad de agua, son factores clave para su sobrevivencia, debido a que los osos dependen de estos dos componentes principalmente.

Importancia del agua y el alimento

La información de campo indica que la disponibilidad de agua y alimento son los factores más importantes para la permanencia del oso negro en un área determinada; tanto, que muchos de sus movimientos estacionales se rigen por la presencia o ausencia de éstos en el ecosistema. Los osos son animales oportunistas que suelen concentrarse en áreas de abundante alimento y agua. Se considera que la dieta del oso negro está compuesta en un 95 % de materia vegetal y 5 % de materia animal; entre los alimentos preferidos se encuentran las semillas y frutos de árboles de alta producción como las bellotas (*Quercus* spp.), madroño (*Arbutus xalapensis*), juníperos (*Juniperus* spp.), piñones (*Pinus cembroides*), ciruelo (*Prunus* sp.) y una variedad de otros frutos. En las partes bajas de las serranías, los osos se alimentan frecuentemente del cogollo de sotol (*Dasylirion* spp.) y de yuca (*Yucca* spp.), mezquite (*Prosopis glandulosa*), tunas de nopal (*Opuntia* spp.), chapote (*Diospyros texana*) y agrito (*Mahonia trifoliolata*), entre otras plantas (Hellgren 1993, Doan-Crider 1995, Delgadillo 2001, McKinney y Delgadillo 2004).

En invierno y primavera, los osos negros se alimentan principalmente de bellotas, chapote, insectos, yuca, madroño, zacates, hojas de encino y sotol. En el verano se alimentan de diferentes frutos entre los que también incluyen las bellotas, juníperos, ciruelo, uvas

silvestres (*Vitis* sp.), cogollos de sotol y yuca, insectos, pequeños reptiles y mamíferos, e inclusive crías de venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*); y también de carroña de animales silvestres y domésticos. En el otoño se da un aumento en la intensidad de forrajeo de los osos, ya que necesitan aumentar sus reservas de grasa para enfrentar la escasez de alimento del invierno y la primavera temprana. En este período aumentan considerablemente de peso, siendo las bellotas de encino uno de los alimentos más consumidos, seguidas de los cogollos de sotol y yuca, así como de los juníperos, chapote, agrito, zacates e insectos (Delgadillo 2001).

Reproducción

El oso negro es generalmente solitario excepto en verano, durante el apareamiento o cuando la hembra tiene crías y las acompaña. Las hembras generalmente se preñan alrededor de los cuatro años de edad; se preñan cada dos años y normalmente tienen de una a cuatro crías, aunque dos a tres es lo más común. Las crías nacen a finales del invierno dentro de la madriguera invernal de la madre, y son muy pequeñas en relación con la talla de la madre, pues pesan tan solo alrededor de 250 g (INE-Semarnap 1999, Doan-Crider 2003, McKinney y Delgadillo en datos no publicados).

Hibernación

En las montañas de México los osos permanecen hibernando, por lo menos, durante diciembre, enero y febrero; sin embargo, aquellos osos que habitan en las partes más bajas de las sierras duermen por periodos más cortos. En México los osos no entran en un estado de hibernación profunda pues algunos machos, animales jóvenes y hembras con cachorros, pueden cambiar de sitio o moverse de sus madrigueras por lapsos cortos. Utilizan como madrigueras agujeros bajo rocas, detrás de rocas, cuevas poco profundas o grietas entre las rocas, que pueden ser verticales u horizontales, de algunos metros de profundidad y bajo pilas de vegetación o árboles. Algunos osos no entran en madrigueras y sólo construyen camas rudimentarias en el suelo desnudo o, en algunos casos, hacen camas acumulando ramas o plantas de sotoles bajo arbustos o árboles. Las hembras preñadas son las que más frecuentemente seleccionan una madriguera, la cual acondicionan con restos de plantas (hojarasca, sotoles o restos de fustes de yucas) para el nacimiento de sus crías y ocasionalmente protegen la entrada con vegetación. Las hembras con crías abandonan las madrigueras a mediados de la primavera, cuando las crías están listas para seguir a la madre en sus recorridos (McKinney y Delgadillo 2004).

Ámbito hogareño

El ámbito hogareño –o área de actividad– del oso negro varía dependiendo de la calidad del hábitat y de la geomorfología del terreno. El ámbito de un macho adulto es generalmente más grande que el de una hembra, ya que los machos suelen viajar grandes distancias en busca de alimento, de hembras y de mejores áreas. Los machos regularmente presentan áreas de actividad grandes estimadas entre 30 a 120 km^2 mientras que las de las hembras se estiman de entre 10 y 30 km^2, estas áreas no son fijas y pueden variar en función de por las condiciones del hábitat. Regularmente los ámbitos hogareños se traslapan, por lo que en el ámbito de un macho pueden encontrarse presentes varias hembras, otros machos adultos y machos subadultos (Leopold 1959, Roger 1977, Doan-Crider 1995, Doan-Crider 2003, Auger 2003, McKinney y Delgadillo 2004, McKinney y Delgadillo datos no publicados).

Mortalidad y sobrevivencia

Los oseznos tienen una baja tasa de sobrevivencia debido a la depredación por parte de los osos machos adultos y mortalidad natural. LeCount *et al.* (1984) y LeCount (1987) estimaron una tasa de mortalidad de 40% de oseznos en la región central y norteña del estado de Arizona en Estados Unidos y atribuyen la causa de dichas muertes a los depredadores, incluyendo a los osos machos adultos.

LeCount (1987) reportó una mortalidad de 48% de oseznos en Arizona, entre su salida de la madriguera y un año de edad. Elowe y Dodge (1989) encontraron que en Massachusetts, la mortalidad de oseznos es de 41% durante el primer año y que se incrementa a 61% cuando cumplen dos años y medio de edad; asimismo, atribuyen la mortalidad de las crías a las perturbaciones humanas y al abandono de las madrigueras por parte de las hembras; y la mortalidad de osos mayores de un año de edad, a la cacería.

En las Serranías del Burro, Coahuila, México, la tasa anual de sobrevivencia para las hembras fue de 0.94, para los machos subadultos de 1.0, y para los oseznos de 0.80 (Doan-Crider 1995) de tal manera que la sobrevivencia de cachorros observada en esta área es relativamente alta, comparada con la observada en otras regiones de Norteamérica. Esto sería un indicador de recuperación de la población lo cual coincide con los valores de densidad obtenidos en esta misma área y su rápida expansión hacía áreas adyacentes donde actualmente la presencia de osos es evidente.

El manejo actual

Marco legal

Se han realizado diferentes esfuerzos encaminados hacia la conservación y recuperación del oso negro en México; con este fin, el Gobierno Federal a través del Instituto Nacional de Ecología de la Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca (INE-SEMARNAP 1999), elaboró el "Programa de Conservación de la Vida Silvestre y Diversificación Productiva en el Sector Rural 1997-2000" que establece, entre sus estrategias, proyectos y acciones, el desarrollo de Proyectos de Recuperación y Conservación de Especies Prioritarias (PREP) en donde el oso negro fue incluido. Actualmente el oso negro se encuentra dentro de la lista de las 30 especies prioritarias para su conservación dentro del Programa de Conservación de Especies en Riesgo (PROCER) de la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP). El objetivo de este programa es la recuperación de la especie en el periodo 2007-2012 por medio de la implementación de un Programa de Acción para la Conservación (PACE).

Una de las primeras acciones para la protección y recuperación del oso negro en México fue la conformación del "Subcomité Técnico Consultivo para la Protección, Conservación y Recuperación del Oso Negro", constituido en el marco del "Comité Nacional para la Recuperación de Especies Prioritarias" (D.O.F., 23 de junio de 1999).

Actualmente, en la mayor parte de su distribución actual en México el oso negro se encuentra catalogado oficialmente como especie en peligro de extinción; solamente la población de las Serranías del Burro en Coahuila se encuentra en la categoría de Protección Especial (SEMARNAT 2001), estudios realizados en esta área establecieron que cuenta con una población estable y reconocida entre las más altas de Norteamérica, dicha población cuenta con hábitat adecuado y está protegida de manera voluntaria por los ganaderos de la región (Doan-Crider 1995, Onorato y Hellgren 2001, Doan-Crider 2003).

Tomando en cuenta la alta densidad observada y algunas señales de canibalismo, inclusive puede pensarse que esta población ha llegado a su capacidad de carga y pude ser aprovechada siguiendo los mecanismos adecuados, que incluyen obligatoriamente el monitoreo de la población y del hábitat (INE-SEMARNAP 1999, Doan-Crider 2003).

A pesar de los esfuerzos por demostrar que esta población está en condiciones de ser aprovechada no se han logrado consensos para establecer un plan de manejo que permita lograr dicha actividad. Actualmente el manejo de la especie en todos sus sitios de distribución es limitado, en algunos casos, a la investigación y a remover animales considerados problema de algunas áreas. Las regiones donde regularmente se dan estas situaciones están en Nuevo León y Coahuila.

Aspectos poblacionales; el estado actual

Ursus americanus es considerado el oso más común en Norteamérica. La información de 1987 indica que existían entre 400,000 y 500,000 individuos en toda su área de distribución (Middleton 1997). Otras estimaciones indican que en 1992, había un total 655,000 a 681,000 individuos, incluyendo 200,000 en Alaska, de 170,000 a 185,000 en Estados Unidos, y de 285,000 a 295,000 en Canadá (Highley y Chang 1998). No obstante, a pesar de ser una especie abundante en América del Norte, algunas poblaciones se han reducido notablemente, por lo que actualmente se le encuentra en las listas de especies en peligro de extinción (Novak 1991, Robbins 1988).

Hacia 1940 las poblaciones de oso negro empezaron a reducirse en el estado de Texas en Estados Unidos, por lo que en 1987 fue declarada como una especie en peligro de extinción (Taylor, 1992). Sin embargo, hacia la década de 1990-2000 se observaron varias hembras acompañadas de crías, así como individuos machos en el Parque Nacional Big Bend, Texas, lo que indica que las poblaciones de esta especie se han reestablecido en ese estado (LoBello 1989). Es posible que estos osos sean emigrantes de la población del norte de Coahuila y que hayan llegado a Texas a través de la Sierra del Carmen, que comunica a ambos estados (Doan-Crider 1995, Mckinney y Pittman 2000, Onorato 2001).

En México, es poco lo que se sabe acerca del tamaño de las poblaciones de oso negro. Entre 1991 y 1994, se realizó un estudio sobre la dinámica poblacional del oso negro en el norte de Coahuila (Doan-Crider 1995), en este estudio se concluyó que la densidad de osos negros en las Serranías del Burro es de las más altas reportadas hasta la fecha en México y en algunas otras regiones de Norteamérica.

Manejo regional y al nivel de las UMA

Como se mencionó anteriormente, el oso negro es un animal que requiere de grandes extensiones de terreno para asegurar su viabilidad poblacional y genética, por lo que se recomienda que la evaluación de sus poblaciones se realice a nivel regional. Algunas técnicas como el uso de imágenes satelitales permiten evaluar áreas extensas con la finalidad de obtener información como tipos de vegetación, grado de perturbación aparente, hábitat disponible, identificación y evaluación de corredores ecológicos, identificación de fuentes permanentes de agua y de alimento, y cantidad de hábitat continuo, ya que la presencia o cambios de estos factores en el tiempo pueden tener importantes efectos sobre las poblaciones de osos en la región (Roger 1993, Bear Hunting 1991, Rudis 1995, Black Bear Management Plan 1998, Anderson 1998, Harding 2000).

Es importante que las unidades de manejo realicen acciones dentro de sus respectivas áreas, con el fin de recabar la mayor información posible sobre la distribución y abundancia de osos, cuya suma al final podrá permitir evaluar mejor la situación de la especie en México. Es importante la elaboración de mapas de vegetación y la evaluación del hábitat, para lograr la identificación de especies potenciales como alimento y el registro de sitios con presencia de agua temporal y permanente. El uso de técnicas no invasoras –es decir, sin manipulación y alteración de los ejemplares– para el monitoreo de la población en el caso de las UMA puede ser positivo, ya que relativamente requieren de poco entrenamiento para su aplicación y pueden aportar información de gran utilidad (Hellgren 1993, Doan-Crider 1995, McKinney 2000, Delgadillo 2001, McKinney y Delgadillo 2004).

Evaluación de hábitat

Cobertura. A lo largo de las áreas de distribución del oso negro, el hábitat está caracterizado por terreno inaccesible, vegetación densa, y abundancia de alimentos, principalmente de especies de alta produc-

ción tanto vegetales como animales; la combinación de grandes extensiones de terreno, con la distribución adecuada del alimento en espacio y tiempo, con diferentes tipos de cobertura y asociaciones vegetales, proporcionan un lugar adecuado para la permanencia del oso negro. La baja densidad de algunas de sus poblaciones se ha asociado con la perdida de hábitat continuo y con la existencia de conflictos con los humanos (Roger 1987).

Tamaño de hábitat continuo y su condición. El tamaño de los parches de vegetación y la cantidad efectiva de hábitat continuo, son elementos importantes para la dispersión de los animales y su libre intercambio genético. Es importante la identificación de corredores ecológicos para promover su protección, así como también es necesario evaluar la cantidad de hábitat adecuado para el oso en sus áreas de distribución confirmada y la elaboración de mapas de distribución local y regional de la especie, y de mapas sobre las tendencias de dispersión de acuerdo al hábitat disponible, sobre todo en el caso de que se cuente con la posibilidad de marcar osos con radio-collares u otros dispositivos electrónicos.

Alimento. Como se dijo al principio, el oso negro es un animal oportunista y consume una gran variedad de vegetales y animales; especies como los encinos (*Quercus* spp.), los cedros (*Juniperus* spp.), nopales (*Opuntia* spp.) y pino piñonero (*Pinus* spp.) son especies de vital importancia, debido a sus períodos de alta producción, los cuales son aprovechados por los osos y otras especies. La eventual falta de producción de estas especies tiene un impacto directo en la baja sobrevivencia de los osos, puede generar conflictos con los intereses humanos, y afectará la reproducción de las hembras (Roger 1987, Hellgren 1993, McKinney y Pittman 1999, Delgadillo 2001, Doan-Crider 2003, McKinney y Delgadillo 2004).

Agua. Los osos son animales que consumen agua con gran frecuencia, especialmente cuando han consumido grandes cantidades de alimento y en la época de mayor calor en el año (Roger y Allen 1987), por lo que es un factor que debe tomarse en cuenta en los estudios de hábitat. Es importante identificar los sitios que proveen agua tanto naturales como artificiales (por ejemplo represas utilizadas para el ganado domestico), ya que el agua puede ser un factor importante en los patrones de dispersión y permanencia de los osos.

Uso del suelo. Es importante tener registros sobre el uso y manejo del suelo en las áreas de distribución de osos ya que, por ejemplo, sitios de extracción de madera pueden tener impactos positivos y negativos para los osos, así como las áreas de manejo de ganado doméstico pueden aumentar los conflictos de los osos con los humanos debido a la depredación o agresiones. Muchos de los problemas de depredación están asociados con prácticas inadecuadas de uso de la tierra (Bear Hunting 1991, Garshelis y Noyce 2000).

Principales amenazas que enfrenta

La pérdida del hábitat y la cacería ilegal han sido una de las principales amenazas para la sobrevivencia de los osos negros. Los osos negros requieren áreas grandes y bien conservadas para proveerse de una alimentación adecuada, y de refugios y cobertura de varios tipos. El acceso a hábitat de alta calidad es particularmente crucial para las hembras, ya que sin una adecuada alimentación no logran reproducirse.

A partir de la época Colonial en América, los osos negros fueron objeto de una cacería desmedida hasta su casi extinción, lo que aunado a la destrucción del hábitat y a la expansión de la civilización humana, produjo una reducción considerable en el número de individuos de esta especie. Así, a principios del siglo XX en Estados Unidos, ya sólo se les encontraba en áreas remotas de los estados de Georgia, Kentucky, Maryland, Carolina del Norte y Virginia (U. S. Department of the Interior y U. S. Fish and Wildlife Service 1994). La reducción en su área de distribución ha sido particularmente evidente en el sureste de Estados Unidos, donde actualmente ocupan sólo entre 5 y 10% de su área original. Asimismo, en México su área de distribución original se ha reducido en 80%.

Posibles alternativas económicas para el manejo del oso negro

La vertiente del aprovechamiento

Debido a la problemática actual que enfrenta el oso negro en México las oportunidades de aprovechamiento se encuentran limitadas, por ello es necesario el impulso de estudios que den fundamento a la elaboración de un plan de manejo que incluya cada una de las poblaciones aun existentes en México y que permita evaluar la problemática particular para cada población. Como primer objetivo de un programa de este tipo, puede mencionarse promover la restauración y conservación de las poblaciones de oso negro en las diferentes áreas.

Hasta este momento, solamente la población de las Serranías del Burro en Coahuila se encuentra bajo el esquema de Protección Especial y, considerando su alta densidad poblacional, quizá sería la única en México capaz de soportar un aprovechamiento controlado, siempre y cuando también sean evaluadas otras áreas, con la finalidad de identificar nuevas poblaciones y, sobre todo, sus movimientos a escala regional con el fin de establecer algún tipo de aprovechamiento que no limite la dispersión natural de los animales. En la situación actual, aún falta información complementaria para tomar decisiones razonables al respecto.

Criterios para un eventual aprovechamiento

El oso negro es una animal que necesita extensiones grandes de hábitat continuo para satisfacer sus diferentes necesidades en busca de agua, alimento, mejores condiciones de hábitat, y dispersión (Auger 2003, Roger 1987, Doan-Crider 2003), por lo que se recomienda una escala de seguimiento a nivel regional para el seguimiento de sus poblaciones.

De acuerdo con estudios genéticos en vertebrados mayores se considera que una población de entre 50 y 100 animales adultos puede asegurar su continuidad ecológica y evolutiva. Para el caso de los osos negros, se considera que con base en los ámbitos de actividad conocidos se pueden encontrar de 30 a 40 hembras en una población, por lo que necesitarían áreas de 288 a 385 $km^{2,}$, los machos se traslapan en los territorios de las hembras por lo que quedarían incluidos en una eventual área de seguimiento regional definida (Shaw, 1985, Roger 1987, Bear Hunting 1991). Otro aspecto importante es que el ámbito hogareño varía con la calidad de hábitat de cada área, así como también puede variar en cada estación del año, por lo que unidades grandes de manejo darían un mejor entendimiento de la población dentro de la región (Roger 1987, Powell *et al*. 1997).

Uno de los métodos más efectivos y utilizados para la evaluación de densidad, proporción de sexos, estructura de edad y distribución de las especies son los métodos de captura y recaptura, cuya información puede obtenerse mediante métodos directos e indirectos (que no requieran alterar significativamente a los individuos), para los primeros se efectúa la captura de ejemplares mediante diferentes técnicas, mientras que para los segundos se utilizan recursos tecnológicos que no requieren el manejo directo del animal (colecta de pelo, fotografías, registro de huellas en estaciones olfativas). Los métodos indirectos han venido tomado mayor fuerza, ya que reducen el riesgo de daños o mortalidad en animales. El método de captura-marcaje-recaptura y la colecta de pelo para análisis de ADN proporcionan valores de densidad mediante el uso de estimadores, siendo el más comúnmente utilizado el de Lincoln-Petersen (Shaw 1985, Doan-Crider 2003). Los otros métodos proporcionan información sobre índices de abundancia e información general sobre presencia y ausencia, uso de hábitat, condición de los animales, etc. Siendo herramientas de gran utilidad para el monitoreo de la población a largo plazo. La aplicación de estos métodos requiere de personal capacitado en las diferentes técnicas según lo señale el método seleccionado.

Aspectos importantes para definir la viabilidad de aprovechamiento

Densidad poblacional. Este sería uno de los aspectos más importantes y la base para establecer una proporción de la población para cosecha; debe abordarse caso por caso, ya que los atributos de las poblaciones varían en cada región y en cada unidad de área. La correcta estimación de la densidad poblacional permite establecer una tasa de aprovechamiento inicial y hacer ajustes anuales conforme a la reacción que presenten los indicadores de la población y, eventualmente, ajustar lo posible respecto a la demanda de uso (Shaw 1985, Bear Hunting 1991).

Estructura de edades. La estructura de una población por categorías de edad permite conocer la viabilidad de extraer un ejemplar de una cierta categoría de edad, sin afectar negativa y permanentemente la tendencia estable de la población manejada. Regularmente el cazador se enfoca a un ejemplar grande, lo que coincide con un animal de mayor edad, cuyo papel reproductor y social en la población probablemente ya se habrá cumplido. Mediante la extracción y análisis de un premolar se puede estimar la edad de un ejemplar cazado, lo que permite dar seguimiento más preciso a la edad. Los cambios en la estructura de edades proveen información útil para intentar efectuar ajustes pertinentes cada año (Bear Hunting 1991, Garshelis 1991).

Proporción de sexos. Al igual que la estructura de edad y en conjunción con ella, la estructura por sexos permitiría conocer la probabilidad de que un oso cazado pertenezca a un sexo determinado. En áreas de cacería en los Estados Unidos, un alto porcentaje de osos cazados pertenece a machos adultos, no sólo porque la caza esté estrictamente orientada a ellos, sino también debido a que se mueven más que las hembras y, por ello, tienen más probabilidad de ser encontrados; claro, como trofeo son los preferidos de los cazadores (Bear Hunting 1991, Garshelis 1991).

Condición física. El cambio en la condición física de los animales puede ser un reflejo de la condición del hábitat, por lo que este aspecto debe ser tomado en cuenta y deberá formar parte de la lista de preguntas del cuestionario de los manejadores de la UMA y los cazadores. Todo oso observado (o inclusive fotografiado), es una valiosa fuente de información acerca del estado nutricional de la población en su conjunto.

Viabilidad de la cosecha

No existen datos sobre el número adecuado de ejemplares que puede aprovecharse de una población de osos negros, cada región establece sus tasas de aprovechamiento de acuerdo a la condición de la población. La cosecha óptima es un tema muy discutido para muchas especies en la actualidad (Shaw 1985, Mace 2001, Kasworm 2000); por lo general las tasas de aprovechamiento inicial se han calculado tomando en cuenta el porcentaje anual conocido de los animales que se toman ilegalmente y el estatus actual de la población. Desgraciadamente, en las áreas de México no se tienen informes sobre cacería ilegal para establecer alguna tasa inicial. En casos con poblaciones similares a la de las Serranías del Burro, Coahuila se ha extraído cerca del 10 % y se ha estimado que la población de osos sigue creciendo anualmente, sin mostrar aún efectos negativos (Bear Hunting 1991, Updike 2002). Las tasas de aprovechamiento son ajustadas de acuerdo con los reportes de extracción anual (restando sus datos de la proporción de sexos y edades de la población), y considerando los análisis del hábitat y las tasas naturales conocidas de mortalidad y de nacimiento de crías, y la tasa de crecimiento anual; en condiciones normales se estima que una población de osos puede crecer un 20 % anual (Bear Hunting 1991). Obviamente estas condiciones difícilmente se aplicarían a las poblaciones mexicanas debido al estatus general de la población y considerando la estructura del hábitat que en estados como Coahuila son islas separadas por el desierto. Otras áreas como Nuevo León, Chihuahua y Sonora con mayor superficie de bosque tendrían que ser evaluadas en un futuro una vez recuperada la especie.

Efectos de la cacería en la población

Existen al menos cuatro factores que claramente serán afectados por la cacería: la densidad poblacional, la proporción de sexos, la estructura por categorías de edad y la sobrevivencia de las crías.

El análisis de los reportes anuales sobre abundancia de osos se ha realizado mediante datos resultantes del uso de diferentes métodos (por ejemplo, estaciones olfativas o cuenta directa de ejemplares) e informes de los cazadores (con el mínimo básico de la edad y el sexo del animal aprovechado). Datos como estos son importantes para evaluar los cambios anualmente e identificar las tendencias de la población (Bear Hunting 1991, Black Bear Management 1998).

Otras alternativas de aprovechamiento

Observación de vida silvestre

El interés por la observación de vida Silvestre (observación directa y fotografía) se ha incrementado recientemente. Los osos son animales solitarios y escurridizos, pero existe la oportunidad de observarlos en áreas con altas densidades de población y donde las personas son tolerantes con esta especie. Algunas áreas del norte de México presentan condiciones excelentes para el desarrollo de estas actividades sin que ello represente un problema para los osos ni para los humanos: Las áreas donde los osos se alimentan son buenos sitios para el avistamiento. Este tipo de actividades deben considerarse en los planes de manejo de la especie en UMA de gran extensión y, por otra parte, las áreas naturales protegidas también son un buen lugar para el desarrollo de estas actividades.

Técnicas de manejo de oso negro

Densidad y estructura poblacional

Uno de los métodos más utilizados en estudios de investigación para la evaluación de la densidad, la proporción de sexos, estructura de edad y distribución de las especies son los métodos de captura y recaptura de animales utilizando trampas de barril o de lazo para posteriormente sedar al animal y marcarlo utilizando comúnmente aretes numerados, radio-collar o microchips subcutáneo. La finalidad del marcaje es lograr identificar al animal en capturas posteriores.

Recientemente ha tomado fuerza en investigación la identificación de osos mediante análisis de ADN el cual es extraído de muestras de pelo obtenidas en campo. Este método es conocido como ADN marca-recaptura y de igual manera al método anterior la colecta de muestras se realiza en periodos de tiempo que permite llevar a cabo el análisis de osos identificados en la primera colecta de muestras y osos nuevos en colectas sucesivas. El análisis de la estructura de la población se realiza mediante programas computacionales como el programa MARK (http://welcome.warnercnr.colostate.edu/~gwhite/mark/mark.htm) que permite analizar información de osos identificados mediante ADN, uso de telemetría, cacería, observaciones directas de osos marcados y otros atributos que pueden lograr una mejor precisión en el análisis poblacional (Boulanger et al. 2001).

Otros métodos complementarios aceptables para el monitoreo anual y detección de tendencias de la población es el establecimiento de estaciones olfativas permanentes y el conteo directo de animales, estos son métodos que fácilmente pueden ser aplicados por los técnicos certificados para cada UMA. A continuación se discuten los diferentes métodos y técnicas.

Trampa de barril. Este método es recomendable por que el oso es capturado sin causarle posibles daños. Esta trampa tiene forma cilíndrica con una puerta corrediza que cae por acción de la gravedad

la cual se acciona cuando el oso jala un cebo colocado previamente en la parte interna. Una de sus desventajas es que es equipo relativamente caro y que, por su volumen es difícil de transportar, pero debido a su material de construcción pueden ser utilizadas año con año ya sea transportándolas o manteniéndolas en sitios permanentes de muestreo, además de que son seguras tanto para el manejador como para el oso. De acuerdo con los objetivos de cada estudio, los osos capturados deben ser manejados por personal capacitado en el uso de sedantes y otros protocolos, especialmente para la colocación de aretes, microchips o radio collares (McKinney 2000, Onorato 2003, Doan-Crider 2003, McKinney y Delgadillo, 2004).

Trampa de lazo.- Fue uno de los primeros métodos utilizados en los estudios de osos, antes que las trampas de barril y en la actualidad sigue siendo ampliamente utilizado por su efectividad. Este método consiste en la colocación de lazos corredizos en arboles gruesos en donde se coloca un atrayente, el animal es capturado de una extremidad delantera. Una vez en la trampa es el animal debe ser sedado para su manejo. Una de las ventajas de los lazos es que son fáciles de transportar y permiten cubrir mas área, así como cubrir áreas menos accesibles. (McKinney 1996, Doan-Crider 2003, McKinney y Delgadillo 2004,).

Trampa de pelo (método que no requiere manipular ejemplares). Este método ha tomado fuerza en los últimos años y ha sido probado en diferentes regiones de Estados Unidos para el monitoreo de las poblaciones de osos en sustitución de los métodos tradicionales de captura y manipulación de animales (Clarke 2000, Wasser 2000, Triant 2000, Waits 2001, Romain 2001). Esta técnica consiste en seleccionar un sitio con características especificas (presencia de arboles) y establecer una pequeña parcela circulada con una línea de alambre de púas. En el centro de la parcela se coloca un cebo para atraer a los osos, los osos al cruzar el cerco hacia el interior dejan muestras de pelo atrapadas en el alambre de púas los cuales son colectadas y llevada al laboratorio para el análisis de ADN e identificación de osos individualmente.

El tamaño de las parcelas puede variar de acuerdo al terreno y presupuesto pero parcelas en radios de 4 m o cuadrantes de 4x4 con una alambre de púas a 50 cm del suelo serian suficientes para obtener muestras de osos negros (Immel 2000,Triant 2000, Tredick et al. 2007).

Una de sus desventajas es que el análisis de las muestras de laboratorio son relativamente caras y en México no hay personal entrenado específicamente en el análisis de ADN de osos, se tiene conocimiento que algunas universidades tienen la capacidad técnica para realizarlos mediante la capacitación necesaria. Este método permite obtener información sobre la densidad poblacional y la proporción de sexos, pero no la estructura de edad (Kendall *et al.* 1998, Bertram *et al.* 2000, Stetz 2000, Immel 2000).

Estaciones olfativas. Es un método adecuado para la evaluación de ausencia y presencia, monitoreo de la población y evaluar las tendencias utilizando índices de abundancia (Shaw 1985, Black Bear Management Plan 1998, Manen 2001, Jones 2005). Una de sus mayores ventajas es que no se necesita ser un académico especializado para la toma de datos, solo se necesita un técnico certificado que sepa cómo recabar la información. Con esta técnica es posible estimar el índice de abundancia de osos en un área determinada (Hellgren 1993, Edwars y Clark 2002). Para el establecimiento de la estación se busca un punto de referencia central que puede ser un árbol o una estaca, en la cual se colocara un atrayente, alrededor de este punto se traza un círculo de 1 m de radio el cual debe estar limpio de vegetación y la tierra removida para facilitar la impresión de las huellas. Se recomienda que las estaciones tengan una distancia mínima de 1 km entre sí, para reducir la probabilidad de que un animal visite dos o más estaciones en una noche de muestreo. Las estaciones deben revisarse de 3 a 4 días consecutivos; en cada revisión debe tomarse cada registro de huellas obtenido y debe activarse de nuevo la estación, alisando la tierra para ello (INE-SEMARNAP 1999). Se recomienda tomar la georreferencia de cada estación para poder activarla en la misma posición en diferentes épocas del año, cada año o en períodos multianuales, según el caso.

Inmovilización

Al realizar estudios de osos negros, o al mover estos animales, muchas veces los individuos necesitan ser sedados. Algunos sedantes utilizados son de uso comercial (uso veterinario) y básicamente actúan en varias partes del cerebro, produciendo un efecto calmante (tranquilizante), de depresión (sedación), un estado sicótico o de baja inconsciencia (anestesia). Debido a lo delicado del uso de estas sustancias, es necesario un entrenamiento especial para su manejo en vida silvestre.

Marcaje

Puesto que los individuos de osos negros se parecen entre sí, una marca de identificación de algún tipo es esencial para reconocer a un oso en particular, sea para algún proyecto de investigación o una situación de manejo. Es importante que ningún oso capturado sea liberado sin algún tipo de marca de identificación, especialmente osos problema (LeCount, 1986), ya que es la única manera de reconocerlo inequívocamente, después.

Los marcadores utilizados para osos pueden clasificarse en permanentes, semi-permanentes y temporales. Los aretes y collares son considerados marcadores permanentes a semi-permanentes, los tintes de cabello son marcas temporales, y las marcas en frío, tatuajes y cortes en la orejas son permanentes. La decisión respecto al tipo de marcaje más apropiado dependerá del objetivo que se persiga, del equipo de que se disponga y de la actitud que tome el público hacia los marcadores visibles sobre los osos. Muchos de los parques nacionales no desean animales que estén marcados de forma que el público pueda fácilmente observar los marcadores, pues desean mostrarlos en estado silvestre.

Transportación

Una de las cosas más importantes para la transportación de un oso negro es que el traslado se realice en el menor tiempo posible. La seguridad del oso, la duración del viaje, los tipos de caminos, el estado meteorológico, y el método de transportación, todo esto tendrá que ser tomado en cuenta con suficiente anticipación al evento mismo.

La mayor parte de los osos negros son transportados en trampas tipo *culvert* o alcantarilla (trampas de barril, de material similar al de las alcantarillas de carreteras, montadas en un remolque).

Si fuera necesario inmovilizar al oso para su transporte, asegúrese de colocar al animal sobre su vientre y con la cabeza extendida. Esto previene que la saliva o los fluidos del estómago se dirijan a los pulmones y evita que el oso ruede durante el traslado. Cuando se trabaja en épocas de calor, deberá detenerse la marcha del vehículo para revisar periódicamente la condición del oso; si el oso está caliente tendrá que estar preparado para refrescarlo, para preservar su salud. La mayoría de estas trampas *culvert* tienen aperturas de ventilación o una pequeña puerta que permite el suministro de agua. En climas fríos se puede colocar una cubierta al fondo de la trampa, para cubrir la malla de ventilación.

Si se detiene por algún motivo recuerde que los osos atraen a los curiosos, por lo cual es importante mantener a la gente lejos de la trampa, para su propia seguridad. La trampa de transporte deberá estar bien cerrada, con candados en todas las puertas. Cuando busque el sitio asignado para la liberación, revise la condición general del oso para ver si está completamente recuperado. Si el oso esta todavía parcialmente inmovilizado, déjelo en la trampa hasta que se recupere completamente, o puede sacarlo de la trampa y ponerlo en un área con sombra en sitio aislado. No libere un oso que no se haya recuperado totalmente ya que no podrán cuidarse por sí solos y podría ser atacados por otros osos o herirse él mismo.

Información biológica

Es importante colectar información biológica de cada oso que se maneje. Es necesario tomar información sobre sexo, tamaño, edad y peso, con la finalidad de tener

datos mínimos que permitan evaluar la estructura poblacional y la calidad del hábitat. La colecta de muestras de sangre y de parásitos, también aumentan el conocimiento sobre enfermedades. Para que la información colectada sea útil debe ser tomada de una manera estandarizada, esto provee un método de referencia homogéneo que dará significado más claro a comparaciones entre diferentes años y diferentes áreas.

Mediciones

Ahora que en el norte de México la población de osos aparentemente se está restableciendo y expandiendo a otras áreas, los proyectos de investigación necesitan las mediciones de los osos capturados, ya que muchas de las decisiones de manejo para la conservación dependerán de la información que se vaya añadiendo a la lentamente creciente base de datos del oso negro en México.

Se recomienda tomar las siguientes mediciones para cada oso manejado; preferiblemente deben anotarse las mediciones en centímetros.

Largo total: medir de la punta de la nariz a la punta de la cola en cm. Medir directamente siguiendo la columna hacia la cola.

Circunferencia del cuello: la distancia medida alrededor del cuello del animal en el punto medio entre la nuca y los hombros, justo cerca donde un radio collar ajustaría.

Circunferencia del pecho: la distancia alrededor del pecho, justo detrás de los hombros.

Altura al hombro: la distancia desde la parte alta del omóplato (la "paleta", que puede sentirse fácilmente en los hombros) hacia abajo, a lo largo del hueso largo de la pierna y hasta la planta de la pata.

Pata delantera: deben tomarse de esta extremidad varias medidas: la longitud total y el ancho, más el largo y ancho del cojín sin las uñas.

Uñas: se miden desde la base del dedo hasta la punta, utilizando un vernier o cinta flexible, pero siempre con el instrumento elegido y se anotan en milímetros.

Pezón (hembras): medir la longitud del pezón desde su base hasta el extremo y medir el ancho de la base (en mm).

Las mediciones corporales son importantes, ya que nos dan información para determinar la tasa de crecimiento corporal y algunas de ellas pueden servir como indicadores indirectos de la calidad de hábitat. En algunos casos, las mediciones de las patas pueden servir para establecer si el animal capturado es el mismo que ha estado causando problemas en un sitio determinado. Las mediciones del pezón de las hembras son importantes porque pueden determinar si una hembra produjo cachorros durante su tiempo de vida.

Pesaje

Con la excepción de unos pocos machos adultos, la mayoría de los osos en México pueden ser fácilmente pesados sobre pesas de resorte que superen los 150 kg. El oso puede ser envuelto en una lona o en algún otro tipo de material resistente, que soporte el peso adecuadamente para suspenderlo en la pesa. También es posible utilizar un arnés que amarre individualmente cada una de las patas y sujetarlo a la pesa. Los osos más pequeños (menores a 100 kg) pueden pesarse sujetando la pesa a un tubo o a un tronco grueso, y entre dos personas pueden levantar el tronco. Si no se dispone de una pesa, es factible tomar la medida de la circunferencia del pecho del oso e intentar convertirla a peso mediante regresiones, ya que se ha mostrado que esta medida está correlacionada con el peso y, por ende, permite la conversión (McKinney y Delgadillo 2004).

Condición corporal

Evaluar la condición corporal general de un oso es valioso para determinar indirectamente la condición estacional y local del hábitat del área. También puede ser un medio para evaluar la salud del oso. Se recomienda usar el siguiente criterio para un examen manual orientado a determinar la condición de un ejemplar:

Pobre. Los huesos de la cadera, espinazo, omóplatos y costillas pueden sentirse fácilmente. El oso parece un esqueleto con la piel pegada a los huesos. El oso parece enfermo y el pelo es gris y quebradizo.

Regular. Los huesos de la cadera, espinazo, omóplatos y costillas se pueden sentir, pero de una manera menos prominente. El oso puede estar flaco pero no parece enfermizo.

Buena. Los huesos de la cadera, espinazo, omóplatos y costillas son más difíciles de sentir. El oso parece estar saludable y el pelo es brillante.

Excelente. Los huesos no se pueden sentir, el oso se ve gordo y el pelo es brillante.

Colecta del premolar para estimación de la edad

El método más apropiado para estimar la edad de un oso es el análisis de las capas de cemento de un premolar. El premolar debe ser completamente aflojado con el elevador antes que se utilicen las pinzas; si esto no se hace el diente se romperá, lo que hace que el premolar sea inútil para el análisis. Una vez que el premolar es extraído deberá ser colocado en un pequeño sobre de papel, donde irá acompañado de la información de número y color de arete, tipo de diente (PMS1 o PMI1), fecha, número de identificación del oso (si no tiene arete), y el nombre y dirección de la persona que tomó las medidas biológicas. El diente debe guardarse en un lugar fresco y seco y llévelo al laboratorio dentro de las dos primeras semanas si es posible.

La salida y el desgaste de los dientes también pueden utilizarse para obtener información de la edad. Tome nota de si los dientes tienen o no desgaste, tratando de describir el grado de éste; si tienen mucho desgaste, si los caninos están quebrados o presentan desgaste suave, si el primero y el segundo de los incisivos están redondeados o casi planos mostrando manchas de dentina en el centro de la corona. Esta información, para alguien con experiencia en la determinación de edad de los osos negros puede ser valiosa. Este método no es completamente confiable debido a que los dientes permanentes les salen a los osos durante su primer año de vida, y el desgaste varía, por las propiedades abrasivas de los alimentos consumidos en el transcurso de su vida, por lo que este método no debe tomarse como sustituto del análisis del cemento dentario en un proyecto de investigación o programa de manejo (McKinney y Delgadillo 2004).

Hembras con cachorros

Cuando se capture a una hembra, en una investigación o en una situación de manejo donde se tiene que reubicarla, es recomendable cerciorarse si la hembra tiene cachorros o no. Muchas veces podrá ver los cachorros con la hembra o quizá permanecerán muy cerca del sitio de la captura. Pero en ocasiones la hembra puede ser capturada sin que los cachorros estén visibles; si esto ocurre, es posible revisar los pezones de la hembra en busca de indicios, ya que normalmente las hembras subadultas tienen los pezones rosados y las hembras reproductivas tienen pezones grandes y cafés.

Si las observaciones y mediciones muestran que la hembra está en edad reproductiva, apriete muy suavemente los pezones para observar si presenta leche. En Arizona, LeCount (1986) encontró que esto funciona bien durante julio; después de julio la producción de leche empieza a cesar. El hecho de que no se vea a los cachorros no significa que no estén presentes. A medida que los cachorros crecen se hacen más desconfiados del hombre y de objetos extraños y se quedarán fuera del alcance de la vista; esto implica que debe revisarse bien el sitio antes de reubicar una hembra, pues los cachorros podrían estar bajo matorrales o arriba de algún árbol. Tenga cuidado de no clasificar osos de un año como cachorros. Los cachorros permanecen con la hembra durante un lapso de 14 a 16 meses antes de que el grupo familiar se separe.

Otras muestras biológicas útiles

Muestras de sangre

La colecta de otras muestras puede ser necesaria, particularmente si se están realizando trabajos de ADN o de parásitos.

Las muestras de sangre se utilizan para el análisis de ADN y para la identificación de enfermedades. Las

muestras de sangre son frecuentemente colectadas con una aguja manual o un sujetador de tubos de ensayo al vacío *Vacutainer*, este equipo viene preparado de fábrica. Para la colecta se necesitan dos tipos de tubos al vacío, uno de tapón rojo el cual no contiene anticoagulante (para muestras de suero) y el tubo de color púrpura con anticoagulante, para la sangre. Se recomiendan tubos de 10 cm^3 con agujas de una pulgada de largo.

El sitio recomendado para la colecta de sangre es la vena femoral localizada en la pierna trasera. Para localizar la vena, humedezca el área para que el pelo se pegue a la piel, o bien, recorte el pelo del área; presione el lado interno de la pierna justo encima de la rodilla y normalmente en unos pocos segundos la vena estará visible, a veces la vena es difícil de encontrar en osos gordos. Para iniciar la inserción de la aguja, hágalo de lado, no de frente. Si se utiliza el sistema de vacuna y se ha encontrado la vena, la sangre fluirá al momento del pinchazo. Hecho esto, inserte inmediatamente el tubo al sujetador de la aguja y una vez lleno el primer tubo de color rojo, inserte el otro con tapón púrpura. Una vez llenos ambos tubos retire la aguja y aplique presión al sitio hasta que el sangrado se detenga.

Si se utiliza el método de jeringa manual, adhiera la aguja a la jeringa e insértela dentro de la vena; jale el embolo lentamente, de otra manera la vena se colapsará lo cual, detiene el flujo de sangre. Todos los tubos deberán ir acompañados de un rótulo con sitio, fecha, y número de identificación del oso, además de los datos de quien colectó la muestra.

Muestras de piel

Regularmente, el fragmento de tejido extraído al momento de perforar la oreja para la colocación de los aretes, se toma como muestra para analizar ADN, pero esto ocasiona que con los equipos de pinzas perforadoras la muestra se contamine fácilmente, dejándola inútil. Para evitar esto, es mejor realizar la perforación con un pequeño equipo de biopsia, desechable, se realiza la perforación y se separa la pequeña muestra, eliminando así la contaminación.

Se recomienda seguir un protocolo específico establecido previamente por la investigación o el personal de manejo que colecta las muestras, ya que los tipos de muestra de tejidos varían en función las necesidades de investigación y manejo.

Coexistir con el oso negro

Principales conflictos y manejo

Depredación

Actualmente, en el norte de Coahuila se presentan problemas de depredación por osos en áreas donde se maneja ganado. Los problemas de depredación parecen ser más frecuentes cuando las condiciones de sequía persisten y la disponibilidad de alimentos naturales es baja. Una buena regla para recordar es que no todos los osos negros matan ganado, así como no siempre el oso es el culpable de la muerte de un animal ya que los pumas (*Puma concolor*) y coyotes (*Canis latrans*) también pueden depredar ganado (Wade 1980). A menudo los osos le quitan las presas a los pumas o a otro depredador, u ocasionalmente el oso encuentra un becerro muerto o una vaca y empezará a comer, por lo que la primera impresión de la persona que lo ve, es que el oso mató al animal, por lo que se estará tomando un juicio erróneo respecto al oso involucrado (McKinney y Delgadillo 2004).

Los avisos de depredación deberán ser atendidos y manejados por personal que sepa diferenciar la depredación por oso, puma, coyote y gato montés (*Lynx rufus*). La identificación errónea de una muerte de ganado como atribuible a un oso negro, puede resultar en la reubicación innecesaria o el posible sacrificio de un oso negro ajeno a los hechos.

Las muertes de ganado que suelen relacionarse con el oso negro pueden separarse en tres principales categorías: a) depredación, b) pseudodepredación y c) muerte por otras causas. Se conceptúa como depredación el hecho de que oso mate a un animal aparentemente sano; la pseudodepredación es cuando un oso negro mata un animal previamente enfermo, raquítico

o moribundo y cuyas posibilidades de recuperación son bajas; y las pérdidas por otras causas incluyen heridas, enfermedades, plantas tóxicas o abortos (LeCount 1986). Recuerde en todo momento que el oso es un animal carroñero, por lo cual no necesariamente y de modo automático es un depredador activo de ganado.

Cuando se intente determinar un caso de potencial depredación de ganado, de ser posible evalúe lo siguiente:

1 ¿La muerte fue realmente provocada por un oso o por otra causa?
2 ¿Si el oso provocó la muerte, el animal atacado era sano o enfermo?
3 ¿Pudo algún otro animal provocar la muerte y el oso, sólo tomar la presa?
4 ¿La muerte pudo ser provocada por alguna enfermedad?

Investigación del sitio

Cuando se ha recibido un aviso para investigar un lugar de depredación, la primera acción obligada es proteger la presa hasta que se pueda investigar el área. Se recomienda cubrir la presa con una lona para protegerla de carroñeros que pudieran alterarla. Una vez que se ha investigado el área y se ha localizado el cadáver, tome nota de la topografía del área y de la vegetación en general. ¿El animal fue localizado en un área abierta? ¿Es un cañón, en un arroyo o zanja, o en la montaña? ¿Es un área escarpada, plana o rocosa? ¿Qué tipo de cobertura existe en el área; matorral cerrado, vegetación abierta u otro?

Los osos prefieren cobertura espesa en cañones y arroyos, pues suelen utilizar utilizan una cobertura de protección mientras se alimentan, por lo cual arrastran al animal muerto hacia estas áreas. Los osos negros, al igual que el puma, pueden cubrir la presa.

Mientras se examina el sitio del presunto ataque deberán buscarse señales de combate, ya que con los osos se presentan mayores evidencias que con otros depredadores. Esto puede manifestarse como vegetación rota, tierra removida, rastros de sangre y pelos atrapados en la vegetación. Ocasionalmente un animal puede escapar del ataque de un oso negro, por lo que se pueden ver claramente las marcas sobre la piel. Cabe aclarar que el oso negro no pasa su vida depredando como el puma, solo lo hace en una época del año u ocasionalmente durante el año.

Marcas

Debe examinarse el área alrededor del animal en busca de signos; las marcas del oso negro son muy visibles, y consisten en huellas grandes y excretas ubicadas muy cerca de la presa. Sin embargo es necesario recordar que la presencia de signos que indiquen la presencia de un oso negro en un animal muerto no significa necesariamente que el oso mató al animal; busque señales de otros depredadores, como guía, las excretas de un oso son grandes y si se ha alimentado de carne presentarán pelo y se verán oscuras y blandas (LeCount 1986, McKinney y Delgadillo 2004).

En caso de que todos los signos encontrados en el sitio correspondan a un oso negro, ahora se deberá determinar si el oso fue efectivamente el responsable del ataque. Normalmente los osos que han matado ganado doméstico empiezan a comer inmediatamente después del ataque. Pero si las excretas del área contienen larvas de moscas, posiblemente el oso consumió carroña.

Examen del animal depredado

Después de examinar y fotografiar el sitio del evento de depredación y el área inmediata, se pasa a revisar el cuerpo del animal depredado. En algunas áreas de Coahuila es más probable que la depredación se presente a principios de primavera y verano, cuando los osos han abandonado sus sitios de hibernación y los alimentos naturales están poco disponibles. Principalmente los osos matan animales recién nacidos, jóvenes y ocasionalmente animales grandes; los ataques documentados en el norte de México corresponden principalmente a becerros, cabras y borregos.

El examen inicia revisando la piel del animal muerto, en busca de marcas de garras y colmillos. Normalmente el oso mata mordiendo la nuca o sobre la espalda, justo detrás de los hombros. Las garras de un oso no son tan evidentes cuando mata, como en el caso del puma.

El ganado depredado por un oso suele mostrar un cuadro definido; si es una vaca en lactación, regularmente estos animales se alimentan de la ubre, para luego abrir al animal y alimentarse de las vísceras y la carne de los cuartos traseros. Los osos también suelen jalar la piel hacia atrás, casi exactamente como una persona desollaría a un animal. Ocasionalmente abren la presa por los hombros y el cuello, lugares en los que suele ocurrir originalmente el ataque. Los pumas, en contraste, remueven los órganos internos y los cubren con hierbas; son más meticulosos con el manejo de sus presas, comparados con otros carnívoros y por lo regular empiezan a alimentarse de los hombros y las costillas (McKinney 1996).

Los coyotes con frecuencia empiezan alimentándose de los flancos de un animal. Los coyotes y pumas frecuentemente rompen las costillas para consumir la presa. En algunos casos los osos, a medida que se alimentan de una presa, retiran la piel hacia atrás y la voltean sobre la cabeza y las piernas. Un animal depredado que queda con la piel colocada en esta forma definitivamente puede considerarse depredado por un oso negro. Una característica de los casos de depredación por osos es que rara vez esparcen o rompen huesos (LeCount 1986).

La piel del animal muerto es una evidencia adicional a investigar; busque señales de hemorragia ya que, cuando un oso mata, normalmente el animal depredado presenta derrames de sangre bajo la piel, en la columna vertebral o en el cuello. Si no se encuentran hemorragias, aunque las marcas de uñas y dientes estén presentes, existe la posibilidad de que el animal fuera muerto antes que el oso lo encontrara (LeCount 1986). Por su peso considerable, un oso con frecuencia aplasta al animal presa y lo magulla en el área del cuello, costillas, hombros y área abdominal.

Daños en propiedades

Ocasionalmente un oso negro destruirá colmenas, jardines o instalaciones en busca de alimento. Los osos crean mucho desorden en poco tiempo. Normalmente son cautelosos respecto a los seres humanos. Sin embargo, siempre existe la excepción a la regla; un oso hambriento, viejo o que ha perdido su miedo natural a los humanos, puede cometer destrozos en una propiedad privada.

Los osos negros son increíblemente fuertes y están gobernados por su estómago. Los destrozos causados por osos en una propiedad privada son muy evidentes, debido a la enérgica búsqueda de alimento. Un oso entrará a una casa y se comerá cualquier alimento disponible, incluyendo alimento en refrigeradores, alacenas, gabinetes y botes de basura. Si la basura está afuera en botes o contenedores sin candado, la basura será esparcida por todos lados, se observarán marcas de uñas y dientes en los botes, botellas rotas, así como excretas con plástico, papel, envolturas de papel aluminio que cubrirán el área, cuando las incursiones se han prolongado algún tiempo. Una vez que un oso ha aprendido lo fácil que es meterse en alguna instalación o propiedad, se acostumbrará muy rápido. Al final, el oso tendrá que ser atrapado y reubicado, o sacrificado según su grado de peligrosidad (McKinney y Delgadillo 2004).

Cuando investigue los destrozos en una propiedad privada, causados por un oso, deberá fotografiar los daños y examinar el sitio rigurosamente. Busque señas de basura o si hubo alimentos en la casa. Tratar al dueño de una propiedad cuando está enojado no es más fácil que tratar con un ranchero que ha perdido ganado por depredadores. Los osos problemáticos se hacen, no nacen, frecuentemente debido a malos hábitos humanos; y si esto sucede, en poco tiempo se convierten en un problema peligroso. Existen algunas opciones que se pueden sugerir a los propietarios de las tierras que viven en territorios de osos o que tienen casas de campo. Es importante explicar a las personas afectadas por qué los osos se han habituando rápidamente al alimento y a la basura de los humanos, por lo cual la remoción oportuna y adecuada de estos desechos es fundamental (McKinney y Delgadillo 2004).

Comederos para venados

Muchos rancheros y manejadores de UMA utilizan comederos artificiales para suplementar alimento a los venados. Para ello utilizan principalmente maíz u otros alimentos comerciales. Los comederos para venados son un atractivo para los osos y muchos de ellos se habitúan al alimento de estos comederos. Los venados, guajolotes y otra fauna silvestre no se acercan a estos lugares cuando los osos se encuentran alrededor del área. Los osos pueden ser muy agresivos en estos sitios ya que reclaman y protegen la comida. Este tipo de comportamiento puede ser peligroso para las personas que se encargan del mantenimiento de estos comederos. En áreas de osos sería recomendable suplementar a los venados solamente en el invierno, cuando los osos no están activos. Sin embargo, si se vive en áreas bajas donde los osos permanecen activos todo el año, es muy posible que este método no funcione.

Prevención de conflictos

Los encuentros de osos con humanos se dan principalmente durante la búsqueda de alimento por los primeros. Debido a su buen olfato los osos pueden percibir a distancia botes de basura, basureros y bodegas de alimento. Los conflictos pueden variar desde la simple presencia de un oso, hacia daños en casas y campamentos, la depredación de ganado doméstico, y hasta una agresión directa. Por lo regular los conflictos se hacen más frecuentes cuando el alimento natural escasea en el ecosistema y los osos se ven en la necesidad de moverse a otras áreas.

La mejor forma de evitar problemas en las áreas donde hay osos es previniéndolos. La basura debe separarse y colocarse en contenedores especiales de metal y con seguros, para evitar que un oso pueda abrirlos. Las bodegas de alimento nunca deben permanecer abiertas y deben ser aseguradas lo mejor posible. Los osos son animales inteligentes y siempre regresan al sitio donde anteriormente encontraron alimento.

Los problemas graves pueden ocurrir cuando las personas fascinadas por un oso se acercan al animal para observarlo, tratar de ofrecerle comida o fotografiarlo; en esta situación, tanto la persona como el animal se encuentran temerosos uno del otro, y casi siempre estos contactos terminan en la muerte del oso al tratar de tomar acciones para dar seguridad a las personas.

Los conflictos por depredación ocurren principalmente en la época de nacimiento de becerros, el cual comúnmente coincide con la salida de los osos de sus madrigueras invernales. En esta época los osos se encuentran en mala condición física y necesitan recuperarse rápidamente, por lo que el ganado joven es una fuente de alimento muy apetecible. Como se mencionó anteriormente, además de becerros, los osos también llegan a depredar cabras y borregos domésticos.

Retomando a LeCount (1986), Bernard (2002) y McKinney y Delgadillo (2004), podemos proponer las siguientes recomendaciones para la prevención de conflictos:

1. No alimente a los osos, pueden parecer serenos y divertidos, pero son animales salvajes y en poco tiempo estarán exigiendo su comida.
2. Mantenga siempre una distancia segura de cualquier oso que vea y nunca se le acerque; son animales ágiles, salvajes, fuertes e impredecibles.
3. Mantenga siempre su propiedad limpia, la basura póngala en contenedores bajo llave, quémela o entiérrela.
4. Mantenga almacenada correctamente la comida de personas, mascotas y ganado doméstico.
5. Queme los animales domésticos muertos y restos de animales silvestres cazados, para prevenir que los osos se alimenten de ellos.
6. Los perros son una buena herramienta para mantener a los osos alejados de una propiedad, se recomienda que se tenga más de uno.

Recomendaciones generales para la conservación del oso negro

Áreas naturales protegidas

Actualmente existen en México áreas naturales protegidas donde se distribuye el oso negro como es el caso de Maderas del Carmen y Serranías del Burro en Coahuila, el Cañón de Santa Elena en Chihuahua, el Parque Cumbres de Monterrey en Nuevo León, y El Cielo en Tamaulipas. Es importante el desarrollo de estudios de la especie en estas áreas con la finalidad de conocer su estatus actual y evaluar el crecimiento de las poblaciones, para generar información sobre la dispersión potencial y real de la especie a otras áreas. A medida que se obtengan mayores conocimientos sobre oso negro y se establezcan medidas de conservación dentro de estas áreas, mayor será la probabilidad de implementar un manejo sustentable en una región.

Conservación de corredores ecológicos

Como mencionamos anteriormente, el oso negro es una especie que necesita de hábitat extensos y saludables Los machos recorren grandes distancias y presentan territorios amplios, los machos subadultos se mueven también grandes distancias en busca de nuevos territorios lo que favorece la dispersión natural, por lo que es importante mantener el mayor tamaño posible de los parches con vegetación natural y la mayor cantidad posible de hábitat continuo, todo lo cual garantiza la viabilidad de la especie.

Asimismo, es importante realizar estudios sobre los corredores ecológicos naturales y difundir la importancia de su conservación, sobre todo en las áreas de distribución del oso negro en México.

Manejo del hábitat

El manejo forestal, la minería, la ganadería y los nuevos asentamientos humanos son algunos ejemplos de actividades que pueden alterar significativamente el hábitat del oso negro en México. Sin embargo, es posible el desarrollo de actividades económicas integrando las especies prioritarias en cualesquiera planes de manejo de la tierra y de aprovechamiento de recursos. Como ejemplo tenemos el éxito en la recuperación y conservación de osos en el norte de Coahuila, el cual se debe en gran medida a la iniciativa propia de ganaderos, de algunos ejidos y compañías mineras, los cuales protegen la fauna silvestre dentro de sus propiedades o tierras concesionadas.

Literatura citada

Anderson, D.R., F.B. Marchinton, K.M. Weaver, M.R. Pelton y T.L. Edwards. 1998. Conservation strategies for an isolated black bear population in northeast Louisiana, USA. Pp. 74 en IIth International Conference on Bear Research and Management. International Association for Bear Research & Management Gatlinburg, Tennessee.

Auger, J. 2003. Movement of Utah black bear: implications for management and conservation. Pp. 72-80 en 8 Th Western black bear Workshop. Pray, Montana. USA. Bear Hunting. 1991. The resources agency department of fish and game. Draft Environmental document. California.

Bear Hunting. 1991. The resources agency department of fish and game. Draft Environmental document. State of California, The Resources Agency, Department of Fish and Game.

Bernard, L. 2002. Be bear aware. Outdoors, California. Department of Fish and Game. Vol. 63 (4): 38-40

Bertram, M.R. y M.T. Vivion. 2000. Black bear monitoring in eastern interior Alaska. P. 30 in 7th Western black bear workshop. Coss Bay. Oregon.

Boulanger, J., G. C. White, B. McLellan. 2001. Application of the DNA mark-recapture technique to bear populations: Past results and future trends.

Pp 23 en 13th International Conference on Bear Research & Management. International Association for Bear Research & Management. Jackson, Wyoming. USA.

Black Bear Management Plan. 1998. California department Fish and Game. California.

Calderón-Dominguea, P.,E. Carreón-Hernandez, A. Lafón-Terrazas y J.C. Guzman-Aranda. 2006. Distribución espacio temporal de las poblaciones de oso negro (Ursus americanus) en el estado de Chihuahua. Protección de la Fauna Mexicana. A.C.

Clarke, C.M. y Wasser, S.K. 2000. Technical considerations for non-invasive genotyping methods using hair in black bear. Pp 12 en 7th Western black bear workshop. Coss Bay. Oregon.

Delgadillo, V.J. 2001. Ecología nutricional del oso negro en la Sierra Maderas del Carmen. Tesis de Maestría en Ciencias. Facultad de Ciencias Forestales de la UANL, Nuevo León, México.

Diario Oficial de la Federación (D.O.F.). 1999. Acuerdo por el que se crea el Comité Técnico Consultivo Nacional para la Recuperación de Especies Prioritarias. Miércoles 23 de junio. Primera Sección. Pp. 20-22.

Doan-Crider, D.L. 1995. Food habits of the Mexican black bear in Big Bend National Park, Texas and Serranías del Burro, Coahuila, Mexico. Report to Big Bend National Park (Datos no publicados).

Doan-Crider, D.L. 1995. Population's characteristics and home range dynamics of the black bear in northern Coahuila, Mexico. M.S. Thesis. Texas A&M University-Kingville, Kingville. USA. 117 pp.

Doan-Crider, D.L. y E.C. Hellegren. 1996. Population characteristics and winter ecology of black bear in Coahuila, Mexico. Journal of Wildlife Management. 60:398-407.

Doan-Crider, D.L. 2002. Dinámica poblacional de una población de oso negro no cazada de alta densidad en Coahuila, México. Conferencia Foro Regional de Vida Silvestre, Agujita, Coahuila. .

Doan-Crider. 2003. Movements and spatiotemporal variation in relation to food productivity and distribution, and population dynamics of the Mexican black bear in the Serranías del Burro, Coahuila, Mexico. Dissertation. Texas A&M University-Kingville.

Edwards, A.S. y J.D. Clark. 2002. A determination of the status of the black bear in southwest Alabama. University of Tennessee. Final Report, W-56-1.

Elowe, K. D. y W. E. Dodge. 1989. Factors affecting reproductive success and cub survival. Journal of Wildlife Management, 53:962-968.

Garshelis, D.L. 1991. Monitoring black bear population: Pitfalls and recommendations. Pp. 123-144 en 4th Western black bears Workshop (J.K. Keay Ed.). California.

Garshelis, D.L. y K.V. Noyce. 2000. Trend in black bear-human conflict during a 2-decade burgeoning bear population. Pp 7 en 7th Western black bear workshop. Coos Bay, Oregon.

Hall, E.R. 1981. The mammals of North America. 2nd Edition, John Wiley and Sons, New York, New York. 1181 p.

Harding, L., Black, H.L. y B. Bates. 2000. Pp 25 en 7th Western black bear workshop. Coss Bay. Oregon.

Hellegren, E.C. 1993. Status, distribution, and summer food habits of black bear in Big Bend National Park. Southwestern Naturalist, 38:77-80.

Highley, K, y S. Chang. 1998. Bear farming and trade in China and Taiwan. Earthtrust, en: *http://planet-hawaii.com/earthtrust/bear.html*

Immel, D. y D.H. Jackson. 2000. Evaluating black bear behavior in and around snare sites utilizing DNA analysis. Pp 30 en 7Th Western black bear workshop. Coss Bay. Oregon.

INE-SEMARNAP. 1999. Proyecto de conservación del Oso Negro (*Ursus americanus*) en México. Instituto Nacional de Ecología-Secretaria de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. Mexico, D.F.

International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN). 1999. Status survey and conservation action plan. Bears. (Servheen, C., Herrero, S. y Peyton, B. Comps). IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 309 pp.

Jones, M.D. 2005. Black bear bait station survey. Black bear project. North Carolina Wildlife Resources Commission. North Carolina.

Kasworm, W.F. y J. Brown. 2001. Population trend, mortality cause, and harvest management of black bear in northwest Montana. Pp 53 en 13Th International Conference on bear research and management. Jackson, Wyoming, USA.

Kendall, K.C. L. Waits, D. Scrirokauser y S. Wolff. 1998. Using DNA to monitor bear populations in Glacier National Park. Pp 100 en IITh International Conference on Bear Research and Management. Gatlinburg, Tennessee.

LeCount, A.L. 1986. Black bear field guide: a manager's manual. Special Report No 16. Research Branch, Arizona Game and Fish Department, Phoenix, Az. Pp. 1-16.

LeCount, A.L. R.H. Smith y J.R. Wegge. 1984. Black bear requirements in central Arizona, Game and Fish Department. Rep. 14.

LeCount, A. L. 1987. Causes of black bear cub mortality. *Interior Conference on Bear Research and Management*, 7:75-82.

Leopold, A.S. 1959. Wildlife of Mexico. University of California Press. Davis, 568 pp.

LoBello, R. L. 1989. Status of the black bear in Big Bend National Park, Texas. Third Regional Conference US-Mexico border states on parks and wildlife. McAllen, Texas.

Mace, R.D., G.R. Olson, y S.T. Stewart. 2001. Factors influencing hunter harvest of the American black bear in Montana. Pp 54 en 13 th International Conference on bear research and management. Jackson, Wyoming, USA.

Manen, F.T., J.D. Heward, H.L. Black y G. Wallace. 2001. Black bear bait-station surveys as an index of population trends. Pp 71 en 13th International Conference on bear researsh and management. Jackson, Wyoming, USA.

Middleton, D. 1997. The evolution of bears. En: The Bear Den home page. http://www.naturenet.com/bears/evolve.html

McKinney, B.R. y M.T. Pittman. 2000. Habitat use, diet, home range and seasonal movement of resident and relocated black bear in west Texas. Texas Park and Wildlife, Project WER57 STATE.

McKinney, B.P. 1996. A field guide to Texas mountain lions. Texas Parks and Wildlife, Austin, Texas.

McKinney, B.R. y J. V. Delgadillo. 2004. Manual para el manejo de oso negro mexicano, Guía para manejadores. Cemex, Monterrey, N.L. México.

McKinney, B.R. y J.V. Delgadillo. 2005. Population dynamics and movement of black bears in northern Coahuila, Mexico. Annual Project Summary. Dat. No Publ.

Novak, R. M. 1991. Walker's Mammals of the World. John Hopkins. Baltimore.

Onorato, D.P., B.R. McKinney, M.T. Pittman, S. Mitchell, R. Skiles and E. Hellgren. 2001. Home Range and diet of two naturally recolonizing black bear population in the Chihuahuan Desert of southwestern Texas. En 13th International Conference on Bear Research and Management. Jackson Hole, Wyoming.

Powell, R.A. J.W. Zimmerman y D.E. Seaman. 1997. Ecology and behavior of North American black bears: home ranges, habitat and social organization. Chapman & Hall. University of Southampton, UK.

Robbins, T. 1988. When species collide: bears and people are comming into conflict in Montana. National Wildlife. 26:20-27.

Roger, L.L. 1987. Factors influencing dispersal in the black bear. Pp 75-84 en Mammalian dispersal patterns. (B.D. Chepko-Sade y Z.T. Halpin Ed.).

Roger, L.L. y A.W. Allen. 1987. Habitat suitability index models: black bear, Upper Great Lakes Region. U.S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep. 82 (10.144).

Roger, L.L. 1993. The role of quality in the natural regulation of black bear population. 4th Western black bear Workshop: Pp 95-100.

Romain K., R.B. Wielgus, M. Austin, W. Kasworm, y W. Wakkinen. 2001. Effort to detect north Cascade grizzly bears using non-invasive DNA hair sampling techniques. Pp. 33 en 13th International Conference on Bear Research and Management. Jackson Hole, Wyoming.

Rudis, V.A. 1995. Regional assessment of remote forest and black bear habitat from forest resource surveys. J. Wildl. Manage. 59(1):170-180.

Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 2002. Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-

2001. Protección Ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación. Segunda Sección. Mamíferos, págs. 136-147, Miércoles 6 de Marzo.

Sierra, R.C., V.I. Ságayo, M. del Carmen S. Hurtado, G. C. López. 2005. Black bear abundance, Habitat use, and food habits in the Sierra San Luis, Sonora, México. USDA Forest Service Proceedings. RMRS-P-36.

Shaw, J.H. 1985. Introduction to wildlife management. McGraw-Hill.

Stetz, J.B., Richardson, K.A., K. Peterson, K.C. Kendall y L. Waits. 2000. A comparison of non-invasive sample collection techniques for use in genetic analysis. Pp 29 en 7th Western black bear workshop. Coss Bay. Oregon.

Triant, D.A., D. Immel y D. Jackson. 2000. Estimating population size of the Louisiana black bear. Pp 31 en 7th Western black bear workshop. Coss Bay. Oregon.

Tredick, C.A., M.R. Vaughan, D.F. Stauffer, S. L. Simek and T. Eason. 2007. Sub-sampling genetic data to estimate black bear population size: a case study. *Ursus* 18(2):179-188.

Updike, D. 2002. How many bears?. Outdoor, California. Department of Fish and Game. Vol. 63 (4): 24-25

U. S. Department of the Interior, U.S. Fish and Wildlife Service. 1994. American Black Bear (*Ursus americanus*). Biologue Series, E.U.A.

Waits, L. 2001. Non-Invasive genetic sampling of bear populations: Promise and Pitfalls. Pp 30 in 13th International Conference on Bear Research and Management. Jackson Hole, Wyoming.

Wade, D.A. y J.E. Brown. 1980. Procedures for evaluating predation on livestock and wildlife. Texas Agricultural Extension Service. Bull. 1429. Texas A&M University, College Station. Texas.

Wasser. S.K. 2000. Combining noninvasive DNA and endocrine methods. Pp 13-14 en 7th Western black bear workshop. Coss Bay. Oregon.

Tercera parte

Otras herramientas importantes para la conservación de vertebrados silvestres en México

La administración descentralizada de algunos aspectos del manejo de la vida silvestre en México: síntesis del proceso y marco jurídico

Ana Ortiz Monasterio Quintana

Como parte de los primeros pasos importantes del proceso de descentralización mexicano, el Congreso de la Unión estableció, con base en las reformas constitucionales de 1987, la concurrencia de los tres órdenes de gobierno en temas ambientales. Tan sólo unos años más tarde, prácticamente todas las entidades federativas contaban con su propia ley ambiental para regular las materias que les corresponden conforme a la Ley General de Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente de 1998.

Sin embargo, fue la entrada en vigor de la Ley General de Vida Silvestre al cambio de milenio, la que otorgó finalmente a las entidades federativas facultades vinculadas a la diversidad de especies que subsisten sujetas a los procesos de evolución natural y sus hábitats, ya que la Ley de Pesca, la Ley Forestal y la hasta entonces vigente Ley Federal de Caza, mantenían un régimen centralizado para la administración de los recursos naturales vivos.

El presente capítulo aborda el proceso tendiente a la administración descentralizada de la vida silvestre, cuya complejidad técnica es de especial interés en este Diplomado. Se plantea primero un marco conceptual y el contexto en el que se enmarca este proceso, seguido de los fundamentos de las decisiones sobre los aspectos a descentralizar. Más adelante se exponen los lineamientos esenciales que siguió el diseño de la descentralización administrativa y los cambios que éste ha sufrido, así como el marco jurídico general e instrumentos en los que se inscribe el proceso. También se presentan los criterios técnico-jurídicos que norman las atribuciones y funciones de las diferentes autoridades, el esquema de unidades de manejo para la conservación de vida silvestre y la figura de manejo regional. Para concluir se hace un breve análisis de las ventajas esperadas de la administración descentralizada de algunas funciones de gobierno, las implicaciones particulares de la descentralización en el caso de estados fronterizos, los desafíos actuales para llegar a una descentralización exitosa y las perspectivas a futuro.

Marco conceptual

Los primeros esfuerzos serios de descentralización del gobierno mexicano a partir 1982 se pueden leer como un intento del Gobierno Federal y el partido en el poder por recuperar algo de legitimidad y la credibilidad perdida en la crisis política cuyo desarrollo inició en esos años (Rodríguez 1999). Con la transición hacia una verdadera división de poderes y a la posibilidad de alternancia no sólo en los gobiernos locales sino también en la presidencia de la República, la descentralización se ha ido tornando en un proceso de verdadera redistribución del poder político-económico.

Aunque era un tema discutido y valorado en las esferas académicas enfocadas al desarrollo desde hace

más de 50 años, la importancia de la descentralización en la agenda política del Banco Mundial cobró fuerza en la década de los 80 del siglo pasado (Conyers 1983) al igual que en el gobierno mexicano. De acuerdo con Victoria Rodríguez (1999), el carácter decisivo de la reforma municipal de 1983 estriba no sólo en haber puesto los cimientos sobre los que se han construido los programas de descentralización subsecuentes, sino además en haber marcado el comienzo de una "cultura de la descentralización" en nuestro país.

Desde la perspectiva jurídica, la descentralización comenzó con las reformas al artículo 115 de la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos, mediante las cuales se sentaron las bases para la devolución de poder fiscal y administrativo hacia los municipios. Como señala Rodríguez (1999), es importante entender a la descentralización como un proceso. Un régimen descentralizado no se alcanza con una reforma constitucional, la emisión de leyes o modificaciones a las mismas, pero éstas son fundamentales para el proceso y determinan sus alcances.

Una forma de acercar la administración a los habitantes de una entidad federativa o municipio es la desconcentración, es decir, la transferencia de funciones a oficinas del propio Gobierno Federal en localidades de los estados o el Distrito Federal. Sin embargo, esto no constituye una descentralización en estricto sentido ya que el poder sigue centralizado en un sólo orden de gobierno. La descentralización propiamente se da al establecer atribuciones para los gobiernos locales por ley, o al transferirles a éstos algunas funciones por convenio, según lo previsto en la propia legislación. Todo lo anterior se ha dado y se da en la actualidad en distintas materias ambientales, incluida la administración de la vida silvestre.

Contexto del proceso de descentralización administrativa de vida silvestre

Aún cuando es claro que México, a diferencia de otras federaciones, partió de un poder unificado que decidió su descentralización y, como expresa Díaz (1996), para tal ha debido dotar de entidad regional a ciertos órganos de ejecución limitada, asume "mentirosamente" los perfiles constructivos de un federalismo de tipo "pacticio", sin poseer los rasgos históricos para darle realidad a ese pretendido pacto de origen. El federalismo cooperativo entiende el sistema federal como "un proceso permanente de distribución de atribuciones, reconociendo en todo momento que los balances específicos de competencias se alteran y ajustan de acuerdo con las variantes que representa la realidad".

Así, en el ámbito de un proceso más amplio de descentralización que abarcó distintos campos del derecho, incluido el constitucional, la descentralización en materia ambiental se comenzó a perfilar con mayor claridad en la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente. Como ya se mencionó, ésta logró abrir espacios para la emisión de leyes estatales en las materias que el propio Congreso federal determinó en la misma, así como para la asunción de otras funciones por parte de los municipios.

Doce años más tarde, la nueva Ley General de Vida Silvestre estableció la concurrencia de los distintos órdenes de Gobierno en materia de conservación y uso sustentable de las especies silvestres y sus hábitat –materia antes exclusivamente federal-. Para lo anterior, se procuró mantener la unidad estructural en el ejercicio de la función pública y fortalecer el nuevo federalismo mexicano de tipo cooperativo al que hace referencia Martín Díaz (1996), sin descuidar la continuidad e integralidad de los procesos ecosistémicos asociados a la vida silvestre.

La importancia de iniciar la federalización de la materia, fue reconocida desde el inicio del proceso legislativo

en el Grupo de Trabajo Conjunto (Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca - Congreso de la Unión) que desarrolló el texto de la iniciativa. No obstante este reconocimiento, hubo consenso en cuanto a la importancia de contar con normas homogéneas para todo el territorio nacional en términos de conservación y sustentabilidad, el cual respondió a tres cuestiones básicas: el consenso científico respecto a los criterios ecológicos generales para lograrlos; la gravedad de la fragmentación y degradación de hábitats y de la disminución y desaparición de poblaciones naturales de especies silvestres, que podrían verse incrementados por reglas distintas basadas en fronteras políticas y, por último, la necesidad de certidumbre en la realización de actividades productivas basadas en la vida silvestre. Esto provocó la búsqueda de opciones en términos de competencias estatales que no se mostraron en todo momento adecuadas desde el punto de vista formal y sustancial además de ser sumamente complejas.

Finalmente, como veremos a continuación, el sistema de concurrencia de la Ley General de Vida Silvestre logró involucrar a los gobiernos de las entidades federativas sin perder la unidad estructural de la política nacional en la materia, cuyo ejercicio exige un alto grado de congruencia y unidad institucionales.

Fundamentos sobre aspectos a descentralizar y mantener bajo administración central

Partiendo de la convicción de iniciar un proceso de descentralización para la conservación y el uso sustentable de las especies silvestres y los hábitats naturales, la discusión en el proceso legislativo pasó por diversas propuestas de distribución de competencias, entre los que destaca la administración por parte de los gobiernos de las entidades federativas del manejo de todas las especies que no estuvieran en una categoría de riesgo. Esta propuesta tiene varios defectos cruciales que salieron a la luz en dicha discusión sobre los cuales vale la pena llamar la atención, ya que estos reflejan la complejidad del asunto.

Por un lado, podría sugerir un cierto paternalismo por parte del Congreso de la Unión hacia los gobiernos estatales, al dejar los casos más "importantes" (por considerarse críticos) reservados a las autoridades federales. Por otra parte, técnicamente presenta problemas graves: si el consenso en cuanto a los criterios biológicos generales para el manejo existe ¿qué justificaría que se apliquen reglas distintas en una entidad federativa y otra para ciertas especies simplemente por no estar consideradas en riesgo? ¿Por qué los ciudadanos mexicanos de un estado y otro tendrían que ceñirse a normas distintas y qué implicaciones tendría esto en el manejo de la vida silvestre y las actividades productivas?

Desde el punto de vista jurídico y político, la distribución de competencias hubiera quedado sujeta en última instancia a un acto administrativo del gobierno federal: la inclusión o exclusión de especies en la lista de una norma oficial mexicana emitida por una dependencia el Poder Ejecutivo Federal (la NOM-059-SEMARNAT-2001, que establece las categorías de riesgo y especificaciones para la categorización de especies silvestres nativas de México).

En el fondo, el único criterio que debería guiar a la administración de los recursos naturales hacia un esquema de verdadero federalismo es el que Rodríguez (1999) refiere a "la separación fundamental entre la centralización y la descentralización" consistente en que "algunas funciones del Estado son inherentemente mejor manejadas por el centro, mientras que otras son inherentemente mejor resueltas por una estructura desconcentrada."

En este sentido, en la iniciativa presentada, el método de concurrencia competencial utilizado mantiene en la Federación facultades de imperio normativo tendientes a un desarrollo unificado de la política nacional y las entidades federativas pueden adquirir, a través de convenios o acuerdos, atribuciones para llevar a cabo las acciones ejecutivas más importantes en materia de vida silvestre, además de estar facultadas -de manera exclusiva- para la regulación de aspectos cuya esencia tiene repercusiones principalmente en la esfera local. Esto está estrechamente vinculado con el respeto

a su libertad y soberanía para transferir a los municipios las funciones que sus legislaturas consideren apropiadas de acuerdo a las características particulares de cada entidad federativa y de los propios municipios, a través de las leyes locales y de convenios o acuerdos correspondientes.

Cabe resaltar tres de las atribuciones consideradas por naturaleza locales que la Ley General de Vida Silvestre otorgó a las entidades federativas diversas, que destacan por ser fundamentales para lograr la conservación de la biodiversidad y la sustentabilidad en el desarrollo rural: la compilación de la información sobre los usos y formas de aprovechamiento de subsistencia; la promoción de la organización de los grupos y su integración a los procesos de desarrollo sustentable, y el brindar apoyo, asesoría técnica y capacitación a comunidades rurales dentro de sus límites territoriales.

Lineamientos esenciales del diseño de la descentralización administrativa

Como se mencionó en los apartados anteriores, el sistema de concurrencia de la nueva ley asignó papeles fundamentales, dentro de un campo de acción determinado, a los diferentes órdenes de gobierno, sin perder la unidad estructural de la política nacional. De acuerdo al propio texto legal (artículo 7o) el sistema de concurrencias de la Ley General de Vida Silvestre tiene por objeto:

- Desarrollar las facultades de la federación para coordinar la definición, regulación, y supervisión de las acciones de conservación y de aprovechamiento sustentable de la biodiversidad que compone la vida silvestre y su hábitat.
- Reconocer a los gobiernos estatales y del Distrito Federal, atribuciones para ejecutar dentro de su territorio las acciones relativas al cumplimiento de los lineamientos de la política nacional en materia de vida silvestre y su hábitat.
- Especificar aquellas atribuciones que corresponde ejercer de manera exclusiva a los poderes de las Entidades Federativas y a la Federación en materia de vida silvestre
- Establecer los mecanismos de coordinación necesarios para establecer la adecuada colaboración entre los distintos órdenes de gobierno, en las materias que regula, cuidando en todo caso el no afectar la continuidad e integralidad de los procesos ecosistémicos asociados a la vida silvestre.

Aunque en primera instancia podría parecer menor el espíritu federalista de la Ley General de Vida Silvestre, por no establecer en su texto atribuciones para la esfera municipal, vale la pena destacar que al no hacerlo el Congreso de la Unión respetó la libertad y soberanía de las entidades federativas para decidir las atribuciones de sus respectivos municipios de acuerdo a sus características particulares. El hecho de que existan Estados con unos cuantos municipios –como Baja California Sur que tiene 5– y con varios centenares –como es el caso de Oaxaca con 570–, aunado a las enormes diferencias de las características municipales entre unos y otros, así como en términos de diversidad biológica y cultural y de condiciones socioeconómicas en las distintas entidades federativas, hizo considerar inapropiado que desde el poder legislativo central se determinara qué deben hacer todos los municipios por igual.

Por otra parte, la Ley General de Vida Silvestre estableció un sistema para la transferencia gradual y ordenada de funciones federales a las entidades federativas, mediante convenios de coordinación que se pueden celebrar a petición de éstas de acuerdo a sus intereses, cuando ellas consideren que cuentan con los recursos y estructura institucional necesarios para asumirlas.

Tan sólo unos meses más tarde, en la siguiente administración, el Presidente de la República propuso reformas a esta ley entre otros temas sobre el relativo al artículo 12 de dicho instrumento que preveía por primera ocasión en nuestro sistema jurídico las bases de la aplicación de un auténtico federalismo cooperativo, diseñadas conceptualmente por Díaz y Díaz (Cañas

y Ortiz Monasterio, 2007) entonces integrante del Grupo de Trabajo Conjunto en su carácter de Director General de Asuntos Jurídicos de la Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca.

La iniciativa presentada por el Ejecutivo Federal a la Cámara de Diputados para reformar diversas disposiciones de la Ley General de Vida Silvestre, afirmaba tener la virtud de reconocer "las naturales asimetrías que existen en las entidades federativas, respecto a la capacidad para asumir nuevas atribuciones y, por ello... ...descartar un mecanismo rígido que transfiera facultades federales a los Estados, sin tomar en cuenta tales asimetrías".

La transferencia diferenciada, la "posibilidad legal de que los gobiernos de las entidades federativas asuman la ejecución de algunas facultades que actualmente corresponden a la Federación, a través de la celebración de convenios o acuerdos de coordinación" y otros componentes para fortalecer el federalismo e impulsar la descentralización, habían ya sido incorporados a nuestra legislación a través de los artículos 7 a 13 de la Ley General de Vida Silvestre. Lo cierto es que las modificaciones que entraron en vigor el 10 de enero de 2002 debilitaron al que fue, sin lugar a dudas, el mecanismo más vanguardista en la legislación mexicana precisamente en términos de impulso a un verdadero federalismo cooperativo, como ha sido expuesto en la Revista de la Escuela Libre de Derecho (Cañas y Ortiz Monasterio 2007) y se comenta a continuación.

Las disposiciones originales de esta Ley, asumían la prevalencia absoluta del mandato constitucional, al reconocer plena capacidad a las Entidades Federativas para valorar sus posibilidades de asumir la mayoría de las atribuciones que a la autoridad disponía la ley. El mecanismo para asumirlas, implicaba la ausencia de "calificaciones" de la autoridad federal para que se dispusiera la asunción de facultades por los gobiernos locales, así como el reconocimiento de que es el ámbito jurídico de aplicación lo que diferencia a los dos estratos gubernamentales, no una jerarquía valorativa del estatus de los órdenes de gobierno.

El texto original de la Ley disponía que "la Federación, a través de la Secretaría a petición de cualquiera de los Estados o del Distrito Federal, suscribirá convenios o acuerdos de coordinación", es decir, quedaba a cargo de las autoridades del orden local valorar cuando se encontraran en circunstancias de asumir el ejercicio de diversas atribuciones. A petición suya entonces, la Federación debía suscribir los instrumentos correspondientes. La modificación en cambio prevé una facultad potestativa de la Federación para celebrar dichos convenios y remite, para su cumplimiento, al artículo 12 de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, mismo que establece un sistema detallado de evaluación por parte de la Federación de que el Estado en cuestión o el Distrito Federal están "preparados" para asumir las facultades correspondientes.

En relación con esto, no podemos perder de vista que en la transferencia de atribuciones de la Federación a los Estados está implícita la posibilidad de negociación de beneficios de carácter fiscal en la cual, en el régimen que sustituyó al planteado originalmente en esta ley, las autoridades federales detentan el poder político-económico. Esto no necesariamente significa que tal poder será ejercido negativamente, simplemente que cambió un equilibrio que puede ser decisivo en la celebración y ejecución de convenios con entidades federativas cuyo gobierno sea de un partido distinto al de Gobierno Federal.

Marco jurídico general e instrumentos en los que se inscribe el proceso

El proceso de descentralización de la administración de la vida silvestre se enmarca en la facultad que la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos establece desde 1987 en su artículo 73 fracción XXIX-G, para que el Congreso de la Unión establezca la concurrencia de los distintos órdenes de gobierno en materia de protección al ambiente y de preservación y restauración del equilibrio ecológico. Adicionalmente, en el artículo 116 constitucional fracción VII el cual dispone que "La Federación y los Estados, en los términos de

ley, podrán convenir la asunción por parte de éstos del ejercicio de sus funciones, la ejecución y operación de obras y la prestación de servicios públicos cuando el desarrollo económico y social lo haga necesario".

En cuanto a la descentralización efectuada directamente por la vía legislativa con base en el primer fundamento constitucional mencionado en el párrafo anterior, el artículo 10 de la Ley General de Vida Silvestre estableció las siguientes facultades exclusivas de los gobiernos de las entidades federativas:

I. La formulación y conducción de la política estatal sobre la conservación y aprovechamiento sustentable de la vida silvestre en congruencia con los lineamientos de la política nacional en la materia.
II. La emisión de las leyes para la conservación y el aprovechamiento sustentable de la vida silvestre, en las materias de su competencia.
III. La regulación para el manejo, control y remediación de los problemas asociados a ejemplares y poblaciones ferales, así como la aplicación de las disposiciones en la materia, dentro de su ámbito territorial.
IV. La compilación de la información sobre los usos y formas de aprovechamiento de ejemplares, partes y derivados de la vida silvestre con fines de subsistencia por parte de las comunidades rurales y la promoción de la organización de los distintos grupos y su integración a los procesos de desarrollo sustentable en los términos de esta Ley.
V. El apoyo, asesoría técnica y capacitación a las comunidades rurales para el desarrollo de actividades de conservación y aprovechamiento sustentable de la vida silvestre, la elaboración de planes de manejo, el desarrollo de estudios de poblaciones y la solicitud de autorizaciones.
VI. La conducción de la política estatal de información y difusión en materia de vida silvestre; la integración, seguimiento y actualización del Sistema Estatal de Información sobre la Vida Silvestre en compatibilidad e interrelación con el Subsistema Nacional de Información sobre la Vida Silvestre, en el ámbito de su jurisdicción territorial.
VII. La creación y administración del registro estatal de las organizaciones relacionadas con la conservación y aprovechamiento sustentable de la vida silvestre.
VIII. La creación y administración del registro estatal de los prestadores de servicios vinculados a la transformación, tratamiento, preparación, aprovechamiento y comercialización de ejemplares, partes y derivados de la vida silvestre, así como la supervisión de sus actividades.
IX. La creación y administración del padrón estatal de mascotas de especies silvestres y aves de presa.
X. La coordinación de la participación social en las actividades que incumben a las autoridades estatales.
XI. La emisión de recomendaciones a las autoridades competentes en materia de vida silvestre, con el propósito de promover el cumplimiento de la legislación en la materia.

Por su parte, la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, en sus artículos 11 y 12 brinda fundamentos al Gobierno Federal para suscribir Convenios o Acuerdos de Coordinación con los Estados o municipios que tengan por objeto la protección, preservación y restauración de los recursos naturales y la flora y fauna silvestre. Los artículos 11 y 12 de la Ley General de Vida Silvestre modificados, son el fundamento específico para la celebración de acuerdos de coordinación, en los términos de la ley antes mencionada, para la asunción de facultades no señaladas como exclusivas del Gobierno Federal. El artículo 13 de esta misma Ley, se refiere a la esfera municipal y determina que en ésta, además de las atribuciones vinculadas a esta materia conferidas por el artículo 115 de la constitución federal, se ejercerán las que les otorguen las leyes estatales en el ámbito de sus competencias, así como aquellas que les sean transferidas por las Entidades Federativas, mediante acuerdos o convenios.

También son parte del marco jurídico de la descentralización, las constituciones de las entidades federativas involucradas y las leyes orgánicas, tanto de la ad-

ministración pública federal, como las locales, ya que es de acuerdo a éstas que las distintas instituciones de los gobiernos se involucran en el proceso de descentralización de conformidad con las funciones que les corresponden.

Finalmente, hay varios instrumentos jurídicos de carácter administrativo que enmarcan este proceso en la secuencia para la descentralización de funciones en materia de vida silvestre que se enuncia a continuación:

1. Solicitud oficial del Gobierno del Estado interesado dirigida al C. Secretario de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
2. Publicación por parte del Gobierno del Estado en su periódico o gaceta oficial del Acuerdo por el que la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales establece los requerimientos de tipo técnico que deberán cumplir las entidades federativas interesadas en asumir las funciones federales en materia de vida silvestre (publicado en el Diario Oficial de la Federación el 2 de noviembre de 2004).
3. Envío del Gobierno del Estado a la Semarnat de documentación que muestre el cumplimiento de los requerimientos de tipo técnico (Recursos humanos, materiales y financieros disponibles, estructura institucional y jurídica existente, presencia de un sistema estatal de información que permita integrar información al subsistema nacional de información).
4. Publicación en el Diario Oficial de la Federación y en el periódico o gaceta oficial de la entidad federativa, del Acuerdo por el que se emite la evaluación de los requerimientos formulados al Gobierno del Estado por la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, para la asunción de funciones en materia de vida silvestre.
5. Firma del convenio específico para la asunción de funciones en materia de vida silvestre, entre el Titular de la Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales y el gobierno del estado correspondiente.

Criterios técnico-jurídicos que norman las atribuciones en el esquema descentralizado

Los criterios técnico-jurídicos que regulan la administración descentralizada de la vida silvestre, se encuentran en las disposiciones legales y reglamentarias en la materia, así como en los convenios o acuerdos de coordinación respectivos. Los convenios entre el poder ejecutivo federal y los gobiernos de los estados de la frontera norte, se han celebrado para la asunción por parte de éstos últimos de las siguientes funciones:

a) Autorizar, registrar y supervisar técnicamente el establecimiento de Unidades de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre.
b) Atender los asuntos relativos al manejo, control y remediación de problemas asociados a ejemplares y poblaciones que se tornen perjudiciales.
c) Promover y aplicar las medidas relativas al trato digno y respetuoso de la fauna.
d) Promover el establecimiento de las condiciones para el manejo de ejemplares fuera de su hábitat natural, de conformidad con los procedimientos establecidos en la Ley General de Vida Silvestre.
e) Promover el establecimiento de las condiciones necesarias para el desarrollo de mercados estatales para la vida silvestre, basados en criterios de sustentabilidad, para estimular el logro de los objetivos de conservación y aprovechamiento sustentable.
f) Otorgar, suspender, modificar y revocar las autorizaciones, registros y demás actos administrativos vinculados al aprovechamiento de ejemplares de las especies y poblaciones silvestres, al ejercicio de la caza deportiva y la prestación de servicios.
g) Promover el desarrollo de proyectos, estudios y actividades encaminados a la educación, capacitación e investigación sobre la vida silvestre, para el desarrollo del conocimiento técnico y científico y el fomento del uso del conocimiento tradicional.

Para el caso de especies migratorias la Federación se mantiene a cargo del estudio de las poblaciones y la determinación de tasas de aprovechamiento extractivo a las entidades federativas y los gobiernos estatales adquieren por virtud de los convenios la responsabilidad de emitir las autorizaciones a los usuarios. En cuanto a las especies en riesgo, el Gobierno Federal continúa evaluando y dictaminando las tasas de aprovechamiento, quedando la transferencia de esta atribución a las entidades federativas sujeta a que éstas elaboren el programa individualizado para cada especie

A partir de la firma del convenio específico para la asunción de funciones en materia de vida silvestre, el gobierno del estado cuenta con 120 días hábiles para formular el Programa Estatal para la Descentralización de la Vida Silvestre con elementos para asegurar la conservación, manejo y sustentabilidad en el aprovechamiento, de conformidad con lo establecido en la Ley General de Vida Silvestre y su Reglamento, así como los criterios para evaluar la asignación de aprovechamientos garantizando calidad, honestidad y transparencia.

Los gobiernos de los estados firmantes, se comprometen a cumplir con los criterios de calidad que determine la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales del Gobierno Federal, manteniendo el mismo nivel que tienen los actos administrativos al momento de su asunción, así como a obtener en el plazo de un año el certificado de calidad con base en las normas de sistemas de gestión de calidad ISO 9001:2000, o la que se encuentre vigente en el momento de iniciar el proceso de certificación correspondiente.

Para el efecto de que el Gobierno del Estado pueda recuperar los ingresos por el cobro de los derechos de los trámites transferidos en el presente instrumento, el gobierno del estado correspondiente, por conducto de la autoridad facultada de acuerdo a su legislación, debe celebrar un convenio con la Secretaría de Hacienda y Crédito Público, de conformidad con lo dispuesto en la Ley Federal de Derechos (que es la que establece los cobros asociados a los trámites que se descentralizan).

Además, las partes en cada convenio elaboran conjuntamente un cronograma en el que se establecen los plazos para el cumplimiento el Programa Estatal para la Descentralización de la Vida Silvestre, el cual se utiliza para el control y seguimiento de las actividades.

La relación del gobierno federal en la realización del programa estatal

La Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, puede coadyuvar a los gobiernos de los estados con los que se celebran estos convenios mediante las siguientes acciones:

a) Proporcionar asesoría técnica y la capacitación necesaria al personal, para el cumplimiento de los fines acordados.
b) La aportación de recursos provenientes del Programa de Desarrollo Institucional Ambiental, para fortalecer la capacidad institucional de gestión estatal, con base en la disponibilidad presupuestal y reglas de operación de dicho programa.
c) Proporcionar información sobre posibles fuentes de financiamiento para los programas de trabajo estatales.

Los gobiernos de las entidades federativas quedan obligados a presentar a la Secretaría un informe mensual de actividades realizadas en la ejecución de las funciones, programas y acuerdos que se deriven del Convenio, de conformidad con los formatos que para el efecto la dependencia determine.

Los convenios establecen que Secretaría podrá determinar y ejercer en cualquier momento, la facultad de atracción de aquellos asuntos que considere de trascendencia interestatal, económica, política o social, para ser resueltos por ella. Asimismo, la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales se reserva en estos instrumentos el derecho de ejercer por sí, en cualquier momento, las funciones o atribuciones en materia de vida silvestre referidas, en el territorio de las entidades federativas firmantes. De lo anterior debe

informar por escrito al gobierno del estado correspondiente en un término de cinco días hábiles.

Comité de seguimiento

Las partes en los convenios se comprometen a evaluar periódicamente y de manera conjunta los resultados de las acciones que de ellos se derivan. Para tal efecto, acuerdan constituir un Comité de seguimiento integrado por dos representantes del gobierno del estado y dos representantes de la Secretaría. Este Comité entra en funciones a partir del día siguiente de la firma del instrumento y se debe reunir cada tres meses, para analizar el cumplimiento del programa de vida silvestre, los compromisos, el resultado de acciones, la realización de operativos conjuntos y las gestiones necesarias para el cumplimiento de los acuerdos del Comité y del Convenio, sujetándose a lo dispuesto en su reglamento de operación. El Comité puede reunirse en cualquier momento cuando así se requiera.

Las funciones que se establecen para el Comité en los convenios son:

I. Integrar, conjuntamente con las áreas centrales de la Secretaría, el Programa Estatal para la Descentralización de la Vida Silvestre que operará en el Estado.
II. Coordinar, de acuerdo a las Reglas de Operación aprobadas, el Programa de Desarrollo Institucional Ambiental en la Entidad en materia de Vida Silvestre.
III. Determinar las actividades necesarias para la consecución de los objetivos planteados en el Programa Estatal para la Descentralización que operará en el Estado.
IV. Formular en un plazo no mayor a noventa días hábiles, contados a partir de que entre en funciones su Reglamento de Operación.
V. Desarrollar, conjuntamente con las áreas centrales de la Secretaría, los indicadores necesarios que operarán en el proceso de descentralización.
VI. Emitir al gobierno del estado recomendaciones sobre la operación de las funciones, que en su momento, asuma.
VII. Evaluar la operación de las funciones que sean descentralizadas.

Unidades de manejo para la conservación de vida silvestre y manejo regional

Las Unidades de Manejo para la Conservación de Vida Silvestre (comúnmente conocidas como UMA) son una estrategia fundamental de la Política Nacional en Materia de Vida Silvestre y su Hábitat que tiene por objeto de acuerdo a la Ley:

La conservación de la vida silvestre y sus hábitats mediante la protección y la exigencia de niveles óptimos de aprovechamiento sustentable, de modo que simultáneamente se logre mantener y promover la restauración de su diversidad e integridad, así como incrementar el bienestar de los habitantes del país.

Además, las autoridades encargadas de conducir esta política, incluidas aquellas que asumen funciones y facultades por medio de convenios de coordinación, deben considerar en el ejercicio de sus atribuciones las previsiones establecidas en el mismo artículo 5o de la Ley General de Vida Silvestre, entre las que destacan las siguientes en relación con el tema de este apartado:

- La conservación de la diversidad genética y la protección, restauración y manejo integral de los hábitats naturales, como factores principales para la conservación y recuperación de especies silvestres.
- La adopción de medidas preventivas sin postergar medidas eficaces para la conservación y manejo integral.
- La aplicación de los conocimientos científico, técnico y tradicional disponibles.
- La difusión de la información sobre la importancia de la conservación y sobre las técnicas para el manejo adecuado de la vida silvestre y los hábitats naturales.

- La promoción de la investigación para conocer los valores de la vida silvestre como bien estratégico para la Nación.
- La participación de quienes comparten el hábitat con la vida silvestre (propietarios y legítimos poseedores de predios, habitantes) en la conservación y los beneficios derivados del aprovechamiento sustentable.
- La valoración de la información biológica, ecológica, social en la aplicación de medidas para el control y erradicación de ejemplares y poblaciones perjudiciales
- La orientación de los procesos de aprovechamiento hacia actividades productivas más rentables, con el objeto de generar mayores recursos para la conservación de bienes y servicios ambientales y la generación de empleos

En el contexto de la Política Nacional en Materia de Vida Silvestre y su Hábitat, también es importante considerar la importancia de los bienes y servicios ambientales asociados.

El conjunto de Unidades de Manejo para la Conservación de Vida Silvestre establecidas y operando en el territorio nacional conforman un Sistema, al cual suele hacerse referencia como el SUMA. De acuerdo a lo establecido en el Reglamento de la Ley, el SUMA está integrado por:

1) Los predios o instalaciones en donde exclusivamente se realizan actividades de conservación y que se le incorporen mediante aviso.
2) Los predios o instalaciones que se registren como UMA a solicitud de sus propietarios o legítimos poseedores para la realización de actividades de conservación y aprovechamiento sustentable.
3) Los predios de propiedad federal en los que se realicen actividades de conservación y aprovechamiento sustentable.
4) Los predios propiedad de los gobiernos de las entidades federativas y municipales en los que se realicen actividades de conservación y aprovechamiento sustentable.

La inclusión de los predios previstos en los dos últimos supuestos, se derivó de una propuesta que los tomaba como parte del SUMA sólo para efectos del cumplimiento de sus objetivos y para el manejo de información.

Por otro lado, el proyecto de reglamento establece que los predios o instalaciones que manejen vida silvestre de forma confinada, fuera de su hábitat natural, que no tengan como fin la recuperación de especies o poblaciones para su posterior reintegración a la vida libre no requerirán aprobación de sus planes de manejo por parte de la Secretaría y por lo tanto no serán consideradas como UMA en los términos establecidos en la Ley. Sin embargo, deberán elaborar su plan de manejo atendiendo, en lo que les resulte aplicable, a lo previsto en los incisos (a) a (h) del artículo 40 y 78 de la Ley.

El objeto de la coordinación y promoción del SUMA según la Ley General de Vida Silvestre es el siguiente:

a) Conservar la biodiversidad y el hábitat natural de la vida silvestre, así como dar continuidad a los procesos evolutivos de las especies silvestres en el territorio nacional
b) Formar corredores biológicos que interconecten las UMA entre sí y con las áreas naturales protegidas para potenciar el flujo de ejemplares silvestres
c) Fomentar actividades de restauración, recuperación, reintroducción, y repoblación, con la participación de los interesados
d) Aplicar el conocimiento biológico tradicional, fomentar y desarrollar la investigación de la vida silvestre, e incorporarla a las actividades de conservación de la biodiversidad
e) Desarrollar actividades productivas alternativas para las comunidades rurales y combatir el tráfico y apropiación ilegal de ejemplares, partes y derivados
f) Apoyar la realización de actividades de conservación y aprovechamiento sustentable en el territorio nacional, mediante: (1) vinculación e intercambio de información entre las distintas unidades, y (2)

simplificación de la gestión con base en el expediente de registro y operación de cada unidad

Conforme a lo previsto en la Ley General de Vida Silvestre, la Secretaría debe además apoyar e incentivar la incorporación de predios al SUMA y estimular la labor de los titulares de UMA reconocidas por sus contribuciones a la conservación y la sustentabilidad.

Dado el enfoque de la política nacional en la materia y del objeto de la coordinación y promoción del SUMA, vale la pena reflexionar sobre la importancia del comercio en la conservación de la vida silvestre. Cabe mencionar que ésta no se limita a la creación de mercados verdes como un estímulo para la conservación de la vida silvestre y sus hábitats, también se relaciona con los efectos negativos que el comercio ha tenido sobre las especies silvestres y los ecosistemas, mismos que fueron parte del diagnóstico que dio lugar a una política fuertemente vinculada a la realidad de los mercados, como una estrategia para contrarrestar las presiones que éstos han generado o pudieran generar en el futuro.

De acuerdo a la Ley, se debe promover el desarrollo del SUMA en las zonas de influencia de las áreas naturales protegidas, con el propósito de reforzar sus zonas de amortiguamiento y dar continuidad a sus ecosistemas. Dentro de aquellas áreas declaradas que cuenten con programa de manejo, el SUMA debe involucrar a los habitantes locales en la ejecución de éste dentro de sus predios, dando prioridad al aprovechamiento no extractivo, cuando se trate de especies o poblaciones amenazadas o en peligro de extinción.

Establecimiento de unidades de manejo para la conservación de vida silvestre

El objetivo general de toda UMA es, por ley, la conservación de hábitat natural, poblaciones y ejemplares de especies silvestres. Además, las UMA pueden tener objetivos específicos de: restauración, protección, mantenimiento, recuperación, reproducción, repoblación, reintroducción, investigación, rescate, resguardo, rehabilitación, exhibición, recreación, educación ambiental y aprovechamiento sustentable, mismos que se deben asentar en el plan de manejo.

Los propietarios o legítimos poseedores de los predios o instalaciones en los que se realicen actividades de conservación de vida silvestre tienen la obligación legal de dar aviso a la Secretaría (en la administración descentralizada este aviso debería darse a la autoridad estatal o ser canalizado a ella), la cual procederá a incorporarlos al SUMA. Cuando además se realicen actividades de aprovechamiento, se debe solicitar el registro de dichos predios o instalaciones como UMA.

De acuerdo a la Ley se debe integrar un expediente con el plan de manejo, los datos generales, los títulos que acrediten la propiedad o legítima posesión del promovente sobre los predios, la ubicación geográfica, superficie y colindancias y se puede responder a las solicitudes presentadas en tres sentidos:

a) Registrar las unidades y aprobar sus planes de manejo en los términos presentados para el desarrollo de las actividades
b) Condicionar el desarrollo de las actividades a la modificación del plan de manejo (señalando criterios técnicos para efectuar dicha modificación)
c) Negar el desarrollo de las actividades cuando de la ejecución del plan de manejo resulte que se contravendrán las disposiciones legales

De acuerdo al Reglamento, los titulares de las UMA pueden fungir como Responsables Técnicos o designar a terceros para que lleven a cabo esa función. Esta designación, señala, es responsabilidad exclusiva del titular de la UMA y no requiere de la presentación de documentación alguna ni está sujeta a evaluación, ya que no existe fundamento legal para ello. Ese proyecto, también aclara que la responsabilidad solidaria de los responsables técnicos, persiste hasta que cesen los efectos derivados de las medidas de manejo por ellos propuestas y aplicadas y de las actividades realizadas bajo su supervisión.

Manejo regional

En el SUMA, el concepto de manejo regional cada vez cobra mayor importancia, para el manejo de especies migratorias y de amplia movilidad y distribución. Tanto en el sistema de unidades de manejo de acuerdo a las previsiones de la política nacional en la materia, como en el esquema de manejo regional, las actividades de manejo recaen principalmente dentro de lo que la Ley denomina manejo en vida libre para el cual es relevante el concepto de población definido como el conjunto de individuos de una especie silvestre que comparten el mismo hábitat. Su importancia radica en que la población se considera la unidad básica de manejo de las especies silvestres en vida libre.

El hábitat es el sitio específico en un medio ambiente físico, ocupado por un organismo, por una población, por una especie o por comunidades de especies en un tiempo determinado. El manejo de hábitat, también es relevante para el manejo de poblaciones naturales, ya que indirectamente las afecta o beneficia.

Otro concepto definido en la Ley general de Vida Silvestre de gran relevancia para este tema, es el de desarrollo de poblaciones, es decir, las prácticas planificadas de manejo de poblaciones de especies silvestres en vida libre, que se realizan en áreas delimitadas dentro de su ámbito de distribución natural, dirigidas expresamente a garantizar la conservación de sus hábitats así como a incrementar sus tasas de sobrevivencia, de manera tal que se asegure la permanencia de la población bajo manejo.

Para optimizar el manejo en vida libre, la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales está facultada por la Ley para establecer estrategias que abarquen el conjunto de unidades de manejo para la conservación de vida silvestre colindantes y determinar los términos en que éstas deban desarrollarse, tomando en cuenta la opinión de los involucrados para establecerla y promoviendo, en lo posible, la participación de todos los titulares.

Esto esta detallado en el proyecto de reglamento, responsabilizando a la Secretaría de desarrollar e impulsar proyectos de manejo regional para especies de la vida silvestre, con estrategias que promuevan y faciliten que el manejo, seguimiento permanente y, en su caso, el aprovechamiento sustentable se realicen de manera conjunta por los propietarios o legítimos poseedores de predios integrados al SUMA. En todo caso, debe promover que el manejo y seguimiento permanente se realicen de manera conjunta entre los titulares de las UMA y las personas autorizadas para realizar aprovechamientos sobre predios federales, estatales o municipales cuando se trate de especies y grupos de especies migratorias y depredadores o especies de gran territorio y movilidad.

También es importante recordar que el manejo en vida libre está estrechamente vinculado a los ejemplares o poblaciones nativos; definidos en la Ley como aquellos pertenecientes a especies silvestres que se encuentran dentro de su ámbito de distribución natural. Como se puede observar, para efectos del manejo, nuestra legislación no considera nativos a todos los ejemplares y poblaciones de especies nativas (pertenecientes a especies que se distribuyen en el territorio nacional), sino sólo a aquellos que se encuentran dentro de las áreas específicas en que naturalmente se distribuye su especie. Esto es fundamental ya que los efectos de ejemplares y poblaciones fuera de su ámbito de distribución pueden ser negativos, aun cuando se trate de especies "mexicanas" que se hallen dentro de los límites políticos de nuestro país, pero en áreas distintas a las de interés local.

Otro tema que también está vinculado con la idea de manejo regional, es la prohibición legal del uso de cercos u otros métodos para retener o atraer ejemplares de la fauna silvestre nativa que de otro modo se desarrollarían en varios predios. Esta es una prohibición que puede resultar controversial para algunos aspectos del manejo de vida silvestre, pues la propia Ley hace una remisión a reglamento y señala que la Secretaría podrá aprobar el establecimiento de cercos no permeables y otros métodos como medida de manejo para ejemplares y poblaciones de especies nativas, cuando así se requiera para proyectos de recuperación y actividades de reproducción, repoblación, reintroducción, traslocación o preliberación.

De acuerdo al Reglamento, en estos casos el promovente podrá proponer en el plan de manejo el establecimiento de cercos cuando las condiciones del hábitat permitan la instalación de los mismos y el estado de la especie lo requiera; y deberá precisar las acciones que realizará para contener el impacto sobre el hábitat y las poblaciones nativas locales sobre las que se impida el libre desplazamiento o dispersión de la vida silvestre, así como las medidas para evitar dichos efectos.

Adicionalmente la Ley determina que, tratándose de cercos u otros métodos establecidos con anterioridad a su entrada en vigor, la Secretaría debe promover su remoción o adecuación, así como el manejo conjunto por parte de los propietarios o legítimos poseedores de predios colindantes que compartan poblaciones de especies silvestres nativas, en concordancia con otras actividades productivas, con el objeto de facilitar su movimiento y dispersión y evitar la fragmentación de sus hábitats.

¿Qué especies se pueden manejar en una UMA?

Este es un punto importante a considerar en el proceso de descentralización, ya que hay diversas interpretaciones sal respecto, la más generalizada hoy en día se tal vez que las unidades son para el manejo de fauna, hay incluso un sector que las asocia exclusivamente con el aprovechamiento de especies de interés cinegético. No obstante lo anterior, es fundamental tomar en cuenta como autoridad responsable, que las UMA fueron conceptualizadas como un esquema de manejo integral y diversificado.

Aunque la vida silvestre comprende a todas las especies no domesticadas, el segundo párrafo del artículo 1° de la Ley General de Vida Silvestre excluyó de su ámbito de aplicación desde su promulgación al aprovechamiento sustentable de los recursos forestales maderables y de los organismos cuyo medio de vida total y permanente es el agua, el cual continúa sujeto a las leyes forestal y de pesca, respectivamente, salvo que se trate especies o poblaciones en riesgo.

Como acotó la cámara revisora al dictaminar la iniciativa, regula la aplicación de medidas de conservación para todos los organismos que subsisten sujetos a los procesos de evolución natural, incluyendo a las poblaciones menores que se encuentren bajo control del hombre, y originalmente normaba el aprovechamiento de la flora silvestre no maderable, de los hongos, mamíferos e invertebrados terrestres, aves, reptiles, anfibios y microorganismos, así como de los mamíferos marinos, invertebrados acuáticos, peces y árboles ubicados en alguna categoría de riesgo.

Así, este esquema de manejo representó un avance en términos de integración en la regulación para la conservación y el aprovechamiento sustentable de la vida silvestre en su conjunto, sin afectar los legítimos intereses sociales asociados al desarrollo de las actividades forestales y pesqueras, siempre y cuando éstas constituyeran aprovechamientos sustentables no estén vinculados a especies y poblaciones consideradas en riesgo.

Una interpretación literal del texto (la primer forma de interpretación que debe aplicarse en nuestro sistema jurídico), nos indica que las medidas previstas en esta Ley deben aplicarse incluso cuando se trate de recursos maderables y especies acuáticas que no han sido identificadas en alguna categoría de riesgo, en los casos en que sea necesario para la conservación de las especies o poblaciones, o para la sustentabilidad en el aprovechamiento. Sin embargo, comúnmente se aplica a casos de manejo de especies silvestres terrestres.

Ventajas esperadas de la administración descentralizada de la vida silvestre

La moda de la descentralización (Conyers 1983) atiende a las ventajas que se le asocian (Conyers 1983; E. L. I., 1996; Mumme 1998; Rodríguez 1999), tales como:

- La mayor flexibilidad y eficiencia, vinculada al incremento de capacidades locales y el acercamiento de la administración al terreno.
- El incremento en la participación social en procesos de política más transparentes y democráticos.

- La promoción de relaciones intergubernamentales en procesos concurrentes.

Más allá de intereses políticos o económicos de otra índole o de que el proceso nacional de descentralización pueda haberse originado como respuesta a presiones y crisis, las ventajas antes mencionadas asociadas a la descentralización son el objetivo del proceso en cuanto a la administración de la vida silvestre. Estas tres grandes cualidades teóricamente repercutirían en la conservación de las especies silvestre y sus hábitats, así como en la sustentabilidad de los usos que se lleven a cabo en actividades productivas, es decir, en el cumplimiento del objeto de la política nacional en la materia.

Implicaciones particulares de la descentralización en el caso de estados fronterizos

Dado que los estados de la frontera norte son las entidades en las que más desarrollado está el SUMA, la descentralización implica una importante transferencia de responsabilidades y recursos. Por otra parte, en estos estados es en los que el manejo regional ha cobrado mayor relevancia en virtud de que en muchas de las unidades de manejo para la conservación, se realiza aprovechamiento de especies migratorias y de amplia movilidad y dispersión (por ejemplo, aves acuáticas).

Esto último significa que una buena parte de las funciones se sigue desarrollando por parte de la autoridad federal en el esquema de descentralización actual, lo cual tiene sentido porque muchas decisiones trascienden las fronteras estatales y aun nacionales y, aunque los estados fronterizos suelen tener una estrecha relación con sus vecinos del norte, en nuestro país las relaciones internacionales constitucionalmente deben conducirse por el Gobierno Federal.

Todo lo anterior, sin embargo, hace resaltar la importancia de la coordinación entre los dos órdenes de gobierno y la participación de los gobiernos estatales en los procesos de acopio y análisis de información, así como la coordinación y colaboración interestatal para optimizar las oportunidades que el proceso de descentralización de la administración de la vida silvestre representa.

Desafíos actuales y perspectivas a futuro

Se pueden observar varios desafíos para llegar a una descentralización exitosa, que favorezca la conservación de la vida silvestre y su aprovechamiento sustentable. Éstos constituyen la base de las perspectivas a futuro de una mejor administración de la biodiversidad mexicana con un sustento importante de las instituciones locales.

El primer desafío, desde la perspectiva de las autoridades estatales, es hacer realidad las promesas positivas de la descentralización. Si la administración descentralizada no tiene como efecto mejoras en términos de eficiencia y transparencia, así como una mayor democratización de los procesos, la descentralización solamente habrá significado una transferencia de poder político y económico entre autoridades, sin ningún beneficio para los habitantes de las entidades respectivas ni para la conservación del recurso.

Por otra parte, es fundamental que los esfuerzos de estas autoridades no terminen enfocándose a las funciones que representan la obtención de recursos fiscales, sino que haya una inversión en aquellas atribuciones que les fueron conferidas por ley, las cuales son esenciales para el adecuado desarrollo de la política en materia de vida silvestre en sus entidades federativas, particularmente en relación con localidades marginadas.

Finalmente, es importante trascender las diferencias políticas y colaborar con otras entidades federativas en las que el proceso no ha avanzado tanto como en los estados de la frontera norte. La descentralización no debe limitarse a unos cuantos estados de la República sino que debe ser una realidad en el país en su conjunto. Esto incrementará las posibilidades de enriquecer el ejercicio de las nuevas funciones mediante

el intercambio de experiencias y promover al fortalecimiento del proceso de descentralización en los puntos en que aun es débil y que, como planteó Rodríguez (1999) en otro contexto, pudiera constituir una reconfiguración de la centralización, tanto por parte del partido en el poder en el Gobierno Federal, como dentro de las entidades federativas, respecto a los municipios o a sus pobladores.

Literatura citada

Conyers, D. 1983. Decentralisation: the latest fashion in development administration. *Public Administration and Development* 31: 97-109.

Cañas, R. y A. Ortiz Monasterio. En prensa. Hacia la mercantilización de las relaciones sociedad naturaleza. Contribución a un debate. *Revista de Investigaciones Jurídicas de la Escuela Libre de Derecho,* 31.

Díaz, M. 2000 El aprovechamiento de los recursos naturales. Hacia un nuevo discurso patrimonial. *Revista de Investigaciones Jurídicas de la Escuela Libre de Derecho* 24 (97-171).

E. L. I. 1996. *Decentralization of Environmental Protection in Mexico. An overview of State and Local Laws and Institutions.* Environmental Law Institute, Washington, D. C.

Díaz, M. 1996. México en la Vía del Federalismo Cooperativo. Un Análisis de los Problemas en Torno a la Distribución de Competencias Pp. 168-173 en: *Homenaje a Fernando Alejandro Vázquez Pando*. Barra Mexicana – Colegio de Abogados, México.

Mumme, S. 1998. La descentralización de la política ambiental en la frontera norte: algunas reflexiones desde Sonora. *Región y Sociedad* IX (16): 47-79.

Rodríguez, V. 1999. *Descentralización en México: De la Reforma Municipal a la Solidaridad y al Nuevo Federalismo.* Fondo de Cultura Económica. México.

La planeación y la realización de la educación ambiental

Laura Barraza y Ma. Paz Ceja-Adame

Definición del concepto de educación ambiental y sus alcances

La crisis ambiental como detonador de la educación ambiental

La actual crisis ambiental por la que atraviesa el planeta, amenaza irremediablemente la sobrevivencia de las diferentes especies que lo habitan. Una de las causas de esta crisis tiene su origen en las actividades que el ser humano ejerce sobre su entorno y se hace más compleja en la medida que se establecen dinámicas de relación entre individuos, entre grupos sociales y medio ambiente. Estas relaciones entre seres humanos y su ambiente tienen como punto de referencia aspectos históricos, económicos, sociales, culturales, éticos, políticos y educativos.

En México, los problemas ambientales cada vez cobran mayor importancia. La problemática ambiental en nuestro país y el resto del mundo demanda alianzas entre diversos ámbitos, y dentro de éstos, quizá uno de los más trascendentales es precisamente el educativo.

La educación juega un importante papel en la conservación y el manejo sustentable de los recursos naturales. Mediante ella, es posible construir y reconstruir las ideologías, percepciones, actitudes y acciones de respeto hacia la vida, que permitan a su vez un respeto hacia los ecosociosistemas del planeta. Además es un agente que fortalece integralmente la promoción del conocimiento de los problemas socio-ambientales y los relaciona con sus causas.

La educación ambiental (EA) nació a mediados del siglo pasado y surgió como una alternativa necesaria y urgente para modificar el comportamiento del ser humano. El objetivo que prevalecía hace casi cuatro décadas era el de resolver y prevenir los problemas causados por el impacto de las actividades humanas en los sistemas biofísicos.

La definición de la EA es polisémica y ha experimentado varias transformaciones de acuerdo a la creciente crisis ambiental global, y a sus connotaciones y prácticas. De acuerdo con Sauvé (2003), existen definiciones que van desde la idea progresista: *"la educación ambiental persigue el desarrollo óptimo de los jóvenes y la construcción de una mejor sociedad",* hasta aquellas definiciones ligadas a la educación para la naturaleza, la enseñanza de las ciencias ambientales y el eco-civismo.

Durante la década 1970-1980, la educación ambiental se formalizó como una disciplina independiente uniendo los campos de la educación y de la conservación. En esta década la EA se enfocaba más a ver al ambiente como un problema y no como un recurso. Junto a este planteamiento surgió entonces la nece-

sidad de fomentar habilidades mediante la ciencia y la tecnología, dando un especial énfasis a la experiencia personal sobre el ambiente, entendido éste como naturaleza (Barraza 2002a; Barraza 2002b; Barraza 2003).

Entre 1980 y 1990, la EA se definió como un proceso de análisis crítico de realidades ambientales, sociales y educativas interrelacionadas entre sí (Robottom y Hart 1993). En este período se enfatizó la importancia de asociar a la EA con el concepto de una comunidad dinámica y cambiante, que incluyera las características sociales y culturales de la gente y el contexto en el que vive. Con este enfoque, el ambiente se representó como un lugar para vivir y, fundamentalmente, como un proyecto comunitario. Esto permitió ampliar y dar un nuevo significado a las concepciones de ambiente como naturaleza, como recurso, y/o como un problema.

En la década a partir de 1990, la EA entró en una crisis conceptual estrechamente asociada a los numerosos problemas planteados por su práctica. Hasta entonces, la práctica que venía desarrollándose en la EA enfatizaba la promoción de actividades: cierta *activitis,* como una de las principales formas de legitimar la educación ambiental. La EA había sido sinónimo de cursos, talleres y pláticas, sobre ecología, basura y agua principalmente, sin evaluar los procesos y mucho menos llegar al análisis de los efectos que tales actividades ejercían en la población (Barraza y Robottom 2008). Es en esta década cuando se enfatiza la necesidad de realizar investigación en educación ambiental, para lo cual lo más importante es el análisis de los procesos a fin de conocer los efectos sobre el cambio de conductas en los diferentes actores sociales.

En resumen, los períodos importantes que la EA ha tenido para su consolidación representan tres etapas:

1. En las décadas de 1970 y 1980 es el período metodológico normativo, en el que surge el establecimiento de reglas
2. En la década a partir de 1990 es el período metodológico de reformas, en el que se enfatizan los debates y la crítica (Robottom 2003)
3. Desde 2000 se observa un período metodológico de análisis: en el que la atención debe centrarse a la evaluación de los procesos (Barraza, 2006)

La conceptualización de la EA ha sido cambiante y dinámica, sin embargo, ¿cuál es el concepto actual de la EA?

El concepto actual de la educación ambiental

La EA ha estado en un proceso continuo de reconstrucción conceptual. Tiene muchas definiciones y todas son válidas, dependiendo del contexto en el que se apliquen. Sin embargo para nosotras la definición más clara y precisa de la EA, es la que señala Sauvé (2000):

La educación ambiental es una parte de la educación contemporánea que busca la optimización de la red de relaciones persona-grupo social-medio ambiente.

En esta optimización de red de relaciones la EA pone énfasis en el desarrollo de actitudes y valores. Esta red de relaciones persona-grupo social- medio ambiente, se ve afectada en las comunidades humanas por las tensiones entre los programas políticos y los programas que realmente la comunidad quiere. Esto implica una nueva orientación de los programas educativos hacia la búsqueda y determinación de los intereses de la propia comunidad, fomentando la participación colectiva. Este nuevo concepto tiene que ver con la articulación y vinculación de los contenidos curriculares, y con los planes y programas de desarrollo comunitarios. La EA, entonces, debe enfocarse más hacia promover un análisis crítico, participativo, integral, equitativo y plural. La misma UNESCO ha manifestado la importancia de repensar a la educación en términos de durabilidad, es decir, de poner en práctica el nuevo concepto de educación para un futuro viable. Por ello se habla de la educación para la sustentabilidad, es decir, un proceso para aprender a tomar

decisiones que consideren el futuro a largo plazo de la economía, la naturaleza y la equidad de todas las comunidades (Barraza 2003). La EA se considera un pilar epistemológico del desarrollo sustentable.

Sauvé (2003) menciona que la educación ambiental es una dimensión esencial de la educación fundamental. Considerarla como una educación temática, entre muchas otras, sería reducirla. En primer lugar, el ambiente no es un tema, sino una realidad cotidiana y vital. En segundo lugar, la educación ambiental se sitúa en el centro de un proyecto de desarrollo humano. La EA es un *proceso* más que una disciplina aislada o un mero campo de estudio. La educación como proceso debe incidir en todas las etapas del desarrollo humano, permitiendo con ello el crecimiento y la evolución del individuo, como producto de la acción grupal y la acción social (Aceves 2005).

Este proceso es continuo y permanente, y constituye a su vez una dimensión de la educación integral, orientada a que en el proceso de construcción y producción de conocimientos, de desarrollo de hábitos, de habilidades y actitudes así como formación de valores, se armonicen las relaciones entre los seres humanos; y de ellos con el resto de la sociedad y la naturaleza, para propiciar la orientación de los procesos económicos, sociales y culturales hacia el desarrollo sustentable (Roque 2001).

Pese a las variaciones en su concepto, el objetivo central de la educación ambiental según Boada (2003), siempre será el de *ser un instrumento indispensable para el cambio global*.

Es decir, que la EA es una dimensión esencial de la educación global, por el papel clave que desempeña en la construcción de nuevas actitudes, comportamientos y valores de la gente y las comunidades con el medio ambiente (UNESCO 1996; Sauvé 1999 y 2002).

De este modo, la EA del siglo XXI es la educación que considera la interrelación entre aspectos físicos y biológicos, así como sociales, culturales, políticos, históricos, axiológicos, estéticos, etc., desde varios puntos de vista. Los seres humanos, dentro de la complejidad que la EA reconoce, se asumen como individuos concientes y responsables, en lo individual y lo colectivo, en relación con sus acciones en el ambiente.

La EA actual incluye aspectos tales como historia ambiental, desarrollo sustentable, bio-complejidad, ética y cultura ecológica, valores universales, y manejo y conservación de recursos naturales. Además es una educación que busca formar individuos reflexivos, críticos, responsables y comprometidos con la sociedad y con el planeta.

La EA tiene cinco propósitos básicos de formación:

a) Brindar a cada ser humano los conocimientos, actitudes, valores y habilidades necesarias para entender y comprender las problemáticas socio-ambientales. Esto implica no sólo la transferencia de información, sino la concientización acerca de los propios problemas socio-ambientales, la motivación y el compromiso para trabajar en lo individual y en lo colectivo, para mitigar y solucionar dichos problemas.
b) Crear en las personas y en los grupos sociales nuevos patrones de comportamiento, así como una mayor responsabilidad hacia el respeto y cuidado de la naturaleza.
c) Apoyar el desarrollo de habilidades, para que cada individuo sea capaz de enseñar a los demás en relación con la información y solución de problemas socio-ambientales.
d) Fomentar y propiciar el desarrollo de habilidades en investigación y evaluación de información acerca de los distintos problemas socio-ambientales.
e) Incentivar y promover los espacios para que las personas conozcan, decidan y se involucren en la solución de problemas socio-ambientales.

La EA es reconocida hoy en día como un área de la pedagogía ambiental que considera explícitamente la complejidad de las relaciones entre los seres humanos y la naturaleza. Además, toma como ejes a la interdisciplina y la transdisciplina, ambas como propuestas metodológicas hacia la resolución e intervención en problemas socio-ambientales, conformando así un enfoque sistémico.

Durante varias décadas la EA estuvo asociada con objetivos que promovían esencialmente la adquisición

de conocimientos sobre el ambiente, lo cual limitó las posibilidades de fomentar el desarrollo de otras habilidades éticas, críticas y estratégicas. La misma idea del aprendizaje memorístico, tanto en el EA como en el resto de áreas y asignaturas, raramente promovía el pensamiento reflexivo y crítico acerca de las relaciones sociales, culturales e históricas con relación al ambiente (Barraza 2003).

El ser humano que busca formar la EA es aquel que se reconozca como parte de un sistema de vida, capaz de asumir su responsabilidad con relación al socio-ambiente, que sea autocrítico, congruente con su discurso y sus decisiones y conductas, con capacidad de diálogo, capaz de llevar una vida en la que integre y reconozca lo político, económico, cultural, social, espiritual, científico y ambiental en cada fenómeno que observa, y que tenga un profundo respeto por todas las formas de vida.

Estado actual de la educación ambiental en México

A cuatro décadas del surgimiento de la educación ambiental, ¿Qué hemos logrado? Y, ¿dónde estamos actualmente?

Sin duda se ha logrado mucho y ha habido muchos avances, principalmente en la formación de una sensibilidad ambiental en la población. Hoy, la gente está preocupada por la crisis ambiental mundial, sin embargo nos hace falta trabajar más en la promoción de actitudes y propuestas de acción para lograr verdaderos cambios.

Sabemos que la EA revela una deficiencia en los niveles de concientización y de participación y que, desgraciadamente, su práctica se ha visto limitada y reducida los campos de la ciencia y la tecnología. Por ello los esfuerzos se han orientado principalmente a la transmisión de información ambiental, a través de métodos de enseñanza que generan un aprendizaje receptivo y pasivo, reforzando una sola área del desarrollo humano: el dominio cognoscitivo.

Además, se ha concebido como una actividad complementaria de los proyectos de investigación, principalmente en los campos de la conservación y de la ecología. Los educadores ambientales se han concentrado en educar sobre el ambiente dando énfasis a la adquisición de un conocimiento ambiental de forma tal, que el método de enseñanza predominante está basado en la obtención de datos y en un aprendizaje receptivo y pasivo. ¿Cómo podemos cambiar esto? ¿qué necesitamos?

La educación ambiental en el siglo XXI debe concentrarse en la formación de actitudes y valores ambientales, en promover una participación activa por parte de la ciudadanía y en la investigación de los procesos de enseñanza-aprendizaje (Barraza 1999, 2002). Estas premisas son fundamentales sobre todo si consideramos que, en general, la investigación educativa en México es incipiente, y más aun la investigación en educación ambiental. Esta es un campo de estudio relativamente reciente, en continua expansión, en el que existe una variedad de marcos teóricos, metodológicos y conceptuales. Es urgente dirigir la EA hacia la evaluación y los análisis de los procesos, solo así podremos conocer de qué manera la EA está ejerciendo un impacto en los estilos de vida de los individuos.

Más adelante abordaremos las diferencias en las lógicas y en las prácticas del "Hacer e Investigar" en educación ambiental.

Sus alcances y ámbitos de intervención

La EA permite conocer y entender las formas en que el ser humano concibe y valora la naturaleza; además, ayuda a definir las formas de relación que establece con ella y con el medio en general, así como los efectos que las acciones individuales y colectivas ejercen sobre el medio natural. A través de la perspectiva inter y trans-disciplinaria de las cuestiones ambientales locales y globales, es posible abordar las distintas problemáticas socio-ambientales bajo planteamientos reflexivos y críticos, fomentando con ello acciones de intervención, prudentes y adecuadas según el o los contextos y las necesidades de los actores.

La EA se caracteriza por una gran diversidad de teorías y de prácticas, mismas que a partir de diferentes puntos de vista, abordan la concepción de educación, ambiente y desarrollo social. La noción de 'ambiente' desde la EA es vista como una realidad culturalmente y contextualmente determinada y socialmente construida.

La EA puede ser una herramienta para intervenir en distintos ámbitos. Gutiérrez (2000), menciona que son seis los ámbitos de intervención de la educación ambiental:

1. *La conciencia*. Donde el objetivo de la EA es contribuir a que el individuo y la colectividad, adquieran mayor sensibilidad y conciencia del ambiente en general, así como los problemas del entorno socio-ambiental.
2. *Los conocimientos*. Ayudar, mediante una responsabilidad y pensamiento crítico, a que cada individuo y los grupos sociales adquieran una comprensión básica del ambiente en su totalidad, de los problemas relacionados con éste y de la presencia y función de los seres humanos en él.
3. *Las actitudes*. Promover que los seres humanos adquieran valores sociales y un profundo interés por el ambiente, para que esto los motive a participar activamente en acciones como la protección y conservación.
4. *Las aptitudes*. Ayudar a las personas y a los grupos sociales a adquirir las aptitudes y/o habilidades necesarias para resolver problemas ambientales.
5. *La capacidad de evaluación*. Que los individuos y la colectividad, aprendan a evaluar los programas de EA en función de los factores ecológicos, políticos, económicos, sociales, estéticos y educativos presentes en la realidad socio-ambiental.
6. *La participación*. Desarrollando el sentido de responsabilidad en cada ser humano, destacando la toma de conciencia, así como la urgente necesidad de prestar atención a los problemas del ambiente, para asegurar que se adopten medidas adecuadas al respecto.

Estos ámbitos de intervención nos permiten entender la necesidad de promover en la población un razonamiento crítico y objetivo, además de fomentar una participación ciudadana y una responsabilidad ambiental global. Se precisa hacer uso de teorías educativas que ofrecen grandes oportunidades para educar al público, por ejemplo: las técnicas del pensamiento crítico, el aprendizaje de cooperación, la enseñanza para la comprensión y la acción comunitaria, entre otras. Para ello es necesario y urgente un cambio, no sólo un cambio tecnológico sino un cambio en nuestros esquemas de pensamiento y en nuestras formas de acción (Barraza 2002). Es fundamental revisar la práctica del docente, con el fin de renovar sus esquemas metodológicos y replantearse los métodos de enseñanza que se aplican, para estimular un aprendizaje creativo, crítico, responsable y participativo.

Las expectativas de la educación ambiental enfocada a la conservación y el uso de la vida silvestre

La conservación y la educación ambiental: implicaciones y conflictos

La educación es la herramienta más poderosa y sin duda la función más importante a través de la cual se pueden lograr cambios en la conducta de los individuos para apoyar la conservación del planeta. La conservación está ligada a la acción humana y al manejo de ecosistemas, por ello es necesario desarrollar programas educativos que contemplen las necesidades de las comunidades humanas y trabajar de manera colaborativa para lograr metas comunes. La dimensión ambiental debe entenderse y abordarse desde distintos aspectos: culturales, económicos, sociales, políticos, científicos, y entretejerse con todos los actores y sectores de una comunidad.

Lo social, cultural, educativo, tecnológico permanecen rezagados ante la necesidad nacional de conocer y documentar la condición en que se encuentra la biodiversidad. Se ha dado prioridad a la consulta de los expertos (científicos), conservacionistas y funcionarios, relegándose a un papel secundario a la indagación de las necesidades sociales.

En la parte social es importante gestar una conciencia crítica y reflexiva en la población, ya que sólo en la medida en que la sociedad posee los marcos institucionales y herramientas para evaluar y modificar su situación actual es que se favorecerá su creatividad, disposición y capacidad de cambio para tener una mejor calidad de vida.

La EA en áreas naturales protegidas (ANP) de México ha tenido limitantes debido principalmente a que los programas que se diseñan para estos espacios no poseen los referentes teóricos y metodológicos que ayudan a formar programas sólidos, viables y acordes a la realidad inmediata. Muchos de estos programas son a veces 'importados' de otros lugares en donde han sido exitosos y se reproducen en contextos y situaciones ajenas y distintas al origen de su diseño.

Otros de los aspectos que han contribuido a que la EA no se haya consolidado como una dimensión de trabajo dentro de las ANP es la escasa investigación en EA, la fragmentación del abordaje educativo y pedagógico, el hecho de ser un proceso de largo plazo, la existencia de políticas públicas incipientes que no contribuyen a su ejecución, así como la subjetividad, el desinterés y la falta de compromiso de los educadores que la promueven y de los tomadores de decisiones.

En la gran mayoría de las ANP la EA se ha desarrollado bajo una perspectiva cientificista, relacionándola con la concepción de naturaleza aislada del contexto social, es decir, bajo una visión conservacionista donde los ecosistemas deben permanecer prístinos sin involucrar el elemento social. Este problema radica principalmente en el papel de los educadores. En la mayoría de los casos, muchas de las actividades en EA han tenido que ser desarrolladas por personas que provienen de una formación científica y con pocas bases pedagógicas y didácticas. Esto ha sido un problema disciplinar ya que los marcos referenciales sobre cómo abordar las temáticas educativas requieren del trabajo multi e interdisciplinar. La EA debe basar sus fundamentos teóricos y prácticos en la multidisciplina. Por ejemplo, es muy común encontrar biólogos que han sido formados en el campo científico, los cuales en algún momento de su práctica deciden incorporarse a la educación ambiental. La pregunta que se plantea es: ¿qué tantas bases sociales tienen, en el orden conceptual y metodológico, para convertirse en educadores ambientales? (Barraza y Robottom, 2005). Consideramos que para la formación de un educador ambiental la interrelación entre las ciencias sociales y las naturales es fundamental.

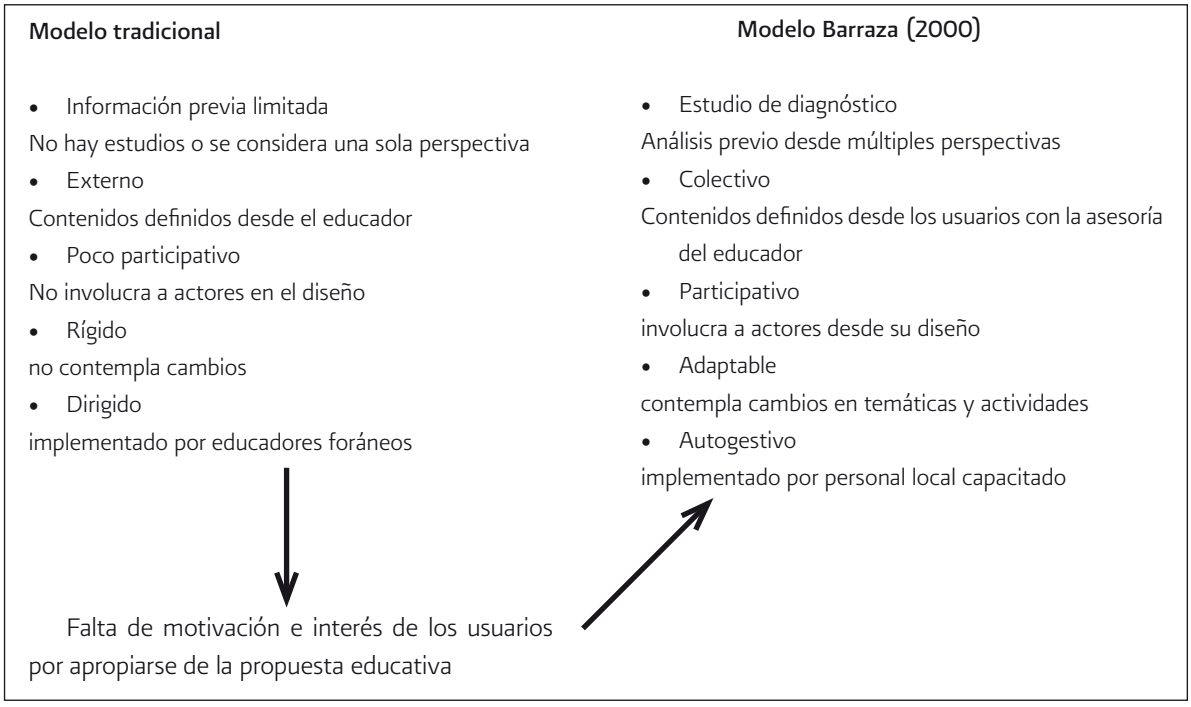
Sin embargo y lamentablemente, la tendencia en numerosas ANP (y en otros contextos y espacios) ha sido la planeación y ejecución de programas educativos con actividades que muy pocas veces responden a las necesidades inmediatas de las comunidades aledañas a las ANP. Pero ¿cómo saber que temas son los prioritarios?, ¿qué tan significativo es el aprendizaje de esos temas para las poblaciones?, ¿qué trascendencia tiene ese aprendizaje en la vida de los sujetos?, ¿cómo determinar qué sujetos abordar y por qué?

En primer lugar es recomendable trabajar con las comunidades aledañas en la planeación y el diseño de los programas de educación. El modelo convencional para el desarrollo de proyectos de educación ambiental limita en la mayoría de los casos la participación de las comunidades aledañas; en cambio el modelo propuesto por Barraza (2000) incluye desde el inicio de la planeación la participación comunitaria (Fig. 1).

Es por ello que se requiere que los programas y proyectos de EA tengan como base marcos teóricos y de investigación, ya que éstos son aspectos esenciales para el abordaje y realización de la EA. Estos referentes son un punto de partida para organizar, sistematizar y formalizar los objetivos de la EA que, además, permiten reforzar el sentido y el enfoque de las acciones de educación.

Las áreas naturales protegidas (ANP) son zonas importantes para muchos sectores (políticos, económicos, turísticos, académicos, grupos locales, entre otros), lo cual garantiza su interés a nivel nacional, es-

Figura 1. Modelo de la EA tradicional y un modelo propuesto por Barraza (2000)



tatal y local. Son un espacio de encuentro y comunicación, donde se pueden favorecer nuevas relaciones individuo-sociedad-naturaleza.

La mayoría de las ANP se decretan con base en criterios biológicos (especies de importancia, valor natural, ecosistemas en riesgo, u otros), pero casi nunca se contemplan los aspectos sociales o el trabajo comunitario para establecer las bases de conservación de los sitios. Para hablar de programas de conservación exitosos, hoy en día es fundamental el trabajo social con las comunidades humanas locales. Sumado a ello, se requiere de un análisis crítico de las relaciones que, históricamente, se han gestado entre los grupos sociales y la naturaleza.

La conservación de especies depende de la participación y el apoyo de la gente. El desarrollo de programas exitosos de educación y comunicación es fundamental para la conservación biológica. Resulta esencial identificar las actitudes en la población ya que con ello se pueden orientar los programas educativos hacia el desarrollo de una cultura de respeto por el ambiente.

Las condicionantes

Actualmente se vive un momento de transformación y transición ambiental, social y humana, de estructuras y de pensamiento, que da cabida a nuevas formas de vivir, de educar, aprender y actuar. Cada vez es mayor el conocimiento popular sobre los problemas ambientales y sociales y el desarrollo sustentable; y aunque el concepto de EA sigue siendo confuso, ya es del dominio público.

En las ANP existen iniciativas de manejo que procuran vincular la investigación social y biológica en beneficio de las comunidades y los ecosistemas. Algunos ejemplos son las Reservas de la Biosfera de Manantlán y Sierra de Huautla. Igualmente la Reserva de la Biosfera Sierra Gorda, aunque con poco respaldo de investigación social, ha invertido sus esfuerzos en actividades educativas con maestros, niños y niñas y adultos, siendo una de sus fortalezas la continuidad en la implementación de sus actividades.

Existen tres premisas a considerar para llevar a cabo la conservación, tomando como eje de acción a la EA:

a) Que las zonas a conservar sean vistas como una necesidad para frenar en parte el creciente deterioro ambiental, al igual que lo sería la creación de políticas ambientales específicas para cada región y ecosistema particular.
b) Los planes y acciones deben estar sustentados en un estudio de la realidad social, cultural, económica, política, educativa y ambiental de cada espacio sujeto a conservación.
c) El trabajo educativo debe vincularse con las familias y su comunidad.

Desarrollar acciones de EA dentro y fuera de las comunidades aledañas a ANP, va más allá de brindar conocimiento de la flora y fauna locales. Implica planear un proyecto de vida a corto, mediano y largo plazo, retomando con las comunidades la identificación de que futuros quieren construir y reflexionando en que tanto de ese futuro favorece al ecosociosistema local, es decir, es un asunto que implica planear el proceso formativo.

En ese proceso se formación se debe destacar que las crisis sociales y ambientales han de analizarse desde sus causas, apostando a reducir amenazas presentes y futuras, a darse cuenta que día a día se está construyendo el futuro de la comunidad y del entorno, y a favorecer cotidianamente la habilidad para la organización social, para ordenar ideas y ser protagonistas del cambio.

Las posibilidades de la educación ambiental en la conservación

La degradación ambiental puede ser un motor para el cambio social. Es importante retomar los eventos catastróficos para analizar sus causas, consecuencias y posibles soluciones o prevenciones, para promover la acción.

Casi siempre, en las comunidades existen personas interesadas en evitar o aminorar el deterioro social y ambiental de su entorno, que muestran disposición para participar e innovar. Existe la integración de educadores que conforman redes de información, comunicación y trabajo, las cuales facilitan la difusión de los principios rectores de la EA. Estos espacios procuran una organización horizontal de trabajo, tal que pueda extrapolarse a otras instancias y espacios.

Además existen organizaciones no gubernamentales (ONG) que pueden fungir, o ya lo hacen, como mediadores entre sectores, y han pasado de ser reactivas y denunciadoras a apoyar proyectos alternativos de manejo integrado, construyendo una nueva racionalidad productiva.

En la mayoría de los casos, han sido biólogos los interesados en profesionalizarse como educadores ambientales, lo cual confiere ventajas por la concepción sistémica que pudieran poseer gracias a su formación. Pero quizá por su perfil frecuentemente cientificista, estos profesionales deben asumir el gran reto de integrar la comprensión de los fenómenos sociales (al menos en cuanto a su postura epistemológica, estrategias didácticas y metodologías) para facilitar la apertura para el intercambio de saberes (Barraza y Robottom 2005).

Pedagógicamente hay innovaciones y reconocimiento de que la relación educador-educando, así como de sujeto-sujeto debe ser más equitativa y horizontal. Corrientes pedagógicas como el constructivismo coinciden y respaldan los principios de la EA.

¿Qué más puede hacerse mediante la EA en la conservación? Mucho, pero se requiere un enfoque permanente de análisis crítico, de monitoreo de resultados y de ajuste progresivo. Entre los aspectos relevantes a considerar dentro de la EA destacan:

a) La relación, percepción y valoración actual de las comunidades respecto al patrimonio natural.
b) El tipo de visión con que se están planteando las políticas mundiales, nacionales, estatales, regionales y locales.
c) Los indicios, o claras manifestaciones, de deterioro del entorno natural y su conexión con el deterioro social.
d) Las manifestaciones de resistencia o apoyo a la conservación.

e) Los acercamientos sociales mal planeados que han generado experiencias negativas en la construcción social de acercamiento a la naturaleza y entre los grupos humanos.

La exploración de problemas reales, un enfoque caso por caso

La investigación en EA es una herramienta muy valiosa para conocer la pertinencia y relevancia de programas o proyectos relacionados con la conservación y el uso de la vida silvestre. A continuación se describe un ejemplo que muestra la relevancia de la investigación educativa en el marco ambiental. Este ejemplo forma parte de un capítulo más extenso publicado en el libro "Educación para la conservación", de Barahona y Almeida (2006).

El caso de la tortuga prieta *Chelonia agassizi*

La riqueza biológica y cultural que existe en el estado de Michoacán lo hace ser uno de los estados más diversos de México. A nivel nacional ocupa el quinto lugar en diversidad biológica. Tres de las siete especies de tortuga marina que se encuentran en los litorales mexicanos, tienen su hábitat reproductivo en la costa michoacana. Las tortugas que llegan a Michoacán son: la golfina (*Lepidochelys olivacea*), la laúd (*Dermochelys coriacea*) y la negra o prieta (*Chelonia agassizi*).

Desde 1986 la Facultad de Biología de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo (UMSNH) había realizado distintas actividades de EA con relación a la importancia de conservar a las tortugas marinas en Michoacán, principalmente en las comunidades de Colola y Maruata. Debido a que la tortuga prieta es exclusiva del Continente Americano y su principal zona de anidación es en la costa michoacana, particularmente en Colola y Maruata, en el año 2000 se decidió evaluar el conocimiento y las actitudes hacia las tortugas marinas que manifestaban los niños de la comunidad rural de Colola, Michoacán.

Se trabajó con 70 niños pertenecientes a 4°, 5° y 6° grado de nivel primaria, que se encontraban entre los 10 y los 12 años de edad. De acuerdo con Piaget (1977), en este período la mente del niño atraviesa un cambio en su desarrollo intelectual y social. Por ello resultó importante conocer si aunado a este cambio, los niños desarrollan una preocupación por el ambiente. Se dio énfasis al conocimiento que tienen los niños sobre las tortugas y el significado que les asignan en su contexto social (Barraza, 2006).

Para la investigación se emplearon métodos múltiples (Barraza 2000), es decir, la combinación de herramientas de tipo cualitativo y de tipo cuantitativo. Se diseñaron y aplicaron cuatro instrumentos de indagación en seis meses, correspondientes al período de anidación de la tortuga prieta: entrevista, cuestionario, escala de actitud y dibujo. Para fines prácticos, en esta ocasión se hablará sólo de los resultados obtenidos a través del dibujo de los niños.

El uso del dibujo como medida sistemática para evaluar conocimientos y actitudes ambientales en los individuos ha sido un tema poco desarrollado (Barraza 1996, 1999).

A los niños se les dio una hoja en cuyo centro estaba la figura de una tortuga prieta. No se les dijo a los niños qué era, para ver si ellos lograban identificar de cuál tortuga se trataba. Como título en la hoja se indicó: "¿Qué necesita esta tortuga para vivir bien?". Se dio la indicación a los niños de que completaran el dibujo utilizando colores, ilustrando los elementos y/o cosas que consideraran necesarias para que la tortuga pudiera vivir bien.

Para analizar los dibujos se utilizó el método de análisis de contenido (Barraza 1999), y se establecieron categorías temáticas. Se definieron cuatro categorías:

1. Recurso alimentario
2. Elementos biológicos y físicos (hábitat)
3. Protección
4. Conservación

Los resultados más relevantes mostraron que los niños de la comunidad de Colola manifiestan un cono-

cimiento amplio sobre diversos aspectos de la biología y conservación de las tortugas marinas, en particular sobre su cuidado y comportamiento reproductivo. En los dibujos se encontraron elementos relacionados con el comportamiento reproductivo de las tortugas, particularmente sobre el desove de las hembras y el cuidado del nido, así como algunas medidas para su protección. Esto puede ser resultado del programa de protección y conservación del Laboratorio de Tortuga Marina de la UMSNH. Dicho programa consistió en aplicar una serie de talleres sobre tortuga marina, ecosistemas locales y el uso de materias primas de la región para la elaboración de las artesanías (Hernández, 1997).

Se encontró que en general los niños reconocen diferencias morfológicas entre las tres especies de tortugas marinas que llegan a Colola: golfina, negra y laúd. Un alto porcentaje de los niños (70%) fueron capaces de utilizar colores reales (negro o café oscuro) para representar a la tortuga negra, especie que presenta una pigmentación que va de gris oscuro a negro. Además los niños en un 37.5% y las niñas en un 34% identificaron problemas ambientales que afectan directamente a las tortugas marinas. Estos problemas fueron: el saqueo y venta ilegal de huevos, la matanza para la obtención de su piel y de otros productos, y la depredación por animales domésticos o enemigos naturales. Además los niños claramente identificaron a las tortugas marinas en el estatus de peligro de extinción.

Este ejemplo muestra como la investigación educativa puede enriquecer los programas de conservación biológica en diferentes contextos. En el caso de esta comunidad en la costa Michoacana, estudios como estos ayudan a concluir que los programas de educación ambiental que se han llevado a cabo han sido efectivos en la transmisión de una sensibilidad ambiental hacia los niños. Sin embargo hace falta trabajar de manera coordinada con las autoridades educativas locales y con la comunidad para fortalecer el nivel de concientización y la actitud positiva hacia la protección de esta especie de tortuga.

Estudios como estos permiten acercarse a un conocimiento funcional de cuál es la situación actual, cuál la percepción de los sujetos y de cuáles los escenarios deseables y posibles para el futuro.En general, la investigación educativa socio-ambiental es necesaria para mejorar la planeación y evaluación de los programas de educación ambiental y de conservación hacia las tortugas marinas.

Los métodos y herramientas de aplicación práctica para la educación ambiental

Las aristas de la educación ambiental

Antes de iniciar la sugerencia de métodos y herramientas propias de la EA, es importante aclarar las dos principales aristas de este tipo de educación: por un lado el *hacer educación ambiental* y, por el otro, *investigar en educación ambiental*. De acuerdo con Nieto (2000), ambas aristas no son necesariamente excluyentes, ya que en ciertos enfoques y métodos de investigación, ambos pueden llevarse de la mano y de hecho se recomienda su complementariedad.

El *hacer educación ambiental* tiene, como objetivo principal, el llevar a la práctica estrategias que sólo promuevan la aplicación o realización de actividades con relación al ambiente (Barraza, 1999b). En ello se destaca una lógica de intervención, cuyo objetivo es cambiar o contribuir a modificar la realidad de forma activa, por lo cual resulta fundamental seguir haciendo cosas que permitan resolver problemas ambientales en el corto plazo. Ejemplos de esta vertiente son los cursos de EA (en el ámbito formal e informal), la elaboración de materiales de divulgación, el diseño y promoción de campañas, la práctica de estrategias de enseñanza mediante el juego, ejercicios de simulación, la realización de proyectos individuales o colectivos y la resolución de conflictos, entre otros aspectos.

El *investigar en educación ambiental* se rige por una lógica diferente. En ella, lo que interesa es la producción de conocimiento o el fortalecimiento de los conocimientos ya existentes; es decir, la idea base es

conocer mejor un fenómeno y compartir los hallazgos con otras personas interesadas en el mismo tema.

Hacer educación ambiental

Una vez que, junto con la comunidad local, se han detectado los principales problemas ambientales a resolver, los distintos escenarios posibles, incluido el que la comunidad tiene en mente, y por ende las necesidades de formación e información en el área, hay que pasar a la acción.

Se dice que las personas recuerdan un 10% de lo que leen, 20% de lo que escuchan, 30% de lo que ven, 50% de lo que escuchan y ven, y un 90% de lo que aprendieron después de haber realizado una actividad. Esto sirve de referencia para destacar que en la EA, como actividad pedagógica, es relevante llevar a cabo actividades integradoras, participativas y prácticas. En consecuencia, la metodología debe considerar el contexto particular del sitio en que se desarrollará la EA, es decir, cuál es el grupo o los grupos meta, el contexto social, histórico, político, económico y ambiental.

La aplicación de una o varias de estas herramientas en la práctica de la EA no garantiza que las problemáticas desaparezcan, pero sí representa una buena forma de promover mejoras o progresos en la búsqueda y planteamiento de soluciones al corto y mediano plazo. Bustos (2005) señala que algo que nunca se debe perder de vista es que los instrumentos o herramientas que se apliquen en la EA no caminan solos, sino que van insertos en un proceso que requiere previamente de una planificación y organización.

Algunas de las herramientas que pueden emplearse para hacer EA incluyen: técnicas expositivas, módulos de enseñanza–aprendizaje (cursos y talleres), discusión grupal (acompañada de exposición y lluvias de ideas), demostraciones y experimentos, simulaciones, interpretación y dramatización ambiental, salidas de campo, campañas ambientales.

Caride (2002) señala que la práctica de la EA se ha realizado principalmente en cuatro perspectivas:

1. *Perspectiva didactista*. Concibe al ambiente como un recurso al servicio de la educación. Su objetivo es formar integralmente a la persona a través de experiencias significativas. Promueve actividades de aprovechamiento didáctico del ambiente.
2. *Perspectiva cientifista*. Concibe a la EA como transmisión de conocimientos sobre el ambiente. Su objetivo es la gestión racional (científica) del ambiente y la toma de conciencia como resultado de tener la información adecuada. Promueve saberes propios de cada disciplina, principalmente de las Ciencias Naturales.
3. *Perspectiva conductual*. Analiza cómo las personas perciben, interpretan y se comportan con relación al ambiente. Su objetivo es modificar actitudes y conductas. Aplica técnicas de persuasión, de modificación conductual, de modelado.
4. *Perspectiva socio-crítica*. Profundiza en la naturaleza social, económica y política de la problemática ambiental. Su objetivo es analizar los intereses en juego y cambiar el modelo de desarrollo. Aplica análisis interdisciplinar de la crisis. Busca formar para la acción.

No existe una perspectiva mejor que otra. Este autor explica que es importante reconocer que todas son confluyentes y necesarias, aunque admite que la perspectiva socio crítica es a la que se aspira llegar en cada intervención, para lo cual se necesitan las otras perspectivas.

Investigar en educación ambiental

La investigación en EA es compleja y debe considerar el objeto de investigación, las intenciones y los objetivos, además de sus respectivas posiciones ontológicas, epistemológicas y metodológicas, sus ángulos de aproximación y sus contextos de producción, entre otros aspectos. Dada esa complejidad con dimensiones múltiples, existen varias tipologías en la investigación.

Tipología 1. Según las intenciones o metas de la investigación. Se definen 7 tipos de investigación: teórica, descriptiva, experimental, interpretativa, de intervención y/o acción, de desarrollo e investigación evaluativa o de diagnóstico.

Tipología 2. En función de su enfoque metodológico dominante. Se identifican 3 categorías:

a) *Enfoque cuantitativo*. En donde existe una recolección de datos numéricos en función de categorías de investigación determinadas *a priori*. La investigación es, de forma "objetiva", sobre una o varias variables que son o no manipuladas. Su objetivo es medir y cuantificar. Se basa en el método científico. Las hipótesis son definidas *a priori* y verificadas mediante el análisis de los datos recabados. Busca hacer generalizaciones y se basa en los hechos observables.

b) *Enfoque cualitativo*. En donde existe una recolección de datos esencialmente cualitativos, sobre todo narrativos. No hay ni intervención ni control de variables. No se recurre a categorías de análisis predeterminadas, ya que éstas emergen por inducción en el curso del análisis. Las hipótesis se estructuran y evolucionan a medida que los hechos son observados. Su propósito es captar significados dentro del contexto social, es decir que se centra en la acción social. No hace generalizaciones.

c) *Híbrido*. Es la investigación en donde se utiliza características y estrategias propias de los dos enfoques anteriores, con grados y en momentos diferentes de la investigación en función del objetivo, de las preguntas y los recursos disponibles. En ella se considera que la aplicación mecánica y puntual de un paradigma es un procedimiento demasiado simplista y que entorpece importantes procesos de investigación educativa.

El emplear un enfoque metodológico u otro depende fundamentalmente del problema de estudio, de lo que se quiere investigar. Mientras que la investigación cuantitativa estudia los hechos independientemente de los sujetos, la cualitativa se centra en el estudio de las acciones a través de construcciones sociales.

Tipología 3. Según la interacción entre él o los investigadores y los actores de la situación estudiada. Se definen 3 tipos:

a) Exógena. Realizada por uno o más investigadores sin la participación de los actores en la investigación.

b) Colaborativa. En todo o en alguna parte del proceso se recurre a uno o varios actores sociales.

c) Investigación participativa. Recurre a la participación más amplia de los actores para el conjunto de las decisiones o de las actividades de investigación.

Tipología 4. De acuerdo al grado de profundización del tema. Se definen 2 tipos:

a) Investigación exploratoria. Cuando el objeto se encuentra aún inexplorado y el estudio busca hacer resaltar lo esencial de la problemática asociada.

b) Investigación detallada (Barraza 2002). Cuando ya se sabe algo del objeto en una situación determinada y el estudio busca puntualizar o resaltar otros aspectos que aportan información nueva. Se genera o desarrolla teoría.

Tipología 5. De acuerdo al paradigma adoptado para la investigación. Esta es la tipología más reconocida a nivel internacional y ha sido propuesta por Robottom y Hart (1993). Se trata de tres paradigmas (patrones o modelos), que intentan explicar cómo se concibe la realidad. Estos paradigmas son:

a) El positivismo. Éste es el paradigma dominante, tanto en la educación como en la EA. Su propósito es descubrir leyes y generalizaciones que expliquen la realidad y permitan la predicción y el control. Se apoya en una ontología realista (los objetos tienen existencia propia al exterior del sujeto que los interioriza) y una epistemología objetivista (el proceso científico empirista, si es rigurosamente desarrollado, permite al sujeto descubrir el objeto en su propia realidad), que además adopta una metodología experimental y estrategias cuantitativas. Utiliza la observación y razonamiento como fuentes de significado para entender el comportamiento social. La explicación procede de la descripción científica. En investigación educativa está relacionado con la cuantificación del comportamiento (Sauvé 2000; Cohen y Manion 1994).

b) El interpretativismo. Su finalidad es comprender e interpretar los sucesos diarios y las estructuras sociales, así como el significado que la gente le otorga

a los fenómenos (Cantrell 1996). Se apoya en una ontología relativista (la realidad existe solamente en función del esquema mental por el cual es aprehendida) y en una epistemología subjetivista (el sujeto construye el objeto, reconociendo que muchos de sus elementos son socialmente construidos). Tiene una intención hermenéutica –es decir, de interpretación de significados– y otorga gran importancia al contexto. Adopta estrategias metodológicas cualitativas. Este tipo de investigación reciente en EA y su desarrollo todavía es incipiente (Sauvé 2000).

c) La teoría crítica. Su propósito es buscar la emancipación de los actores sociales a través de la crítica a las ideologías que promueven la desigualdad, así como del cambio en la comprensión personal y la acción que conduce a la transformación de la autoconciencia y las condiciones sociales. Se basa en una ontología calificada de realista crítica (los objetos tienen una existencia real, aunque presentan diferentes significaciones según el campo simbólico en el cual son aprehendidos) y en una epistemología intersubjetivista y dialéctica (el saber surge de una red de interacciones sujeto-sujetos-objeto, es socialmente construido y determinado por el contexto histórico, social y ético en el que es elaborado), es esencialmente de enfoque participativo, dirigida a la cogestión por los diferentes actores de la problemática abordada (Sauvé 2000). Adopta una metodología múltiple y su diseño es negociado entre los participantes; es flexible y adaptativa, incluso emergente a lo largo del proceso. Como señalan Robottom y Hart (1993), la investigación crítica apenas comienza a surgir en EA. Un ejemplo de ésta es la investigación-acción como proceso de cambio en educación y más específicamente en EA.

Para hacer investigación en educación ambiental

Existen varias condiciones necesarias para la investigación en EA:

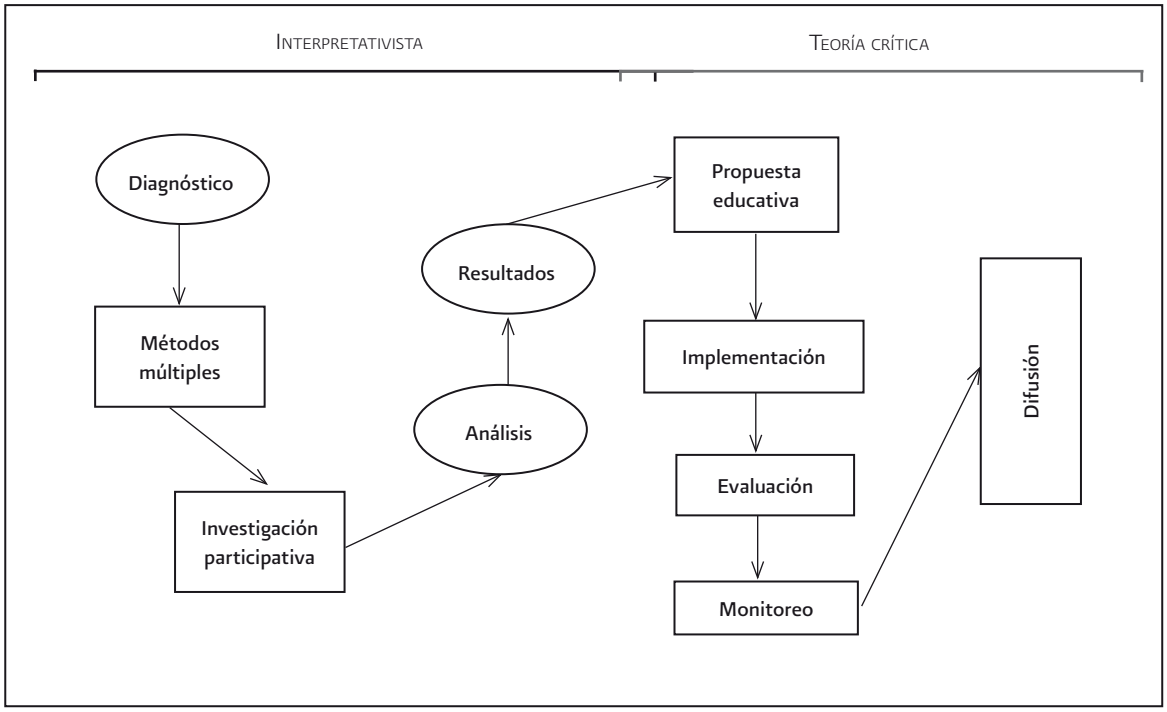
1. Definir el marco conceptual en el que se insertará la investigación.
2. Determinar la metodología, acorde a los intereses y objetivos de la investigación.
3. El investigador o los investigadores, deben estar abiertos a una combinación de epistemologías y procedimientos, si la investigación así lo requiere. *"Métodos diferentes son adecuados para situaciones diferentes"* (Patton 1990; citado en Cantrell 1996).
4. Que la investigación considere los aspectos sociales y los aspectos biofísicos.
5. Que se adopte una perspectiva ambiental compleja y sistemática, tal que incluya el desarrollo de personas y grupos sociales y sus interrelaciones con el medio.

Barraza (2000) propone que el modelo de investigación en EA debe partir del principio de que: "La educación ambiental se aplica como resultado de un proceso de investigación, en el que los resultados determinan la propuesta educativa". Es decir, que antes de proponer planes o programas en EA, considera necesaria la investigación previa. En este modelo además se utilizan métodos múltiples, de modo que se combinan técnicas de tipo cualitativo así como técnicas de tipo cuantitativo (Figura 2).

Los estudios que pueden realizarse mediante este modelo y mediante cualquiera de las tipologías mencionadas anteriormente, son: estudios de percepción, de conocimientos y actitudes ambientales, de investigación-acción, de evaluación de programas de EA, evaluación de propuestas educativas, evaluación de estrategias y materiales de divulgación, análisis curricular, entre otros casos.

Algunas de las herramientas que se utilizan para estos estudios son: cuestionarios (abiertos, cerrados, de opción múltiple y de completar frases), entrevistas (estructuradas y semiestructuradas), encuestas, observación (participante y sistemática), pruebas pre-post, mapas emocionales, análisis de dilemas conductuales, análisis de dibujos (herramientas de proyección), grupos de discusión (*focus group*), árbol de problemas, discusiones de evaluación comunitaria (FODA), talleres de prospección y otros.

Figura 2. Modelo de investigación en EA propuesto por Barraza (2000)



La investigación cualitativa en educación ambiental

Los estudios socio-ambientales están enfocados a analizar la relación de la sociedad (S) con su ambiente (A) en tres direcciones:

1. S ⟶ A

Esta relación responde a las preguntas: ¿Cómo se relaciona la sociedad con su entorno? ¿Cómo lo utiliza? ¿Cómo lo transforma? ¿Cómo lo degrada? ¿Cómo lo cuida y conserva?

2. A ⟶ S

Esta relación responde a las preguntas: ¿Cómo influye el ambiente sobre el ámbito social?, ¿Cómo influye sobre las condiciones de vida? ¿Cómo influye sobre las formas organizativas: sociales, económicas, políticas, culturales?

3. S ⟶ A

Esta relación responde a la pregunta: ¿Cómo las transformaciones sociales del ambiente repercuten de nueva cuenta sobre la propia sociedad?

Además, las relaciones entre sociedad y ambiente pueden estudiarse desde dos puntos de vista:

a) Podemos estudiar *hechos sociales* observables para explicarlos a través de relaciones causales y, así, poder establecer leyes, estructuras, sistemas de relaciones y otros, (enfoque positivista). Esto implica la determinación de la variable dependiente (a explicar) y las independientes (que la explican). En este caso, el enfoque es *cuantitativo* y permite relacionar variables, medir y cuantificar. Su principal herramienta analítica es la estadística y puede, asimismo, establecer índices e indicadores.

b) Pero si queremos entender la *acción social*, más que el hecho social; si lo que nos interesa es comprender qué motiva a la gente a hacer tal o cual cosa, de tal o cual modo y por qué, cómo percibe la situación, cómo la explica o cómo la vive, si lo que nos interesa son *las explicaciones locales*, sus *contenidos* y sus *significados*, nuestro enfoque será más *cualitativo* que cuantitativo.

La investigación cualitativa no es sólo un conjunto de técnicas de recopilación de información. Es ante todo, y fundamentalmente, *una metodología de investigación* que parte de supuestos teóricos de la realidad social. La realidad social está cargada de significados que no pueden ser aprehendidos a través de la observación directa o el experimento de laboratorio. En esta realidad social los sujetos que participan la crean y le dan sentido a través de sus experiencias, conocimientos, creencias y valoraciones culturales.

La realidad social tiene una *dimensión subjetiva*, porque los individuos no responden sólo a estructuras y determinantes externos. La tarea de la investigación cualitativa es dar cuenta de esa dimensión subjetiva, interpretarla y analizarla. Es decir, se esfuerza por hacer visible lo que no se ve, e invisible lo obvio.

Los métodos cualitativos están particularmente orientados hacia la exploración, el descubrimiento y la lógica inductiva (Patton 1990). En este tipo de investigación se intentan entender las múltiples interrelaciones entre las dimensiones que emergen de los datos, sin hacer ninguna afirmación *a priori*. Debe implicar el desarrollo de un diálogo progresivo y orgánicamente constituido, como una de las fuentes principales de producción de información.

La obtención de datos en la investigación cualitativa

Existen varias técnicas para lograr la obtención de datos en una investigación cualitativa. Ya que lo que se busca es captar la experiencia subjetiva de los sujetos se emplean, por ejemplo:

a) Observación participante
b) Entrevista abierta (a profundidad)
c) Cuestionario abierto
d) Historia de vida
e) Discusión en grupo
f) Análisis de contenido

Dependiendo de la pregunta de investigación, de sus intereses y del escenario, se elegirá la técnica más adecuada, o una combinación de ellas.

En este espacio destacaremos el uso del cuestionario, específicamente del cuestionario abierto. Los cuestionarios son una herramienta para colectar datos y están integrados por un conjunto de preguntas. Su función es medir. Las especificaciones detalladas sobre las mediciones deberán estar relacionadas de manera precisa y lógica a los objetivos centrales de la investigación.

De acuerdo con Herrera-Menchén (2000) y Barraza (2000), en la elaboración de un cuestionario se debe considerar:

1. Antes de la elaboración de un cuestionario, responder a las siguientes preguntas:
- ¿Es para una investigación corta sobre hechos o para una investigación analítica sobre actitudes?
- ¿Qué tan grande es el número de la muestra?
- ¿Con qué grupo meta vamos a trabajar? (adultos, niños, adolescentes, mujeres, profesionistas, funcionarios, etc.).

2. Para la construcción del cuestionario:

a) Definición de los aspectos que se desea conocer. Implica una claridad en los conceptos y planteamientos, además deben estar relacionados de manera precisa y lógica a los objetivos centrales de la investigación.
b) Elaboración de una pregunta (al menos) de cada aspecto que se desea conocer. Se deben evitar frases muy largas o que contengan dos preguntas en el mismo planteamiento, además no se recomendable utilizar coloquialismos, doble negación y acrónimos. Al elaborar las preguntas se recomienda utilizar expresiones acordes al público al que van

dirigidas, evitando el uso de tecnicismos y de sinonimias que puedan confundir. Es necesario considerar la edad, el género, situación socioeconómica e identidad cultural.

c) Aplicación piloto para reestructurar o modificar las preguntas. La prueba piloto permite probar un instrumento de investigación antes de aventurarnos a la recolección definitiva de datos. Aun cuando representa una forma de 'perfeccionar' el instrumento de investigación, hay que reconocer que las condiciones del contexto y de los sujetos, con quienes se aplica la prueba piloto (sociales, políticas, económicas, ambientales, etc.) en contraste con las condiciones y sujetos definitivos, puede hacer que el instrumento no sea perfecto del todo y que por lo tanto sea necesario re-plantear las preguntas del cuestionario aplicado.
d) Elaboración del cuestionario definitivo que contendrá las mínimas preguntas para recoger toda la información posible.
e) Decidir el tiempo y el lugar adecuado para aplicarlo.
f) Determinar un lapso adecuado para su realización.

Es muy importante que para la construcción y composición de un cuestionario se tengan definidas las variables de análisis y los tipos de instrumentos que van a emplearse (cuestionarios cara a cara, cuestionarios enviados por correo ordinario o electrónico, cuestionarios telefónicos, cuestionarios contestados de manera escrita por las personas (o auto rellenados), u otros).

Existen dos formatos de cuestionario. El de tipo *cerrado*, que requiere respuestas cortas, especificadas y concretas. Y el cuestionario *abierto*, que busca la respuesta libre y con la redacción propia del sujeto (respuestas probablemente más profundas y espontáneas).

Análisis del cuestionario abierto

Los datos, por sí mismos, no dicen nada; tenemos que hacerlos hablar, ordenarlos, sistematizarlos, interpretarlos, analizarlos. La interpretación y el análisis de los datos están en estrecha relación con el diseño de la investigación, con la claridad de sus objetivos y la buena definición de los temas.

El primer paso, una vez que se tienen los cuestionarios contestados, es *sistematizar* la información. Esto se refiere a leer y releer las respuestas para conocerlas bien. En este paso es esencial codificar los grandes temas abordados en el cuestionario, a partir de los aspectos que interesa conocer. Se puede hacer una codificación fina a partir de ciertos conceptos recurrentes que aparecen en las respuestas.

El segundo paso es el *análisis*. El análisis cualitativo no es algo que nos inventamos al final de la investigación, aun cuando a lo largo de ella vamos descubriendo aspectos interesantes no contemplados de inicio. El análisis de la información está íntimamente relacionado con las preguntas iniciales, es decir:

a) ¿Qué estábamos buscando?
b) ¿Qué encontramos?
c) ¿Cómo se construyen esos significados que la gente confiere a las cosas o situaciones?
d) ¿Con qué se relacionan?
e) ¿Qué los fundamenta?

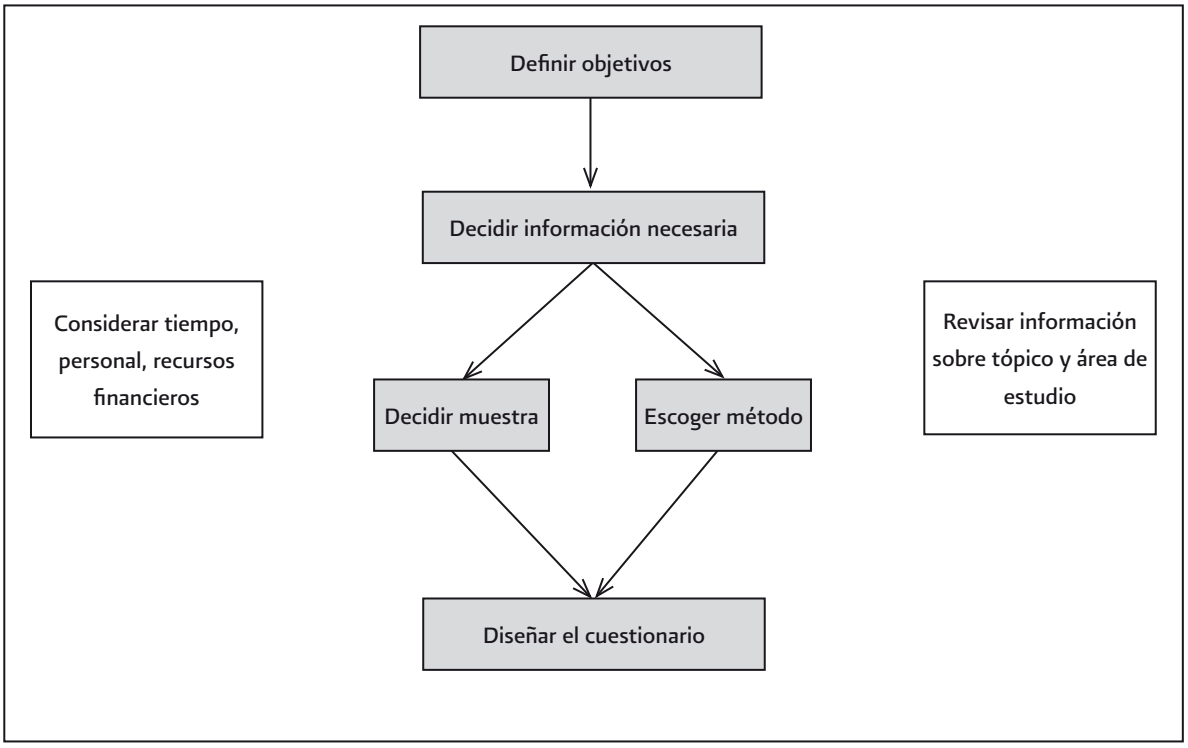
Al interpretar y analizar los resultados es fundamental no hacer generalizaciones y contextualizar siempre los resultados.

La construcción de programas de educación ambiental, incorporando los elementos sociales propios de cada sitio

Requerimientos en los programas de educación ambiental

La UNESCO (1977) propone ocho puntos fundamentales para poder llevar a cabo un programa de EA:

1. Debe ser un proceso permanente que debiera extenderse a todas las edades.



2. Debe ser progresivo para que los conocimientos se vayan ampliando y extendiendo.
3. Debe promover el interés, la toma de conciencia y la sensibilidad hacia el ambiente.
4. Debe vincular aspectos sociales y biológicos al desarrollar soluciones científicas a los problemas ambientales.
5. Debe dar la oportunidad de estudiar una comunidad en sus condiciones naturales.
6. Debe hacer hincapié en los problemas del medio local, para que los ciudadanos se incentiven y encuentren los medios para hacer frente a sus problemas, pero sin perder la perspectiva global de la problemática ambiental.
7. Debe ser tal que las personas desarrollen un papel activo en el proceso educativo. Las actitudes se adoptan por medio de experiencias y reflexiones personales y no por presentación de conclusiones digeridas de antemano.
8. Debe dar la oportunidad de formar dirigentes, contribuyendo a la constante renovación de sus conocimientos, interés, comprensión y aptitud para la enseñanza en materia de EA.

Como ya lo hemos señalado anteriormente, hoy en día se requiere que los programas y proyectos de EA tengan como base marcos teóricos y de investigación. Éstos son aspectos esenciales para el abordaje y realización de la EA. Son un punto de partida para organizar, sistematizar y formalizar sus objetivos; y además permiten reforzar el sentido y el enfoque de las acciones de educación.

Recuperar los saberes locales, respecto a los entornos ambiental y social, es de suma importancia en el desarrollo de programas y debe darse de una manera amplia.

Los programas en EA deben considerar los siguientes puntos para ser considerados pertinentes al contexto, es decir, acordes a la realidad inmediata y que respondan a las necesidades locales:

a) Reconocer que el enfoque de la EA es sistémico y, para dar origen a soluciones, requiere de una auténtica propuesta metodológica que interprete la vida y el entorno desde diferentes puntos de vista.

b) Considerar a la EA no como una disciplina sino como el resultado de la interacción y contribución de varios campos del saber y experiencias educativas al conocimiento y a la comprensión del entorno, de modo que permita a los ciudadanos tener conocimientos necesarios para participar en la toma de decisiones.
c) Los educadores ambientales, los tomadores de decisiones y demás actores sociales involucrados en el EA deben tener claro el concepto de EA, comprender que la EA es un eje transversal que integra la visión social y ambiental (desde los planes educativos hasta los planes de manejo de ANP).
d) Los educadores ambientales deben saber y poder vincular al sujeto con la sociedad, la sociedad con otras sociedades, y a ese sujeto y esa sociedad con la naturaleza; conocer los contextos antes de intervenir con un grupo para adecuarse a las condiciones, ser líder (con la cualidad de escuchar al otro), pensar autocríticamente, con habilidades para el trabajo interdisciplinar y transdisciplinar, con conocimientos pedagógicos, con formación sólida en su disciplina.
e) Los programas de EA deben partir de los problemas ambientales locales, regionales y nacionales.
f) Considerar que la EA requiere de una práctica comunitaria que se realiza sobre entornos concretos. Esto se refiere a que es en la vida cotidiana de la colectividad y frente a los problemas que allí se encuentran, donde los individuos se sienten más sensibilizados por la calidad del entorno que afecta directamente a sus vidas.
g) Estos programas no deben buscar únicamente el desarrollo de conocimientos y técnicas (como hace el extensionismo), sino reconocer las necesidades reales de los interesados y afectados directamente por las problemáticas socio-ambientales.
h) Procurar que exista coordinación entre las instituciones que elaboran las políticas ambientales, los sitios de protección ambiental, las instituciones educativas y la comunidad, lo que coadyuva a una mayor y mejor articulación y eficacia de las diversas iniciativas en materia de EA.
i) Definir mejor el contenido y objetivos de los programas y determinar los recursos necesarios para su desarrollo.
j) El uso de distintas metodologías, combinando los estudios cualitativos con los cuantitativos, la observación con la experimentación, la intervención directa en el entorno y la reflexión. La variedad metodológica permitirá abordar la complejidad de los problemas y la multiplicidad de los factores que los explican, teniendo en cuenta la adquisición de valores y actitudes positivas en relación al ambiente.

Seguimiento, ajuste y evaluación del desarrollo de programas de educación ambiental

La evaluación de programas de educación ambiental

Uno de los retos y desafíos de la educación ambiental en esta década es dirigir sus esfuerzos hacia la evaluación y el análisis de los procesos de enseñanza-aprendizaje. No podemos seguir haciendo cosas sin saber de qué manera están impactando a la población. Es necesario detenernos y trabajar en una estructura que permita evaluar, dar seguimiento y monitorear los procesos.

El monitoreo y el seguimiento, son dos cosas complementarias pero distintas y cada una de ellas importantes para el desarrollo eficiente de cualquier programa de educación ambiental. El monitoreo se refiere más a la vigilancia de la operatividad del programa, tiene que ver más con la práctica del mismo y su proceso; mientras que el seguimiento tiene que ver con establecer una estrategia basada en la evaluación del monitoreo que permita la continuidad efectiva del programa.

La mayoría de los programas de EA que se aplican tanto en ANP como en otros espacios, se quedan en dos fases: el diseño y la ejecución. ¿Qué hay de la evaluación y el seguimiento de dichos programas? La

evaluación y el seguimiento permiten conocer el nivel de impacto y efectividad de un programa. Además la evaluación ayuda a entender como se está trabajando y que tan bien o mal se lo está haciendo. Permite mejorar procesos y funciones y ver resultados en los plazos corto y medio.

La evaluación es una actividad práctica diseñada para dar soluciones a problemas de la vida real. Contribuye a la toma de decisiones en situaciones prácticas, ya que se relaciona más con generar conocimiento prescriptivo que influye directamente en el proceso de los tomadores de decisiones; tiene que ver más con la eficiencia, con el éxito de un programa en particular. Los evaluadores siempre deben considerar los deseos y expectativas de los sujetos, con respecto a la forma de la evaluación y hacia donde debe ir ésta (Glass y Worthen 1971).

La evaluación es un proceso fundamental y necesario, que nos permite resolver preguntas y analizar de manera sistemática un programa. Lamentablemente una de las deficiencias que tiene la EA es que aún no existe una cultura de evaluación y, por ende, en la mayoría de los casos no se evalúan los programas de EA. Los educadores ambientales, en su mayoría carecen de habilidades para evaluar con rigor un programa. Las principales razones que dan los educadores ambientales sobre los obstáculos que les impiden evaluar los programas de educación ambiental son:

- Falta de una cultura de evaluación
- Concepto equivocado de evaluar
- Falta de tiempo
- Falta de recursos económicos
- No gusta ser evaluado
- No es tan "emocionante" evaluar como desarrollar
- Falta de conocimiento sobre metodologías de evaluación
- Falta de definición de los conceptos de evaluación y EA
- Tensiones entre grupos de investigación, falta de acuerdos
- Falta de recursos humanos
- Qué, cómo, quién y cuándo evaluar
- Ignorancia, indefinición, inexperiencia, incompetencia, intransigencia, incompatibilidad.

Habiendo identificado los principales obstáculos que limitan la práctica de evaluar, es necesario definir programas de formación que apoyen a los educadores ambientales en la adquisición de herramientas teóricas y metodológicas, útiles en el tema de la evaluación.

Para iniciar un proceso de evaluación y seguimiento es importante preguntarse:

a) ¿Qué estamos haciendo?
b) ¿Para qué lo estamos haciendo?
c) ¿Para quiénes lo estamos haciendo?
d) ¿Cómo lo estamos haciendo?
e) ¿Qué vamos a lograr al hacerlo?

La respuesta a estos planteamientos debe darse en función de objetivos debidamente planteados, del tiempo y el espacio de trabajo, así como de los recursos humanos y materiales que se requieren.

Seguimiento y ajuste en los programas de educación ambiental

Una vez que se han evaluado los programas de EA, es necesario establecer un protocolo que permita dar seguimiento y monitoreo sistemáticos, con el fin de garantizar el éxito y permanencia del programa.

Existen muchas preguntas que pueden hacerse para iniciar un proceso de evaluación, seguimiento y monitoreo, pero aquí planteamos diez preguntas, que consideramos básicas para hacer los ajustes necesarios a los programas de EA, en áreas protegidas y fuera de ellas:

1. Conocer a los actores sociales. Es decir, identificar grupos meta y elegir información precisa y concreta con respecto a éstos.
2. ¿Qué sabemos de ellos? Es decir, conocer los intereses y preferencias de nuestros grupos meta.
3. ¿Qué saben de nuestra institución? Con relación a la imagen que tienen de ésta, lo que dicen de nuestra

institución, el nivel de información que tienen y los aspectos específicos que conocen acerca de ésta. ¿Qué áreas de nuestra institución son las que más visitan?

4. Si es un zoológico o una ANP, ¿qué es lo que saben de los animales y las plantas? Conocer sus mitos y leyendas
5. ¿Qué saben de lo que queremos lograr?
6. ¿Cuáles son sus expectativas?
7. ¿Estamos satisfaciendo sus necesidades?
9. ¿Cómo podemos lograr incrementar el número de visitantes?
10. ¿Cómo asegurar que transmitimos un aprendizaje significativo?

La base de la práctica pedagógica debe fundamentarse en *saber cómo aprender y en saber cómo enseñar.* Toda institución debe revisar sus lineamientos y enfoques periódicamente, con el fin de analizar y de evaluar el efecto que sus programas están teniendo sobre la población que participa. Algunas preguntas que pueden orientarnos a iniciar este proceso son:

- ¿Cómo diseñamos los programas educativos?
- ¿Qué tanto colaboramos con otros para fortalecer y consolidar nuestras instituciones?
- ¿Qué respaldo teórico tienen nuestros programas educativos?
- ¿Cuáles son las corrientes educativas que han influido en la construcción conceptual de nuestros programas?
- ¿Con que frecuencia evaluamos los programas educativos?
- ¿Qué tan actualizados tenemos nuestros enfoques y marcos teóricos, para dirigir de manera eficiente nuestros programas?
-

El estudio de las percepciones y actitudes humanas hacia el ambiente es fundamental para la elaboración de programas de educación y conservación comunitaria, así como para lograr propuestas metodológicas basadas en los intereses y en las necesidades de las comunidades humanas e integrar con efectividad, en los planes de manejo de vida silvestre y su entorno natural, los aspectos de participación social.

Literatura citada

Aceves, J. L. 2005. Estrategias para la educación ambiental y capacitación para el desarrollo sustentable. En: Iniciativa Mexicana de Aprendizaje para la Conservación (IMAC): http://www.imacmexico.org/ev_es.php?ID=18537_201&ID2=DO_TOPIC

Barraza, L. 1999a. Children's drawings about the environment. *Environmental Education Research*. 5 (1): 49-66

Barraza, L. 1999b. Educar para el futuro: un nuevo enfoque de la educación ambiental. *Especies*. 6: 34-35

Barraza, L. 2000. Educar para el futuro: En busca de un nuevo enfoque de investigación en Educación ambiental. Pp. 253-260. En: *Memorias Foro Nacional de Educación Ambiental*. UAA, SEP y Semarnap. México.

Barraza, L. 2002a. El desarrollo sustentable y la educación de adultos. *Decisio*. 4: 3-6

Barraza, L. 2002b. Environmental Education: A comparison between English and Mexican children. *Environmental Education Research* 8 (2):171-186

Barraza, L., A. M. Duque-Aristizábal y G. Rebolledo. 2003. Environmental Education: from policy to practice. *Environmental Education Research*. 9 (3): 347-357

Barraza, L. y I. Robottom. 2005. From ecological sciences to environmental education: A professional turning point. *Themes in Education* 6 (2):131-141

Barraza, L. 2006. Educar para conservar: un ejemplo en la investigación socioambiental. En: *Educación para la conservación*. A. Barahona y L. Almeida (coordinadoras).Facultad de Ciencias. UNAM. ISBN: 970-32-2868-2

Boada, M. Medio ambiente. Pp. 9-40. En: Boada, M. y V. M. Toledo. 2003. *El planeta, nuestro cuerpo. La ecología, el ambientalismo y la crisis de la modernidad*. FCE, SEP, CONACYT. México.

Bustos, R. 2005. *Algunas herramientas para la intervención en conflictos ambientales*. Centro Nacional de Educación Ambiental. España. 9 pp.

Cantrell D. C. 1996. Paradigmas alternativos para la investigación sobre Educación Ambiental. Pp. 97-123. En: Mrazek, R. (eds.) *Paradigmas alternativos de investigación en educación ambiental*. Universidad de Guadalajara, SEMARNAP. México.

Caride, G. J. A. 2002. *VII Seminario Internacional: Educación ambiental, sus características y sus retos de cara al siglo XXI*. México.

Chambers, D. W. 1983. Stereotypic images of the scientist: the draw-a-scientist test. *Science Education*. 67: 255-265

Cohen L. y L. Manion. 1994. *Research Methods in Education*. Routledge. U. K.

Gutiérrez, J. 2000. *La educación ambiental*. Editorial La Muralla. España.

Hernández, F. 1997. *Artesanías de la zona náhuatl de la costa de Michoacán*. Morevallado Editores. México.

Herrera-Menchén, M. M. La técnica de Encuesta: Entrevista y Cuestionario. En: López, F. y T. Pozo Llorent (coords.). 2000. *Métodos de Investigación en educación Social y Animación sociocultural. Nuevas perspectivas*. Universidad de Sevilla. España.

Nieto, L. M. 2000. Reflexiones sobre la investigación en educación ambiental en México. Pp. 261-268. En: *Memoria del Foro Nacional de Educación Ambiental*. UAA, SEP y SEMARNAP. México.

Patton, M. Q. 1990. *Qualitative evaluation and research methods*. Sage. U. S. A.

Piaget, J. 1977. *The child's conception of the World*. Kegan Paul, Trench, Trubner & Co. Ltd. United Kingdom.

Robottom I. y P. Hart. 1993. *Research in environmental education*. Deakin University Press. Australia.

Roque, M. G. 2001. La educación ambiental: acerca de sus fundamentos teóricos y metodológicos. Cuba: Medio Ambiente y Desarrollo. Revista Electrónica de la Agencia de Medio Ambiente. Consultado en: http://www.medioambiente.cu/revistama/1_04.asp.

Sauvé L. 1999. La educación ambiental entre la modernidad y la posmodernidad: en busca de un marco de referencia educativo integrador. *Tópicos en Educación Ambiental* 1 (2), 7-25. México.

Sauvé L. 2000. Para construir un patrimonio de investigación en educación ambiental. *Tópicos en Educación Ambiental* 2 (5), 51-69. México.

Sauvé L. 2002. Environmental education: possibilities and constraints. *Connect*, Vol. XXVII, No 1/2, p. 1-4.

Sauvé, L. 2003. Perspectivas curriculares para la formación de formadores en educación ambiental. En: *Memoria del 1er. Foro Nacional sobre la incorporación de la Perspectiva Ambiental en la Formación Técnica y Profesional*. UASLP.

UNESCO, 1977. *Tendencias de la Educación Ambiental*. ONU.

UNESCO. 1996. La educación encierra un tesoro. Informe a la UNESCO de la Comisión Internacional sobre la Educación para el siglo XXI. Compendio. Ediciones UNESCO. En: www.unesco.org.

Autores

Elizabeth Aragón. Es Investigadora Titular en el Centro de Ecología Regional, A.C desde el 2008 y fue Investigador Asociado del Instituto de Ecología, A.C. durante 20 años (1988 a 2008). Realizó sus estudios de Licenciatura en Biología (1989) y Maestría en Ciencias (Biología) 1999 en la Facultad de Ciencias, UNAM. Es candidata al Doctorado en Ciencias por el IB-UNAM. Ha tomado diversos cursos referentes a la ecología, manejo y conservación de recursos naturales y sobre herramientas para su uso sustentable, ordenamiento comunitario, UMAs y detección de la desertificación. Ha participado en diversos proyectos de investigación científica y técnica sobre fauna silvestre. Ha desarrollado programas de manejo y aprovechamiento de los recursos naturales en el norte de México, principalmente en guajolote silvestre, venado cola blanca y jabalí europeo. Es autora de diversas publicaciones científicas y de divulgación sobre mamíferos y aves (ecología y conservación). Ha formado diversos recurso humanos con diversos temas como técnicas de campo para el manejo de fauna silvestre. Ha impartido cursos de capacitación sobre la conservación, manejo y uso sustentable de los recursos naturales para ejidatarios (UMA y diversificación productiva), como cursos de educación ambiental para escolares.

Laura Barraza. Ha sido investigadora del Fondo Internacional para la Protección de los Animales y su Hábitat (IFAW), órgano de consulta para la ONU. Asesora de la Dirección de Investigación de la Secretaria de Educación del Estado de Michoacán, México. Miembro del Sistema Nacional de Investigadores desde 1998, nivel I. Egresada, con Mención Honorífica de la Licenciatura en Pedagogía de la Universidad Panamericana (1984). Cuenta con un Diploma sobre "Manejo de especies en peligro de extinción" por la Universidad de Kent en Canterbury, Reino Unido (1991) y Doctorada en Educación Ambiental por la Universidad de Cambridge, Reino Unido (1996) con la tesis: "Environmental Knowledge and Attitudes of English and Mexican School Children". Desde 1981 se ha dedicado a la investigación y al diseño y ejecución de programas de educación ambiental en México, Centro América y el Reino Unido. Desarrolló trabajo pionero en el campo de la educación ambiental en los zoológicos y en el uso del dibujo como herramienta de análisis para evaluar conocimientos, percepciones y actitudes ambientales en México y el Reino Unido. Sus líneas de investigación: Teoría pedagógica de la educación socio-ambiental; Sistemas tradicionales de aprendizaje ambiental: conocimiento y aplicabilidad (proceso de enseñanza-aprendizaje); comunicación y transferencia del conocimiento ambiental (diferentes agentes que se encargan de difundir y/o transmitir información) y percepciones y actitudes ambientales de comunidades humanas. Actualmente es investigadora en Deakin University, School of Education, Faculty of Arts and Education, Burwood Campus, Melbourne, Australia.

Romel René Calderón-Mandujano. Biólogo por la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo y maestro en manejo de recursos naturales por El Colegio de la Frontera Sur. Ha realizado su trabajo principalmente en la Península de Yucatán, trabajando aspectos de ecología de anfibios y reptiles. Ha publicado varios escritos tanto de divulgación como de carácter científico, participado en congresos y reuniones de especialistas en el tema. Actualmente desarrolla proyectos de monitoreo y planes de manejo de fauna, así como asesorías a comunidades para el aprovechamiento de sus recursos.

María de la Paz Ceja Adame. Bióloga egresada de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo con maestría en Educación con Campo en Desarrollo Curricular de la Universidad Pedagógica Nacional. Desde 1996 ha participado en diversas actividades de divulgación de la ciencia. Ha asesorado en el diseño e implementación de áreas verdes como espacios didácticos en escuelas primarias y preescolares. Cuenta con experiencia en teatro infantil con temáticas ambientales. De 1998 a 2006, trabajó dentro del Laboratorio de Investigación Educativa Socioambiental a cargo de la Dra. Laura Barraza, en el Centro de Investigaciones en Ecosistemas, UNAM, Campus Morelia, participando como Técnico de campo en diversos proyectos de investigación explorando las percepciones, conocimientos y actitudes ambientales de distintos actores sociales. Actualmente es Responsable de Educación Ambiental del Área Natural Protegida "Cerro Punhuato", en Morelia, Michoacán.

Lizardo Cruz Romo. Es egresado de la Facultad de Ciencias de Universidad Nacional Autónoma de México en 1998, con la tesis de licenciatura sobre la dinámica poblacional de Leptonycteris curasoae en el Valle de Tehuacan-Cuicatlán. Ha laborado en la iniciativa privada realizando principalmente estudios de impacto ambiental y programas de conservación, como servidor público en la Comisión de Recursos Naturales y Desarrollo Rural de Distrito Federal, en la Dirección de Ecología en la Delegación Tlalpan y en la Dirección General de Vida Silvestre de SEMARNAT, donde ocupó el cargo de Subdirector de Manejo y Desarrollo de Poblaciones. Recientemente ha trabajado con diferentes grupos de vertebrados entre los que destacan las aves canoras y de ornato, acuáticas y psitácidos; el berrendo, el lobo mexicano y el venado bura, entre otros. Una de las partes fundamentales ha sido el desarrollo de modelos para estimar cuotas de cosecha sustentable, modelos de aprovechamiento y planes de manejo. Asimismo ha participado en diversas iniciativas de conservación de especies en riesgo y ecosistemas a nivel nacional e internacional, entre las cuales destacan el trabajo en el Comité Trilateral para la Conservación de la Vida Silvestre y Ecosistemas México-Estados Unidos-Canadá, el Comité binacional de Lobo mexicano y la iniciativa NABCI, entre otras más. Actualmente coordina la elaboración y ejecución de acciones en el marco de los Programas de Acción para la Conservación de Especies (PACE), en la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. Destacan los proyectos ejecutados en la recuperación del berrendo, lobo mexicano, águila real, y recientemente con el programa de reintroducción del cóndor de California.

Jonás Delgadillo. Maestría en Ciencias Forestales en la Universidad Autónoma de Nuevo León. 2001. Técnico en el estudio sobre movimientos del oso negro en relación a la producción de alimentos en la Serranía del Burro, Coahuila, México. 1999-2001. Caesar Kleberg Wildlife Research Institute, Texas A&M. Estudio sobre la ecología nutricional del oso negro (Ursus americanus eremicus) en la sierra del Carmen, Coahuila, México. 2001. Colaborador del proyecto de rehabilitación en cautiverio de oso negro mexicano (Ursus americanus eremicus) en la Sierra Maderas del Carmen. Proyecto El Carmen-Cemex. 2001-2006. Representante de Bear Trust Internacional en México desde 2003. Co-responsable del Estudio Dinámica Poblacional y Movimientos del Oso Negro en el Noreste de Coahuila, México, 2003-2007. Colaborador en el proyecto Genetic Asseement of Black Bear Population in the Maderas del Carmen of Coahuila, Mexico: International Conservation and Management Implications. Proyecto el Carmen, University of Idaho, Big Bend National Park y Oklahoma State University. Coordinador Asistente de Vida Silvestre en el Proyecto El

Carmen, Patrocinado por Cemex y Fundación Naturaleza sin Fronteras, desde 2001.

Verónica Farías. Doctorado (PhD) y Maestría (MSc) en Conservación de Fauna Silvestre, Department of Natural Resources Conservation, University of Massachusetts, Amherst, EEUU, 2000 y 2004. Bióloga, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de Mexico (UNAM), 1996, con Mención Honorífica. Sistema Nacional de Investigadores 2006. Investigación: Ecología y conservación, ámbito hogareño. Pérdida de hábitat y cambio climático. Experiencia en trabajo de campo con lepóridos amenazados (zacatuche, *Romerolagus diazi*; liebre de Tehuantepec, *Lepus flavigularis*) y carnívoros (zorra gris, *Urocyon cinereoargenteus*; lobo marino de California, *Zalophus californianus*). Experiencia Laboral y Docente: Estancia Posdoctoral, Instituto de Biología, UNAM. Profesora Titular en Facultad de Ciencias, UNAM y en Universidad Autónoma Metropolitanta Unidad Xochimilco. Becas y Apoyo Financiero: IdeaWild 2006 US $1,200.00; Wildlife Conservation Society Research Fellowship, 2002, US $18,550.00. Beca Doctoral Fulbright "García Robles" CONACYT 1996 - 2001. Membresía en Sociedades Científicas: Subcomité Técnico Consultivo para la Conservación de los Lagomorfos, miembro fundador en 2000. Asociación Mexicana para la Conservación y Estudio de los Lagomorfos, miembro de la mesa directiva desde 2000.

Erin Fernández. En 1995 obtuvo el grado de Bachillerato de Ciencias en el área de Biología de Vida Silvestre del Departamento de Vida Silvestre de la Universidad de Humboldt State. Para su tesis de Bachillerato, estudió las características de los árboles que usan para perchar los cárabos moteados de California (*Strix occidentalis occidentalis*) en la Sierra Nevada de California. En 2002 obtuvo el grado de Maestría en Ciencias en el área de Biología de Vida Silvestre, en el Departamento de Zoología y Fisiología, específicamente con la Wyoming Cooperative Fish and Wildlife Research Unit de la Universidad de Wyoming. Ha realizado estudios sobre ecología de los ocelotes (*Leopardus pardalis*) en la Reserva de la Biosfera de Chamela-Cuixmala en Jalisco, México. Ha trabajado para el Servicio de Pesca y Vida Silvestre de los Estados Unidos de América (USF&WS) durante 13 años, en Tucson, Arizona, en San Diego (Fremont) y en Loleta, California. La mayoría de su trabajo para el USF&WS se ha enfocado en la conservación de especies en peligro de extinción, incluyendo varias especies de aves, anfibios, mamíferos, y plantas. Actualmente es bióloga de vida silvestre en el USF&WS donde funge como coordinadora de programas con México. También es responsable de la administración de algunos aspectos de la Endangered Species Act y maneja otros proyectos para la recuperación de especies que están en peligro de extinción como el berrendo sonorense (*Antilocapra americana sonoriensis*) y el jaguar (*Panthera onca*).

Alfredo Garza. Biólogo egresado de la Facultad de Ciencias, UNAM (México, D.F.), con Maestría en Ecología y Ciencias Ambientales por la misma Facultad. Fue Investigador del Instituto de Ecología, A.C. de 1987 al 2006. Actualmente es director del Centro de Ecología Regional A.C. y cuenta con registro RENIECYT (3410) y de Prestador de Servicios ante CONAFOR. Consultor e Investigador que ha desarrollado programas de manejo y aprovechamiento de los recursos naturales en México, cuya principal tarea se ha enfocado a estudios sobre fauna silvestre, principalmente en guajolote silvestre, aves en general, búhos, venado cola blanca y jabalí europeo. Tiene diversas publicaciones científicas nacionales e internacionales sobre fauna, y es asesor y responsable técnico de 19 UMA en el Estado de Durango. Fue Subdirector de la Reserva de la Biosfera La Michilía (CONANP-SEMARNAT) de julio del 2000 a septiembre de 2001.

Salvador Mandujano. Biólogo egresado de la Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco, Maestría en Ciencias (Biología) UNAM, y Doctorado en Ciencias (Biología) UNAM. Miembro del Sistema Nacional de Investigadores, nivel 1. Director de tesis: 3 de doctorado 16 de maestría, y 8 de licenciatura. Publicación de 44 artículos arbitrados, 23 capítulos en libros, 10 de difusión, y 44 trabajos en extenso en memorias de congresos. Becario CONACYT 1987 1989. Editor Asociado

de Acta Zoológica Mexicana (n.s.), Revista Mexicana de Mastozoología, Tropical Conservation Science. Editor huésped de Neotropical Primates, Universidad y Ciencia. Coordinador del curso Ecología Animal, y Biología de la Conservación en el Instituto de Ecología. Mi interés principal de investigación es la ecología, conservación y manejo de mamíferos, principalmente ungulados (venado cola blanca y pecarí de collar) en bosques tropicales secos y primates (mono aullador y mono araña) en bosques tropicales húmedos. Mis estudios se centran principalmente en los estados de Veracruz, Puebla, Michoacán y Jalisco. Los aspectos que más me interesa abordar y comprender son: ecología poblacional, dinámica de poblaciones a nivel temporal (modelos demográficos) y espacial (modelos metapoblacionales), patrones de uso del hábitat, métodos de estimación poblacional, modelos de cosecha máxima sustentable, análisis de viabilidad poblacional, análisis de conectividad de hábitat, patrones de ocupación de fragmentos, modelos de evaluación de calidad de hábitat, estimación de capacidad de carga, análisis de la distribución y abundancia a distintas escalas espaciales, protocolos de muestreo para estimar parámetros poblacionales, bases ecológicas para el uso sustentable en UMA extensivas, talleres de capacitación a productores, autoridades e interesados interesados en el manejo en UMAs, elaboración de material didáctico de fácil consulta, base de datos de información de estudios de venados en el país, evaluación de ANPs y UMAs para sostener poblaciones viables de ungulados, y filogeografía de las subespecies de venado cola blanca empleando técnicas moleculares.

Robert Mesta. Es un ornitólogo del U.S. Fish and Wildlife Service. Ha dedicado su carrera profesional a la protección conservación y recuperación de poblaciones amenazadas y en peligro, de aves norteamericanas. Su área de experiencia principal es la recuperación de especies de aves de presa. Ha dirigido programas de nivel nacional para la recuperación del águila calva, el halcón peregrino y el cóndor de California. Coordinó el programa de Recuperación del Cóndor de California de 1990 a 2000. En 1991 él dirigió la primera reintroducción al medio silvestre de cóndores criados en cautiverio en el sur de California y, en 1996, él condujo la exitosa reintroducción de cóndores en el Gran Cañón. Desde 2000 ha coordinado la Sonoran Joint Venture, un programa binacional de conservación entre los Estados Unidos y México. Actualmente lidera el Equipo de Trabajo para la Recuperación de la Codorniz Mascarita (*Colinus virginianus ridgwayi*).

Héctor Moya. Estudió la licenciatura en biología en la UAM unidad Iztapalapa. Realizó el Posgrado en Ciencias Biológicas de la Facultad de Ciencias de la UNAM, obteniendo el grado de Maestro en ciencias (Biología Ambiental) con Mención Honorífica. Laboró como técnico académico en el Laboratorio de Biogeografía y fungió como docente en la Facultad de Ciencias de la UNAM. Fue profesor e Investigador en la Universidad del Mar, *campus* Puerto Escondido, donde impartió varios cursos para las licenciaturas de Biología e Ingeniería Forestal, fue jurado de tesis de licenciatura e inició la colección zoológica para apoyo a la docencia. Trabajó en la Dirección General De Vida Silvestre de la SEMARNAT, como Enlace de Evaluación Técnica. Sus áreas de especialización son la ecología de las comunidades animales, la demografía animal y la estadística. Fue Jefe de Departamento de Ecología de Comunidades en el INE. Actualmente trabaja para la Shining Hope Foundation, organización que ofrece apoyo a proyectos de conservación de ecosistemas frágiles y especies amenazadas cuyas poblaciones son viables.

Adán Oliveras. Desde niño tuvo la inquietud de observar aves en libertad, lo que lo llevó a estudiar Biología en la Facultad de Ciencias de la UNAM, donde tuvo oportunidad de colaborar en diferentes proyectos ornitológicos a cargo de distintos investigadores nacionales y del extranjero. Su proyecto de tesis de licenciatura fue conocer la historia natural y la dinámica poblacional del gorrión serrano (*Xenospiza baileyi*), y el proyecto de maestría fue actualizar la distribución de esta especie microendémica y en peligro de extinción y conocer su estructura genética poblacional. Por más de 10 años ha continuado con el estudio del gorrión serrano, colectando información indispensable y negociando con las comunidades y gobiernos

el establecimiento de un plan integral de conservación. Ha trabajado en la CONABIO como parte de la Autoridad Científica CITES de México; posteriormente coordinando proyectos de conservación de aves impulsados por NABCI-México y atendiendo en calidad de funcionario público y experto en aves, diversos temas de interés para el país. Actualmente colabora con distintos investigadores en proyectos ornitológicos, es investigador internacional asociado del Center for Tropical Research y trabaja como consultor ambiental en proyectos donde es necesario determinar y minimizar el impacto que ciertos desarrollos pueden tener en las aves y su ambiente.

Ana Ortiz Monasterio Quintana. Ana Ortiz Monasterio es abogada egresada de la Universidad Iberoamericana y Maestra en Estudios sobre Desarrollo por la Universidad de Sussex, Inglaterra. Ha sido consultora independiente y además, coordinadora de la organización no-gubernamental Redes para la Diversidad, la Equidad y la Sustentabilidad, (REDES) A.C. Brinda asesoría y apoyo sobre temas de derecho ambiental y desarrollo sustentable participativo basado en la conservación y uso de biodiversidad. Actualmente busca apoyar procesos de desarrollo comunitario a través de proyectos de divulgación, incidencia en políticas públicas, construcción de capacidades y vinculación con fuentes de financiamiento, instituciones académicas y otros organismos relevantes. Ha estado involucrada en el proceso de elaboración de la Ley General de Vida Silvestre, desde sus inicios hasta su aprobación por parte del Congreso de la Unión y ha participado en el desarrollo de regulación asociada y en la instrumentación de esa Ley, así como en otros procesos normativos relacionados con la diversidad genética, de especies y de ecosistemas mexicanos.

Eduardo Peters. Biólogo y doctor en ecología por la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). Miembro del Sistema Nacional de Investigadores (SNI Nivel1). Desde 1987 ha trabajado en diversos proyectos de ecología y conservación en diversas zonas de México a través de organizaciones no gubernamentales, instituciones académicas y gobierno federal de México. Desde 1998 imparte cátedras sobre biología de la conservación en la UNAM y ocasionalmente en otras universidades públicas y privadas. Dentro de los temas ambientales emergentes, el Dr. Peters coordina los relativos a los impactos sobre la biodiversidad y los ecosistemas debidos al cambio climático, la producción de biocombustibles y las barreras físicas. En octubre de 2008 es invitado a ocupar la plaza de Director General de Investigación, de Ordenamiento Ecológico y Conservación de los Ecosistemas del INE, y conforme la Ley del Servicio Profesional de Carrera, de la Administración Pública Federal, es nombrado titular de la citada plaza, al haber ganado la misma, mediante concurso público y abierto. Plaza que actualmente ocupa, impulsando, diseñando y dirigiendo investigaciones en materia de planeación territorial y conservación de ecosistemas y especies, que apoyan la toma de decisiones y la definición de políticas públicas con una visión de sustentabilidad.

Óscar Sánchez. Es biólogo (zoólogo) egresado de la Facultad de Ciencias de la UNAM. Prestó 15 años de servicios académicos en la UNAM, en actividades de investigación sobre herpetología y mastozoología, así como de docencia acerca de vertebrados silvestres y conservación de la biodiversidad. Fue Presidente del Colegio del Personal Académico del Instituto de Biología de la UNAM, Presidente de la Asociación Mexicana de Mastozoología, A. C. y Chairman del Mexico-Caribbean Block, Internacional Union for the Biological Sciences. Es miembro del Rodent Specialist Group, Species Survival Commission, IUCN. Es integrante fundador del grupo que generó el Método de Evaluación de Riesgo de Extinción (MER) para la Norma Oficial NOM-059. Ha conducido varias iniciativas internacionales sobre conservación de vida silvestre y ha efectuado diagnósticos nacionales sobre especies en riesgo. Desde 1999 hasta la fecha ha sido Coordinador Académico de los Diplomados en Conservación de Vida Silvestre del U. S. Fish & Wildlife Service, el Instituto Nacional de Ecología y Unidos para la Conservación. Ha publicado cerca de 50 artículos científicos en revistas científicas arbitradas así como varios capítulos de libros y alrededor de 20 piezas de divulgación científica. Entre otros temas, ha descrito dos especies nuevas de roedores silvestres, una de rep-

til y un nuevo género de ácaro forético de reptiles, todas ellas de México. Por otra parte, a la fecha es editor y/o autor de 11 libros que versan sobre zoología, conservación de ecosistemas y de especies silvestres.

Manuel Segundo. Egresado de la Facultad de Estudios Superiores Iztacala de la UNAM de la Licenciatura en Biología y egresado de los Diplomados en Manejo de Vertebrados Silvestres en las Regiones Áridas y Semiáridas del Norte del País y del Trópico Húmedo del Sureste del País, impartidos por CONABIO-DGVS-USF&WS. Ha organizado cursos de capacitación en temas sobre Conservación, Manejo y Aprovechamiento del venado bura (Odocoileus hemionus), borrego cimarrón (Ovis canadensis), guajolote silvestre (Meleagris gallopavo) y aves canoras y de ornato. Contribuye en los cursos sobre planificación de áreas naturales protegidas (FES Iztacala-UNAM). Ha tomado parte en algunos proyectos sobre distribución, abundancia y potencial de aprovechamiento de poblaciones silvestres de algunas especies de vertebrados. En 2006 y 2009, coordinó los monitoreos aéreos para el borrego cimarrón en Baja California Sur y Sonora, con lo que junto con anteriores participaciones en monitoreos aéreos ha acumulado más de 350 horas de vuelo. También, ha tenido participación en los Subcomités Técnicos Consultivos (México-Estados Unidos) de los Proyectos para la Conservación, Manejo y Aprovechamiento Sustentable de varias especies mexicanas. Ha publicado el manual titulado Aves del Centro para la Conservación e Investigación de la Vida Silvestre San Cayetano, Estado de México (SEMARNAT, 2002) y el libro Borrego Cimarrón (Ovis canadensis mexicana): Resultados del monitoreo aéreo en el Estado de Sonora, México, Noviembre-Diciembre, 2009 (SAGRHPA-Estado de Sonora, 2010). Ha sido Técnico Operativo de Conservación, Manejo y Aprovechamiento de Vida Silvestre en la Dirección General de Vida Silvestre de la SEMARNAT y Jefe de Departamento de Aprovechamiento de Vida Silvestre de la misma Dirección General. Actualmente es Director del Área de Ganadería Diversificada de la Unión Ganadera Regional de Sonora.

Manuel Valdés. Biólogo, egresado de la Universidad Nacional Autónoma de México, realizó estudios de maestría en Biología Animal en la Facultad de Ciencias UNAM. Trabajó durante nueve años en la Dirección General de Vida Silvestres, como técnico de enlace y realizando monitoreos de borrego cimarrón, berrendo y venado bura. Ha participado en algunos proyectos de erradicación de especies en las Islas del Golfo de California y en diversas actividades curatoriales en la Colección de Mastozoología del Instituto de Biología UNAM y colaborado en algunos proyectos de conservación con investigadores del Instituto de Ecología de la UNAM. Laboró por más de diez años en Unidos para la Conservación, A. C., realizando proyectos de recuperación con diversas especies, particularmente con el berrendo y el borrego cimarrón. Ha colaborado en la organización y realización de talleres de descentralización e impartido diversas charlas sobre manejo de vida silvestre. Actualmente es consultor en asuntos científico-técnicos sobre conservación de ungulados.

Pablo Zamorano. Licenciado en Biología Marina por la Universidad del Mar (UMAR), y maestro en Ciencias del Mar y Limnología titulado con mención honorífica por el Instituto de Ciencias del Mar y Limnología de la Universidad Nacional Autónoma de México, Unidad Académica Mazatlán (ICML-UNAM). Cuenta con dos especialidades: una en manejo integral de zona costera por el Centro de Estudios Universitarios de la Costa Sur de Jalisco, Universidad de Guadalajara (CUCSUR-U de G) y otra en derecho y gestión ambiental por el Centro de Estudios Jurídicos Ambientales (CEJA, A.C.). Ha sido guardaparque en el Parque Nacional Isla Contoy; profesor en la Universidad Autónoma de Baja California Sur; asesor pesquero en Loreto, B.C.S. para la organización no gubernamental estadounidense RARE Conservation; asesor independiente para la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP-SEMARNAT); coordinador de investigación y monitoreo en la Reserva de la Biosfera Sian Ka'an, Reserva de la Biosfera Arrecifes de Sian Ka'an y Área de Protección de Flora y Fauna Uaymil de la CONANP. Actualmente es Jefe del Departamento de Ecología de Comunidades en el Instituto Nacional de Ecología (INE-SEMARNAT).

Índice analítico

Siglas

UMA. *Véase* unidades de manejo para la conservación de la vida silvestre

A

administración descentralizada 336
  atribuciones 338
  atribuciones municipales 338
  comité de seguimiento 343
  concurrencia 338
  criterios técnico-jurídicos 341
  desafíos y perspectivas 348
  facultades estatales 340
  funciones estatales 341
  implicaciones 348
  instrumentos jurídicos 341
  marco conceptual 335
  marco jurídico 339
  perspectiva jurídica 336
  proceso de 336
  transferencia diferenciada 339
  ventajas de la 347
aislamiento 56
  geográfico 23
Ammotragus lervia, borrego Aoudad, especie exótica 300
anfibios 71
  biología de los 71
  biomasa 72
  búsqueda directa 74
  cercos de desvío 73
  como especies introducidas 73
  como indicadores ambientales 73
  cosmetología 72
  cuenta de cantos 75
  duración de los monitoreos 78
  elección métodos de muestreo 73
  especies exóticas 79
  estimación de densidad 76
  importancia ecológica 72
  importancia económica 72
  inventario inicial 78
  Jolly-Seber 78
  Lincon-Petersen 77
  marcaje, captura recaptura 77
  medicina 72
  métodos de muestreo 73
  monitoreo 78
  monitoreo del hábitat 78
  muestra poblacional 76
  números de transectos 76
  parcelas en hojarasca 76
  peletería 72
  población mínima viable 79
  programa de seguimiento 78
  quitridiomicosis 73
  Rana Toro 80
  subpoblación 79
  tamaño de la población 76
  tendencias en la población de 78
  variaciones poblacionales 78
áreas naturales protegidas 28
  y educación ambiental 356
aves
  aprovechamiento
    conflictos por el 137
    de subsistencia, historia 124

distribución geográfica 128
edades y sexo 127
en UMA 125
en UMA, certificación 138
especies endémicas 128
evaluación de solicitudes 131
historia 123
marco legal 123
migratorias 127
modelo remoción biológica potencial 133
modelos 132
limitaciones de los 133
margen de incertidumbre 133
para la subsistencia 124
problemas 125
población, tasa máxima de crecimiento 134
solicitudes, principios de evaluación 131
tasas de cosecha recomendaciones 136
canoras no psitácidas
tasa de cosecha 136
canoras y de ornato 122
población, cálculo de productividad 135
codornices
caza, contraindicación 183
caza, horas de tiro 185
caza, monitoreo del éxito 187
cobertura, evaluación, pasos 181
cosecha, criterio de precaución 185
cuenta de llamadas, primavera 177
cuenta de parvadas, otoño 178
cuenta en caminos 175
cuenta indirecta 177
cuenta por arreo 176
cuentas en trayecto 176
cuotas de cosecha 183
en UMA 186
evaluación aérea 176
evaluación de poblaciones 175
hábitat
herbáceas, diversidad 182
monitoreo fotográfico del 179
monitoreo, resultados, interpretación 179, 182
zacatal, aptitud para anidación, evaluación 180
zacatales, guía para muestreo de evaluación 182
manejo de la caza, cosecha sustentable, bases de la 183
manejo de la caza, piezas no recuperadas 186
manejo de la caza, variantes 186
manejo, estrategias 187
marca, recaptura 177
monitoreo, hábitat, componentes clave 179
Odontophoridae 149
Odontophoridae, tipos ecológicos 150
ovnivoria 150
parvadas, tasas de vuelo 175
poblaciones, programa MARK 177
población mínima estimada, cálculo, ejemplo simplificado 184
precipitación pluvial, influencia de la 180
vocalizaciones, llamadas, cuenta 177
codorniz californiana
agua 152
amenazas 153
biología, ecología de la especie 152
características 151
conservación, gestión 153
cubierta vegetal 152
dieta 152
distribución 151
estado de la especie 153
forrajeo 152
hábitat 151
mortalidad 153
poblaciones, regulación 153
reproducción 152
sobrevivencia 153
vocalizaciones 152
codorniz Cotuí
agua 166
amenazas 167
biología, ecología de la especie 166
características 163
conservación, gestión 168
cubierta vegetal 165
datos generales 163
dieta 166
distribución 164
estado de la especie 168
forrajeo 166
hábitat 164
mortalidad 167
poblaciones, regulación 167
reproducción 167
sobrevivencia 167
subespecie mascarita (*Colinus virginianus ridgwayi*) 169
subespecie mascarita, datos generales, importancia 169
vocalizaciones 166
codorniz de Gambel (*Callipepla gambelii*)
agua 156

amenazas 158
biología, ecología de la especie 156
características 154
conservación y gestión 158
cubierta vegetal 156
dieta 156
distribución 155
estado de la especie 158
forrajeo 157
hábitat 155
mortalidad 158
poblaciones, regulación 158
reproducción 157
sobrevivencia 158
vocalizaciones 157
codorniz del desierto
datos generales 154
codorniz de Moctezuma (*Cyrtonyx montezumae*)
agua 172
amenazas 174
biología y ecología de la especie 172
características 171
conservación, gestión 174
cubierta vegetal 172
dieta 172
estado de la especie 174
forrajeo 173
hábitat 171
mortalidad 173
regulación de poblaciones 174
reproducción 173
sobrevivencia 173
vocalizaciones 173
codorniz escamosa
agua 161
amenazas 162
biología, ecología de la especie 161
características 160
conservación, gestión 163
cubierta vegetal 160
datos generales 159
dieta 161
distribución 160
estado de la especie 162
forrajeo 161
hábitat 160
mortalidad 162
poblaciones, regulación 162
reproducción 162
vida y sobrevivencia 162
vocalizaciones 161
codorniz
monitoreo, población, hábitat 174
comercio de especies silvestres 127
en UMA, competitividad 126
esfuerzo de muestreo 128
recomendaciones 121
estado de vulnerabilidad 132
estimación de densidad, requisitos 132
evaluación de las tasas de aprovechamiento 127
exóticas
aprovechamiento 129
aves, factores de amenaza para las 129
guajolote silvestre
comités técnicos locales 216
conservación, capacitación 216
conservación, factores, biológico, social, económico, integración 215
plan de manejo 216
vegetación, renovación 217
hábitat disponible, evaluación 130
hábitat, evaluación, sistemas de información geográfica 130
historia natural 130
métodos de muestreo 129
muestreo de transectos 130
muestreo en puntos de conteo 131
muestreo en puntos, ventajas 123
muestreo en transectos, ventajas 129
muestreo habilidades, técnicas necesarias 133
muestreo, recomendaciones 135
muestreo, repetición 134
Passeriformes, historia natural 122
poblaciones migratorias y poblaciones residentes 122
población, factor de recuperación 127
psitácidas, tasa de cosecha 127
psitaciformes, cálculo de productividad 126
Psittacidae, historia natural 131
Psittaciformes (pericos, loros, cotorras y guacamayas) 127

B

berrendo
caza, efectos de la prohibición 302
conservación, acciones 292
flujo genético 301
México, población, datos, origen de los 295
México, poblaciones, monitoreo, resultados 296
monitoreo aéreo, datos a registrar 297
monitoreo aéreo, organización del 296

monitoreo aéreo, supuestos 297
muestreo aéreo, transectos en línea 296
poblaciones, fragmentación 293
poblaciones, fragmentación de las 301
poblaciones, seguimiento de las 295
población, seguimiento, técnicas para el 296
población, situación actual de la 293
población, tendencia 280
recuperación, acciones, coordinación 293
recuperación, in situ, ex situ 294
recuperación, México, acciones 293
reintroducción, México 295
subespecies 292
valor económico y social 293
biodiversidad 18
conservación de la 18
escalas de 20
origen de la 20
biogeografía de islas 60
biotas 22
borde 56
clasificación de los 56
borrego cimarrón (*Ovis canadensis*)
abundancia relativa, índice de 285, 289
berrendo, comunidades ecológicas, mantenimiento de las 302
berrendo, conservación, estrategia regional 299
berrendo, conservación, manejo, escala regional 299
berrendo, corredores biológicos 301
berrendo, densidad, áreas con diferencias 301
berrendo, desplazamientos 298
berrendo, escala geográfica; UMA, insuficiencia de un solo predio 299
escalas, conservación, estrategia de 298
manejo, programas, resultados 280
manejo, recomendaciones específicas 302
manejo, recomendaciones para el 301
manejo regional 301
recuperación, amenazas para la 299
UMA, gestión, recomendaciones para la 302
caza, cosecha, efecto de la 292
caza, ejemplares trofeo, distribución de su uso, UMA 291
caza, trofeos, edad, estimación de la 291
caza, trofeos, puntuación, métodos 291
conservación, acciones 280
hábitat, evaluación, GARP 280
monitoreo aéreo del 288
monitoreo aéreo, patrón de vuelo 289
monitoreo aéreo, periodicidad 282
monitoreo aéreo, velocidad 288
monitoreo, datos, formato para registro 289
monitoreo regional, estandarización 299
muestreo, factores favorables 288
poblaciones, seguimiento 286
población, monitoreo aéreo 281
población, tamaño, estimación 289
sexos, edades, categorías de 289
trofeos, marcado de 285
UMA, repoblación 286

C

cambio climático
evento de calentamiento 23
eventos de glaciación 22
y áreas naturales protegidas 60
caza, factores de amenaza para la 269
conectividad
pérdida de la 60
redes de reservas 61
conejo castellano 230
conejo de Davis 230
conejo de las Islas Marías 230, 235
conejo del desierto 230, 235
conejo de Omiltemi 230
conejo europeo 243
conejo matorralero 235
conejo matorralero de la Isla San José 229, 235
conejo mexicano 229
conejo simpátrico 238
liebres, conservación, estrategias 230
liebres, México, conservación 229, 235
conejo zacatuche 230
conservación
corrientes filosóficas 49
enfoque regional 49
escalas geográficas 63
estrategias de 19
ética 18
importancia espacial y temporal 23
in situ, ex situ 279
México, ANP 278
México, estrategias 278
México, programas, limitaciones 277
procesos evolutivos 20
programas de 19, 49
vida silvestre, México, Programa 278
vida silvestre, unidades para la conservación de, UMA, México 278
visión ecológico-económico-cultural 23

y educación ambiental 351, 355
y sociedad 355, 357
contracción geográfica temporal 63

D
DE (dimensión espacial), importancia 14, 16
demos 15
complejos de 15
desarrollo de poblaciones, según la Ley General de Vida Silvestre 346
DE unidades geomorfológicas 14
diferenciación evolutiva 23
dimensión espacial (DE) 14, 16
dimensión temporal (DT) 17
dispersión 23
diversidad 50
biológica 63

E
ecorregiones 41
capacidad adaptativa 63
integridad biológica 25
integridad funcional 25
resiliencia ecológica 63
resistencia y resiliencia de los 62
ecotono 54, 56
educación ambiental
alcances de la 354
ámbitos de intervención 355
aristas 360
condicionantes 357
condiciones para la investigación 363
consideraciones sobre los cuestionario 365
e investigación 359
el concepto de 352
enfoque cualitativo 362
enfoque cuantitativo 362
enfoque híbrido 362
en México 354
herramientas para la 361, 363
historia de la 351
investigación colaborativa 362
investigación cualitativa 364
investigación detallada 362
investigación en 361
investigación exógena 362
investigación exploratoria 362
investigación participativa 362
métodos y herramientas 359, 360
modelos 356
objetivo de la 353
paradigmas 362
perspectiva cientifista 361
perspectiva conductual 361
perspectiva didactista 361
perspectiva socio-crítica 361
perspectivas prácticas 361
programas 366
propósitos básicos 353
técnicas de investigación cualitativa 365
teoría crítica 363
teorías educativas 355
tipologías para la investigación 361
y áreas naturales protegidas 356
y conservación 358
educación para la sustentabilidad 352
efecto de borde 56
escenarios de degradación de hábitat 59
especie
concepto de 27
cosmopolita 43
exótica 30
microendémica 43
migratoria 43
evaluación de 36
integridad biológica 26
integridad funcional 26
migratorias 342
móviles 25
sésiles 25
ética y conservación 19
evaluación rápida
métodos 38
evolución biológica 21
selección natural 21
tiempo evolutivo efectivo 21
evolución
estabilización de la 22
geológica 21
mecanismos de la 22
extinción
concepto de 28
diferencia con extirpación local 29
escalas de tiempo 29
modelos de 30
proceso de 29

F
fragmentación 56
barreras artificiales 25

del hábitat 25
efecto de la 59

G
guajolote silvestre
ámbito de actividad 199, 204
ámbito de actividad
comparación de métodos 206
estimación 204, 205
amplitud de nicho 214
área de actividad 216
bandadas, tamaño, estructura 203
biología 194
cálculo de ámbito de actividad 205
calidad del hábitat 208
captura y marcaje 212
caracterización del hábitat 207
categorías de edad 203
composición de la dieta 200
condición del microhábitat, criterios 208
cosecha, viabilidad, UMA 215
densidad promedio 198
densidad relativa, variaciones 204
descripción 194
dieta 200, 212, 213
disponibilidad de alimento 200
ecología de poblaciones 195
en UMA, estimación poblacional 209
estructura de parvadas 197
frecuencia de registro local 206
hábitat, monitoreo, fenología 214
harenes 201
índice de población 196
macrohábitat 207, 208
manejo, criterio de precaución 212
microhábitat 199, 207, 08
monitoreo, conteo directo 201
monitoreo, técnicas 201, 212
mortalidad 198
muestreo de hábitat 204
muestreo en transectos 203
trampeo 203
niveles de población 203
observación, análisis 210
observación en sitios cebados 209
parvadas de primavera 197
parvadas invernales 197
poblaciones, variación 201
población, muestreos indirectos 202
productividad 198
proporción de sexos 204
proporción por sexos 198
radiotelemetría 204
reclutamiento, sobrevivencia 198
sistemas de información geográfica 204
subespecies, distribución 194
subespecies en México 195
tamaño del área de actividad 200
telemetría 204
telemetría, manejo de datos 204, 205
tipos de hábitat 199
tipos de vegetación 208
traslocación 212
transectos, consideraciones 203
uso del hábitat 199, 207
radiotransmisores 207
vegetación
datos 209
muestreo 209

H
hábitat
escenarios de degradación 59
pérdida de 60
pérdida de la conectividad 60
según la Ley General de Vida Silvestre 346
hotspots 49

I
integridad 50
biológica 25
ecológica 63
funcional 25
interpretativismo 362. *Véase* educación ambiental, paradigmas
islas, biogeografía de 60

L
lagomorfos
conejos, liebres 229
conservación
hábitat, heterogeneidad del 230
unidades biogeográficas 234
uso, UMA, diferenciación de propósitos 244
cosecha, ajuste de la 236
defecación, tasa de; densidad, cálculo de la 240
densidad 241
estimación de la, fórmula 237
estimación de la, supuestos 237
modelos, comparación de 238

depredadores, aumento de los 234
especies exóticas 233
especies, tolerancia ambiental 233
excretas
  densidad, cálculo, fórmula para 239
  densidad, transectos en parcelas 239
  formato de registro 240
  lagomorfos, excretas, identificación de 239
flexibilidad ecológica 233
hábitat
  conservación, restauración 234
  deterioro, consecuencias 234
  fragmentación, pérdida 234
  selección del 233
letrinas
  densidad, método, supuestos 238
  transectos, cuenta en 238
manejo, cosecha, manejo adaptable 244
México
  conservación, estado de 231
  conservación, SINANP, RTP 235
  demografía, necesidades 236
  especies endémicas insulares 235
monitoreo
  área óptima para el 236
  muestreo, estratificado al azar 237
  nocurno, transectos 236
  programa DISTANCE 237
  transecto en línea 236
  trayecto, transecto 236
muestreo, letrinas, conteo de 238
población
  crecimiento, tasa de 242
  edades, estructura por 241
  estimadores 241
  demografía, información, aval científico de la 245
  fecundidad 242
  mortalidad, tasa de 242
  natalidad, tasa de 241
  sexos, proporción de 241
  tamaño de la 241
poblaciones abundantes, consecuencias, caza 235
poblaciones
  gestión, evaluación de la 244
  integridad, continuidad geográfica 234
  manejo adaptable 236
  manejo, esquemas, comparación de 243
  monitoreo 236
programas de manejo, análisis 243
simpatría, áreas de 235
  UMA
    desarrollo económico 244
    información demográfica, producción de 244
    información, sistematización de la 241
    poblaciones en 236
  uso, decisiones de 234
lepóridos, diversidad, México 229
Lepus alleni 230, 235
Lepus alleni tiburonensis 235
Lepus californianus 235
Lepus californicus 230, 233, 235
Lepus callotis 230, 233, 235
Lepus callotis gaillardi 230
Lepus europaeus 233, 243
Lepus flavigularis 230
Lepus insularis 229, 230, 235
Lepus timidus 233
Ley Federal de Derechos 342
Ley General de Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente 335, 336
Ley General de Vida Silvestre 335
  especies excluidas 347
  hábitat 346
  población 346
liebre antílope 235
liebre de cola negra 230
liebre de Tehuantepec 230
liebre europea 233
liebre montés 233
liebre negra 229
liebre torda 230

M

manejo de ecosistema
  objetivos del 50
metapoblación 15, 32
  definición de 32
  dinámica 33
  funcionamiento de una 33
  población fuente 32
  población sumidero 32
métodos de evaluación rápida (RAP y RAVE) 38

N

NOM-059-SEMARNAT-2001 337

O

Odocoileus virginianus 249
Oryctolagus cuniculus 243
oso negro (*Ursus americanus*)

alimento 312
agua, disponibilidad del 316
alimento, evaluación del 316
aprovechamiento 317
  alternativas 319
  densidad poblacional 318
  población, sexos, proporción de 318
  viabilidad del 318
área de actividad, tamaño del 313
área, requerimientos de 316
caza, extracción, efectos 318
biología del 311
Coahuila, estado actual, protección voluntaria 314
conflicto
  ganadero, inspección de la escena 325
    inspección forense 325
    investigación del sitio 325
  prevención del 327
  propiedad, daños a la 326
  recomendaciones para la prevención del 327
  manejo de los 324
  venados, comederos, interferencia 327
conservación
  en ANP 328
  manejo del hábitat 328
  recomendaciones 328
corredores ecológicos, conservación de los 328
cosecha, viabilidad de la 318
densidad, evaluación de la 319
dieta
  composición de la 312
  variación estacional de la 312
edad, estimación dental de la 323
ejemplares
  condición corporal, determinación de la 322
  mediciones 322
  muestreo, marcaje 321
  peso, técnicas 322
eventual aprovechamiento, criterios 317
hábitat
  cobertura 315
  continuidad del 316
  descripción del 312
  evaluación del 315
hibernación 313
manejo
  alternativas económicas para el 317
  áreas grandes, importancia de las 317
  escala regional, escala de UMA 315
  información biológica 321
  técnicas 319
manipulación, ejemplares, transportación de 321
manipulación, inmovilización, técnicas para la 321
México
  Coahuila, Nuevo León, manejo, alcance del 314
  distribución 311
  hombre, coexistencia con el 324
  manejo, estado actual del 314
  tasa de sobrevivencia 314
monitoreo
  captura, recaptura 317
  métodos, directos e indirectos 317
  muestreo, técnicas de 319
mortalidad, sobrevivencia 313
muestreo
  captura, técnicas para la 319
  datos complementarios 323
  estaciones olfativas 320
  hembras con cachorros 323
  pelo, trampas para colecta de 320
permanencia, amenazas 316
piel, muestras de 324
población
  aprovechamiento, estructura por edades 318
  cacería, efectos de la 319
  estimación general de la 315
reproducción 313
sangre, muestras de 323
subespecies, México 311
suelo, uso del 316
Ursus americanus, conservación, manejo, técnicas 311

P

percepción remota 31
pérdida de hábitat 60
planeación colaborativa 50
poblaciones nativas, según la Ley General de Vida Silvestre 346
poblaciones sumidero 15
población funcional 24
población, según la Ley General de Vida Silvestre 346
positivismo 362. *Véase* educación ambiental, paradigmas
procesos ecológicos, tiempos de los 20
procesos evolutivos, tiempos 20
Programa Estatal para la Descentralización de la Vida Silvestre 342
programas de educación ambiental
  ajuste a los 369
  consideraciones 367
  evaluación 368

monitoreo 368
seguimiento 368

R
ranas, granjas de 72
RAP, método de evaluación rápida 38
RAVE, método de evaluación rápida 38
redes de reservas 60
regionalización ecológica 41
ecorregiones 41
Regiones de Manejo por Especie (RME) 36
región fisiográfica 51
relación perímetro/área (RPA) 62
reptiles
abundancia local en trayectos 99
adaptación y diferenciación 87
ámbito de actividad 89
área mínima viable 91
cocodrilianos, detección visual nocturna 105
cocodrilianos, marca y recaptura 105
cocodrilianos, seguimiento de nidos 105
componentes del monitoreo de hábitat 101
condición y tendencia poblacional 85
cosecha sustentable 98
Crocodilya, "rancheo" 106
datos poblacionales crudos 85
definición de monitoreo 92
delimitación de poblaciones 88
densidad 88
densidad en parcelas 100
diversidad local, índice Shannon-Wiener 110
efecto de la cosecha de especímenes 98
elección del método de monitoreo 95
elección del tipo de manejo 97
elección de variables de monitoreo 94
en manchones de hábitat 92
en UMA 85
error sistemático del monitoreo 96
esfuerzo de monitoreo 96
especias de amplia distribución 89
evaluación inicial 94
evaluación y monitoreo 83
grado de estabilidad demográfica 91
hábitat como concepto multidimensional 101
incremento de superficie viable 92
índice de abundancia 101
índice de detección 89
índice de población 86
información poblacional de base 94
interacción de poblaciones 87
introducción de especies 97
manejo en áreas pequeñas 92
manipulación de poblaciones 97
mantenimiento del hábitat nativo 98
manejo poblacional indirecto 86
métodos
de búsqueda directa 100
de cercos de desvío 100
de monitoreo 99
de muestreo cocodrilianos 105
de muestreo de tortugas marinas y dulceacuícolas 104
de muestreo de tortugas terrestres 102
de muestreo particulares 102
generales de muestreo 99
y técnicas de muestreo 86
de monitoreo 92, 95
monitoreo de especies acuáticos y semiacuáticos 101
monitoreo de especies terrestres 99
monitoreo del hábitat 101
monitoreo e incertidumbre estadística 107
monitoreo, importancia de la planificación 114
monitoreo y categorías arbitrarias de talla 109
monitoreo y épocas del año 96
muestreo sistemático 95
población 87
poblaciones silvestres 87
poblaciones y modelo de Lincoln-Petersen 110
población inicial 89
población local 88
población y área 88
potencial de monitoreo 96
proporción de sexos 90
propósito del monitoreo 94
rasgos de hábitat 90
requerimientos de hábitat 90
resistencia y resiliencia poblacional 89
riesgo en poblaciones pequeñas 91
riesgos del reforzamiento de poblaciones 97
saurios
densidad en puntos de conteo 108
densidades en trayectos 108
estimación de población potencial 107
estimación método Chapman 110
iguanas, métodos de muestreo 107
marca y recaptura 109
monitoreo de comunidades 110
población, Schnabel o Jolly-Seber 110
serpientes
método de monitoreo 111
monitoreo con cercos 112

monitoreo por marca y recaptura 113
monitoreo, retos de la detección visual 111
monitoreo, retos de la detección visual 111
muestreo en parcelas 112
retos del monitoreo 111
riesgos del monitoreo con cercos 113
usos de información de base 114
sub-poblaciones 87
tamaño de muestra 107
tamaño efectivo de población 89
tasas de especies 83
tendencias de población y hábitat 97
unidades evolutivas significativas 87
usos 84
valoración de la vegetación natural 90
valoración poblacional inicial 85
variaciones poblacionales 85
variaciones poblacionales cíclicas 97
variación genética geográficamente estructurada 87
reserva dinámica 61
resiliencia 24
ecológica 62
RME
métodos de muestreo, PHVA 39
métodos de muestreo, PVA 39
métodos de muestreo, transectos 39
muestreo 38
objetivos de las 44
sistemas de información geográfica 38
Romerolagus diazi 230, 235, 238

S
salud ecológica 63
subespecies 14
SUMA 344
manejo regional 346
objetivos 64
objeto del 344
unidades de manejo para la conservación de la vida silvestre 64
sustentabilidad 50
Sylvilagus audubonii 230, 235
Sylvilagus bachmani 235
Sylvilagus cunicularius 229, 230, 238
Sylvilagus floridanus 230, 235
Sylvilagus graysoni 230
Sylvilagus insonus 230
Sylvilagus mansuetus 229
Sylvilagus robustus 230

T
teoría crítica 363
tortuga prieta (*Chelonia agassizi*) 359

U
UMA
descripción, trascendencia 249
especies para manejo en 347
establecimiento de las 345
objeto de las 64, 343
plan de manejo 64, 345
protocolos de trabajo. mejora de los 249
unidades de manejo y conservación 124
umbrales de tolerancia 21
unidades de manejo para la conservación de la vida silvestre 64. *Véase* también UMA

V
variables paisajísticas 56
variación genética 27
geográficamente estructurada 27
vegetación 50
tipos de 52
venado cola blanca 249
abundancia, densidad, hábitat, interrelaciones 256
bosque tropical, lluvioso, estacional 251
cacería, sustentabilidad de la 267
capacidad de carga ecológica, K 262
y económica, comparación 262
cosecha
calidad del sitio 268
máxima sustentable, modelo de 268
densidad 254
y área, interrelaciones 258
hábitat
capacidad de carga, K, UMA, selva seca 262
componentes 260
concepto aplicable del 255
aspectos cruciales del 257
bosques tropicales 249
escalas, población 250
calidad del 260
capacidad de carga del 260
idoneidad del 260
manejo
perspectiva regional del 253
población, sexos, edades, proporciones, estructura 265
población, uso del valor mínimo de 256
manejo paisajístico 271
trópico, UMA, tamaño mínimo de la 257

metapoblaciones 254
México, subespecies genética, biogeografía 251
monitoreo, componentes adicionales del 264
población
abundancia 254
abundancia y densidad, cálculo de 255
conceptos 253
densidad, promedio de la, incertidumbre de la 255
densidad y abundancia, relaciones entre 255
de trabajo, definición 253
estado no cerrado de la 253
estimación de la; muestreo, esfuerzo de 256
estructura 264
fuente, sumidero 271
manejo, control de hembras 267
mínima viable 259
tamaño de la 254
tamaño mínimo viable de la 257
subespecies 250
distribución, tipos de vegetación, mapa 252
reconocidas, 1981 251
tipos de vegetación, no exclusivas de 252
traslocación, control de la 250
superficie, mínimo crítico 259
trópico, machos adultos; extracción, potencial de 266
UMA
integración regional de las 272
limitaciones de las 269
manejo coordinado de las 254
uso del 250
vegetación, relación con la 251
vicarianza evolutiva 23
vida silvestre
administración descentralizada 335
aspectos a descentralizar 337
cobro de los derechos 342
conservación de la 13
domesticación 18
manejo de la 13
marco jurídico 335
uso sustentable de la 13

Z

zacate buffel, *Pennisetum ciliare*, especie exótica 301
zonas de amortiguamiento 63

Temas sobre conservación de vertebrados silvestres en México, editado por Óscar Sánchez, Pablo Zamorano, Eduardo Peters y Héctor Moya, se terminó de imprimir y encuadernar en los talleres de Impresora y Encuadernadora Progreso, S.A. de C.V. (IEPSA), Calzada de San Lorenzo 244, 09830, México, D.F.

Se tiraron 500 ejemplares