

11 Conservación de especies migratorias y poblaciones transfronterizas

AUTOR RESPONSABLE: Rodrigo A. Medellín

COAUTORES: Alberto Abreu-Grobois • María del Coro Arizmendi • Eric Mellink • Ernesto Ruelas • Eduardo Santana C. • Jorge Urbán

AUTOR DE RECUADRO: Eduardo E. Íñigo Elías

REVISORES: Laura Sarti • Cristina Goettsch Mittermeier • Diane Gendron

CONTENIDO

- 11.1 Introducción / 462
- 11.2 Tortugas marinas / 462
 - 11.2.1 El reto de un ciclo de vida complejo / 462
 - 11.2.2 Iniciativas de conservación en ámbitos nacionales e internacionales / 463
 - 11.2.3 Estado de conservación de las especies en México / 465
 - Tortuga golfina / 465
 - Tortuga lora / 466
 - Tortuga caguama / 468
 - Tortuga verde o blanca (Atlántico) y prieta (Pacífico) / 470
 - Tortuga carey / 472
 - Tortuga laúd / 474
 - 11.2.4 Prioridades para el estudio y conservación de las tortugas marinas / 475
- 11.3 Aves acuáticas migratorias / 475
 - 11.3.1 Prioridades para el estudio y conservación de las aves migratorias / 478
 - 11.3.2 Iniciativas nacionales e internacionales para conservar las aves migratorias / 478
- 11.4 Aves rapaces migratorias / 479
 - 11.4.1 Ecología de la migración / 479
 - 11.4.2 Factores que limitan a las poblaciones de rapaces durante la migración y la época no reproductiva / 481
 - 11.4.3 Proyectos de conservación en México / 481
 - 11.4.4 Temas de investigación prioritarios para la conservación / 482
- 11.5 Colibríes / 482
 - 11.5.1 Introducción / 482
 - 11.5.2 Valor y usos / 482
 - 11.5.3 Riqueza de especies y distribución geográfica / 483
 - 11.5.4 Migración / 483
 - 11.5.5 Endemismo / 483
 - 11.5.6 Requerimientos de hábitat / 484
 - 11.5.7 Estado de conservación y tendencias poblacionales / 484

Medellín, R.A., et al. 2009. Conservación de especies migratorias y poblaciones transfronterizas, en *Capital natural de México*, vol. II: *Estado de conservación y tendencias de cambio*. CONABIO, México, pp. 459-515.

- 11.5.8 Amenazas a la población / 485
- 11.6 Otras aves y sus generalidades / 485
 - 11.6.1 Migración / 485
 - 11.6.2 Aves terrestres / 485
- 11.7 Murciélagos / 490
- 11.8 Mamíferos marinos / 495
 - 11.8.1 Estado de conservación / 495
 - 11.8.2 Amenazas a la conservación / 496
 - 11.8.3 Protección formal de los mamíferos marinos en México / 496
 - 11.8.4 Ballena azul / 497
 - Distribución / 497
 - Migración / 497
 - Tamaño de la población / 498
 - Categorías de riesgo / 498
 - 11.8.5 Ballena gris / 498
 - Distribución / 498
 - Migración / 499
 - Tamaño de la población / 499
 - Categorías de riesgo / 499
 - 11.8.6 Ballena jorobada / 499
 - Distribución / 499
 - Migración y estructura de las poblaciones del Pacífico norte / 500
 - Tamaño de la población / 500
 - Categorías de riesgo / 500
 - 11.8.7 Ballena franca del Pacífico norte / 500
 - Distribución / 500
 - Tamaño de la población / 501
 - Categorías de riesgo / 501
 - 11.8.8 Cachalote / 501
 - Distribución / 501
 - Movimientos / 501
 - Tamaño de la población / 501
 - Categorías de riesgo / 502
 - 11.8.9 Orca / 502
 - Distribución / 502
 - Movimientos / 502
 - Localidades registradas / 502
 - Categorías de riesgo / 502
- 11.9 Conclusiones / 502
- Referencias / 504

Recuadros

Recuadro 11.1. *Iniciativa Trinacional Guacamayas Sin Fronteras: estrategia regional y plan de acción 2001-2005 para la conservación de la guacamaya roja (Ara macao cyanoptera) en la selva maya de Belice, Guatemala y México / 488*

Apéndices

Apéndice 11.1. *Lista de las especies consideradas migratorias por la Neotropical Migratory Bird Conservation Act / (CD 3)*

Resumen

La migración se define como un movimiento estacional y cíclico de animales relacionado con los cambios periódicos del clima o la disponibilidad del alimento, o bien para asegurar la reproducción. En casi todos los casos la migración implica movimientos periódicos de un sitio a otro y de regreso al primero.

Este fenómeno se observa en un gran número de especies animales, desde algunos insectos —como la mariposa monarca— y cierta fauna marina como salmones, tiburones ballena y tiburones martillo, hasta mamíferos como las ballenas y algunas especies de murciélagos, pasando por reptiles como las tortugas marinas y muchos grupos de aves (por ejemplo, colibríes, aves de presa, canoras y de ornato, playeras y marinas). Las especies migratorias enfrentan retos particulares para su conservación. La gran diversidad de estas especies, su historia natural y ecología, así como sus rutas migratorias hacen que, en la mayoría de los casos, su conservación sea un asunto de coordinación internacional para proteger las zonas de hibernación y las de veraneo, y los corredores que las conectan. Para conservar las especies migratorias es necesario tomar acciones en prácticamente todo el país, tanto en la parte terrestre como en las aguas marinas territoriales. Esto implica a muchos sectores sociales y diversos intereses.

Los vertebrados superiores (reptiles, aves y mamíferos) conocidos en México incluyen seis especies de tortugas marinas entre ambos litorales. Las aves acuáticas migratorias comprenden un variado universo de especies marinas, playeras, anseriformes, zancudas, de marisma, entre otras. Además, hay especies que utilizan el territorio mexicano como corredor, otras que invernan en el país y algunas más que se reproducen en México y pasan el invierno más al sur. Ordenándolas de acuerdo con el uso principal del hábitat, hay aves de mar abierto, de costas expuestas, de lagunas costeras, de zonas intermareales, de marisma y especies de aguas interiores. Es importante recordar que ninguna de estas clasificaciones constituyen categorías discretas; muchas de ellas usan más de un hábitat y tienen historias de vida complejas y diversas.

En México existen 34 especies de aves rapaces diurnas que migran. La mayoría de estas son de tamaño mediano o grande, y su migración tiene que ver (aunque no de manera absoluta) con la presencia de corrientes termales. Las rutas más utilizadas por las aves rapaces pasan por las planicies costeras del Golfo y del Pacífico, el Istmo de Tehuantepec y la Península de Yucatán. La magnitud de la migración de estas aves varía según cada especie, desde unos cientos de kilómetros hasta más de 10 000, de Canadá hasta Argentina. Aunque la fragmentación y destrucción de sus hábitats son amenazas patentes sobre estas especies, se han identificado otros factores como determinantes de mortalidad significativa. Estos incluyen colisiones con estructuras (cables, edificios) y vehículos, caza incidental, persecución directa y la

contaminación (por plaguicidas, metales pesados y otros factores) magnificada por bioacumulación.

De las 57 especies de colibríes que existen en nuestro país, por lo menos 13 llevan a cabo migraciones de gran escala, y las poblaciones de cinco de ellas abandonan completamente el territorio mexicano durante una parte del año. Una de estas especies recorre más de 4 500 km. Muchas otras especies de colibríes realizan migraciones locales o altitudinales. Veinte especies de estas aves están incluidas en la Norma Oficial Mexicana que enlista las especies en riesgo de extinción (NOM-059-SEMARNAT-2001).

Hay un muy alto número de otras especies de aves del orden Passeriformes que tienen poblaciones que realizan migraciones de gran alcance, en particular muchas de las familias Tyrannidae (papamoscas) y Parulidae (chipes y reinitas), pero también algunas representantes de muchos otros grupos. Casi 200 especies de passeriformes son migratorias, y muchas de ellas se encuentran en las listas de especies en riesgo de extinción. Además de las amenazas generales que afectan a muchos grupos migratorios, las passeriformes enfrentan otros riesgos que las hacen aún más frágiles. En particular, el comercio legal e ilegal de aves canoras y de ornato representa una fuente creciente de preocupación que ya alcanza niveles críticos para muchas especies.

En México existen 138 especies de murciélagos, de las cuales por lo menos 19 que pertenecen a tres familias se consideran migratorias. Cinco de estas especies están incluidas en las listas de especies en riesgo de extinción. Muchas de las amenazas que afectan a las aves migratorias también dañan a los murciélagos, aunque hay algunas diferencias importantes. Por ejemplo, en los murciélagos generalmente solo las hembras llevan a cabo migraciones de grandes distancias, debido a que la reproducción de los mamíferos les permite aparearse en las zonas de hibernación y parir en las zonas de veraneo. Esto no sucede con las aves, en las que ambos sexos deben migrar porque el apareamiento y la crianza de los polluelos ocurre en el mismo sitio. Además, los murciélagos enfrentan la seria amenaza de la destrucción de sus cuevas como resultado de vandalismo, ignorancia o intentos mal conducidos de control de murciélagos vampiro. En la actualidad existen iniciativas sólidas con resultados claros de recuperación y estabilización de las poblaciones de murciélagos que se deben seguir apoyando para alcanzar el éxito.

Aunque hay proyectos de conservación con prioridades y estrategias establecidas para los diferentes tipos de especies migratorias, prácticamente no hay coordinación entre los diferentes grupos que trabajan en proteger a estas especies. Es claro que aún se requiere mucha investigación en numerosas líneas de trabajo, y esto implica que debe reconocerse la necesidad de apoyar estas investigaciones y de conservar dichas especies para beneficio de todos.

11.1 INTRODUCCIÓN

Las especies migratorias representan un reto particular para la conservación porque dependen de más de una región para su supervivencia, como las áreas de veraneo y de hibernación y los corredores migratorios que las conectan. Así, la conservación de estas especies se convierte en un objetivo multifactorial, multisectorial y multi-regional en el que en ocasiones participan varios estados y países. Además, las especies migratorias incluyen grupos taxonómicos muy diversos como tortugas marinas, murciélagos, mamíferos marinos y aves acuáticas marinas y playeras, rapaces, canoras paseriformes y colibríes. Por estas razones decidimos presentar esta información desde una perspectiva taxonómica organizada filogenéticamente, aun cuando dentro de cada grupo se presentan patrones específicos diferenciados respecto a su biología, prácticas de migración y necesidades de conservación que impiden el uso de un formato uniforme para tratar a todos los grupos.

11.2 TORTUGAS MARINAS

11.2.1 El reto de un ciclo de vida complejo

Muchos reptiles realizan migraciones en las que los reproductores se desplazan desde y hacia los sitios de anidación, pero ninguna se compara con las que llevan a cabo las tortugas marinas que se trasladan cientos o miles de kilómetros. Básicamente existen dos tipos de migraciones en estas especies, relacionadas con cambios ontogenéticos que sufren los organismos. En las primeras fases, los neonatos y luego juveniles se incorporan al medio marino y comienzan migraciones pasivas, arrastrados por los grandes sistemas oceánicos que actúan como criadero y favorecen su supervivencia por las bajas densidades de sus depredadores (Musick y Limpus 1997). El tiempo de permanencia en esta fase oceánica varía entre especies, aunque es de varios años, y justamente estas diferencias definen las distancias de desplazamiento entre los sitios de nacimiento y los hábitats comúnmente costeros o neríticos a los que llegan en el periodo juvenil tardío. En el caso extremo de la tortuga caguama (*Caretta caretta*), la dispersión puede abarcar el traslado de una margen de un océano (Atlántico o Pacífico) a la otra, en donde permanece hasta su maduración; en el otro extremo, la tortuga carey (*Eretmochelys imbricata*) alcanza a menor edad el estadio nerítico y su

desplazamiento al parecer no es tan amplio como el de la caguama.

Los juveniles tardíos de las tortugas marinas adquieren capacidad de desplazamiento independiente y pueden migrar durante su desarrollo entre varios hábitats intermedios, en aguas costeras para la mayoría de las especies, hasta alcanzar la madurez sexual y emprender la migración a su sitio de reproducción, que es justamente el mismo donde nacieron (conducta de filopatría). Para ello requieren playas de anidación para incubar sus huevos, lo que representa su única relación reptiliana con los ambientes terrestres. Así comienzan los ciclos de migraciones reproductivas que realizan las tortugas maduras de manera periódica (de uno a cinco años dependiendo de la especie) entre sus sitios de alimentación y de anidación (Miller 1997). La distancia y ubicación de los hábitats de alimentación con respecto a los de reproducción varían entre especies, pero en buena medida son consecuencia de los desplazamientos por dispersión en los grandes sistemas de corrientes durante las etapas oceánicas, sus desplazamientos entre hábitats intermedios de desarrollo y la fijación a sitios finales de alimentación de la fase adulta, a los que fielmente regresan una vez que termina la anidación (Broderick *et al.* 2007).

Este ciclo de vida, en extremo complejo y ampliamente distribuido, ha conferido a las tortugas marinas la capacidad de adaptarse y explotar de manera oportunista hábitats en amplias extensiones geográficas, aunque típicamente dentro de regiones tropicales y subtropicales (con excepción de la tortuga laúd, *Dermochelys coriacea*). Desafortunadamente, la conformación de agregaciones para la reproducción y corridas por rutas migratorias de manera periódica y predecible, desde la prehistoria las ha expuesto a la sobreexplotación (Frazier 2003), provocando el colapso de la mayoría de las poblaciones, por lo que actualmente todas se encuentran incluidas en la *Lista roja de especies amenazadas* de la IUCN (2007).

Por las grandes extensiones espaciales del ciclo de vida completo, el prolongado desarrollo característico de las tortugas marinas es un reto difícil de resolver para su conservación. Se requiere un gran esfuerzo para proteger todos sus hábitats. Al desplazarse a través de múltiples ambientes, muchos de los cuales se localizan en aguas territoriales de varios países y en aguas internacionales, crecen los factores de riesgo (naturales y antropogénicos) a los que se exponen a lo largo de su desarrollo. Su lento crecimiento y maduración tardía (entre 10 y 30 años, dependiendo de la especie) las hace particularmente vulnerables, incluida la explotación que se concentra en las

fases de inmaduros y adultos (Musick 2001), ya que requieren altas tasas de sobrevivencia en las etapas tardías para que alcancen crecimientos poblacionales positivos, o por lo menos estables (Crouse 1999; Heppell *et al.* 2003). Por otro lado, cada colonia anidadora tiende a comportarse como una unidad poblacional reproductivamente independiente, lo que significa que las colonias que sufren merma o colapsos por cualquier causa (natural o antropogénica) no pueden recuperarse mediante un reclutamiento natural proveniente de poblaciones externas, por lo menos no dentro de las escalas de tiempo relevantes para fines de manejo (Bowen y Avise 1996; McClenachan *et al.* 2006).

11.2.2 Iniciativas de conservación en ámbitos nacionales e internacionales

A pesar de que se ha avanzado mucho en la conservación de las tortugas marinas, persisten factores de presión que las mantienen catalogadas como especies amenazadas. Los de mayor importancia son: 1] la extracción directa (ahora ilegal en casi todos los países), particularmente cuando se relaciona con el tráfico internacional de productos y subproductos; 2] la captura y mortalidad incidental en pesquerías; 3] una prolongada y persistente extracción de huevos y hembras en playas de anidación; 4] la destrucción, contaminación o degradación de sitios de alimentación, y 5] la transformación o destrucción de playas de anidación por desarrollos costeros (National Research Council 1990). Solo recientemente el calentamiento global es un factor que recibe atención, aunque en el futuro puede afectar la proporción sexual de las crías ya que la temperatura define el sexo en estas especies, además de que acelera la pérdida de playas de anidación, destrucción de arrecifes de coral y otros daños severos a los hábitats marinos de las tortugas y a los procesos oceanográficos básicos de los cuales dependen (MTSG 2008).

La evidente complejidad de estas especies requiere acciones sistemáticas, de largo plazo, unificadas y coordinadas entre los distintos actores (diferentes niveles de gobiernos nacionales, organizaciones y acuerdos multilaterales, académicos, ONG, sociedad civil e iniciativa privada) a lo largo del amplio espacio que abarcan las poblaciones. Pero también es necesario conocer la ubicación de los hábitats críticos de cada unidad demográfica para implementar monitoreos y protección a largo plazo. Las acciones también deben estar al amparo de una normatividad de protección al ambiente y las especies, acorde con las características y necesidades de las tortugas marinas,

con control eficaz y cumplimiento. Localmente se debe hacer conciencia acerca de la problemática de las especies entre la sociedad civil e integrar a las comunidades con actividades relacionadas con las tortugas marinas en programas de protección, manejo e investigación.

A México llegan seis de las siete especies de tortuga marina y todas se consideran especies en peligro en la NOM-059-SEMARNAT-2001 (Semarnat 2002), debido a que han sido sobreexplotadas y afectadas por los mismos factores en otras regiones de su distribución. En el transcurso de las últimas cuatro décadas, en México las tortugas marinas pasaron de ser un recurso abierto a la explotación industrial a especies en veda temporal y al final permanente como especies prioritarias en régimen de protección. Prácticamente en ese mismo lapso, las poblaciones en el país se desplomaron y, después de una serie de acciones de conservación a lo largo de los últimos 30 años, se comienzan a ver señales de recuperación en algunas, aunque no en todas las especies. Las iniciativas de conservación se han centrado en los puntos mencionados antes, no siempre de manera sistemática, pero con especial énfasis en adecuaciones en el marco normativo y su aplicación, así como en acciones de protección a las especies directamente en sus playas de anidación, por parte de diferentes sectores.

Entre las primeras acciones en materia normativa para enfrentar la crisis de las poblaciones se encuentran las vedas parciales y temporales, como las de 1972 y 1973, para todas las especies; la prohibición de explotación de las especies, en particular aquellas en peligro de extinción, como las tortugas lora y carey a finales de esa década, y la eliminación de permisos para pesca de tortuga marina a principios de los ochenta. En 1986 se emitió el decreto que determinó que las 17 playas que entonces se consideraban las más críticas para la conservación de las especies, fueran consideradas zonas de reserva y sitio de refugio para la conservación, repoblación, desarrollo y control de tortugas marinas (DOF 1986), y 16 de esas playas se consideraron santuarios en 2002 (Semarnat 2002a). Estas ahora son parte de las áreas naturales protegidas de la Conanp en la categoría de "Santuarios". Como no es posible controlar las capturas ni revertir las bajas poblacionales, en 1990 se optó por declarar una veda permanente para la explotación y comercio de todas las especies de tortugas marinas, sus productos y subproductos (Secretaría de Pesca 1990). Por otro lado, a raíz de que la pesca de arrastre camaronero representaba la principal amenaza para algunas de las especies cuyas áreas de alimentación coinciden con las de esta actividad, como las tortu-

gas lora y caguama (véase el apartado 11.2.3), se decretó el uso obligatorio de dispositivos excluidores de tortugas (DET) en los barcos camaroneros (Secretaría de Pesca 1993), con un decreto específico para el Pacífico (Semarnap 1996). También se han presentado cambios en la legislación y se emitieron nuevas normas con apartados y consideraciones para especies como las tortugas marinas, en particular cambios en el Código Penal (Art. 420) que adiciona un capítulo de delitos ambientales. Para evitar lagunas en el control y cumplimiento de normativas en materia de conservación de las tortugas marinas, en 1993 se creó la Comisión Intersecretarial para la Protección y Conservación de las Tortugas Marinas, junto con su Comité Nacional encargado de asesorar y promover iniciativas en el ámbito nacional. Desafortunadamente, esta comisión ha estado inactiva durante más de 10 años y continúa sin siquiera reunirse. El Programa de Conservación de la Vida Silvestre y Diversificación Productiva en el Sector Rural de 1997 contiene una estrategia de conservación y recuperación de especies prioritarias, incluidas las tortugas marinas. Estas se clasificaron como especies en peligro en la NOM-059-ECOL-1994, y continuaron así en revisiones subsecuentes. Comúnmente, en los Decretos y Planes de Manejo de las Áreas Protegidas en las que aparecen estas especies, se incluyen diversos apartados sobre su protección. La NOM-029 para la pesca de tiburón contiene importantes consideraciones para garantizar la protección y rescate de tortugas marinas afectadas por esta actividad (Sagarpa 2007). Lo anterior proporciona un contexto normativo básico que legaliza la obligatoriedad de proteger a las tortugas marinas y sus hábitats en el territorio nacional.

La principales acciones que se aplican en México para proteger a las tortugas marinas se han logrado mediante: 1] la identificación de las principales playas de anidación de las distintas especies y 2] el establecimiento de “campamentos tortugueros” durante las épocas de anidación para monitorear y proteger tanto tortugas anidantes como nidadas. En la mayoría de las playas es necesario el patrullaje para evitar el saqueo (que aún es frecuente) y, en la mayoría de los casos, los huevos se deben trasladar a sitios protegidos para su incubación. Esta operación también es necesaria cuando las nidadas se encuentran en sitios expuestos a riesgos naturales de inundación. Asimismo, los campamentos se han convertido en una parte importante de los programas de difusión para promover el conocimiento de la problemática de conservación de las tortugas marinas entre los lugareños. Actualmente se tienen registrados alrededor de 200 campamentos en am-

bos litorales del país que atienden los principales sitios de anidación de todas las especies. Los programas que financian y proporcionan recursos humanos a estos programas provienen de diversos sectores: gubernamental (ahora a cargo de la administración de la Conanp), asociaciones civiles, iniciativa privada (principalmente hoteles), gobiernos locales, asociaciones comunales y universidades.

En el ámbito internacional, México se ha comprometido mediante diversos instrumentos legales de importancia a la conservación de las tortugas marinas, de los cuales aquí se incluyen solo los más relevantes y que se aplican en nuestra región. Uno de estos es la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (Cites), a la que se adhirió México en 1992 y en la que todas las especies de tortugas marinas quedan incluidas en el Apéndice I, especies para las que se prohíbe su comercio internacional. México gestionó desde 1994, y posteriormente en 2001 ratificó, su adhesión a la Convención Interamericana para la Conservación y Protección de las Tortugas Marinas, que promueve entre los países del continente americano la protección, conservación y recuperación de las poblaciones de tortugas marinas y de los hábitats de los cuales dependen, sobre la base de los datos más fidedignos disponibles y considerando las características ambientales, socioeconómicas y culturales de los firmantes.

Otras iniciativas de investigación, de asesoría y foros de intercambio científico nacionales e internacionales incluyen los programas de investigación y conservación en el ámbito nacional operados por organismos gubernamentales: el del Instituto Nacional de Pesca creado en 1964 y en operación hasta la transferencia del programa a la Dirección General de Vida Silvestre y posteriormente a la Conanp; el de la entonces Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología (Sedue) en los noventa; un convenio de colaboración suscrito en 2003 entre Michoacán, Guerrero y Oaxaca para elaborar y establecer medidas conjuntas para la recuperación de la tortuga laúd del Pacífico oriental y de sus hábitats, hasta el Programa para la Recuperación de Especies Prioritarias, enfocado a las tortugas marinas. También existen programas específicos de colaboración binacional, como el que se lleva a cabo con Estados Unidos para la conservación e investigación de la tortuga lora (desde 1978) y la tortuga laúd (desde el año 1996) (véase el apartado 11.2.3).

De manera general, las acciones de conservación realizadas en México han logrado avances importantes, como se demuestra en los análisis de las tendencias de las espe-

cies en la siguiente sección. Sin embargo, se debe reconocer que aún persisten prácticas arraigadas de explotación.

Una novedosa iniciativa de conservación estrechamente ligada con la participación de comunidades de pescadores ha surtido efecto en la zona del noroeste, donde persiste la captura ilegal de tortugas en cantidades cercanas a 35 000 tortugas/año (Gardner y Nichols 2001). La organización denominada Grupo Tortuguero de las Californias utiliza este animal como especie emblemática y sus tres componentes principales son: 1] construcción de una red de conservación entre los pescadores tradicionales; 2] investigación participativa para adquirir conocimiento sobre la biología de las especies, y 3] uso de comunicación y educación estratégicas para promover una ética de conservación del ambiente marino en general (Delgado y Nichols 2005). Con tal metodología este proyecto ha logrado avances significativos que deberán ser emulados en otras regiones del país, no solo para fomentar la reducción en la explotación de las tortugas marinas, sino también para acumular información sobre parámetros básicos de las poblaciones en hábitats de alimentación que no se habría logrado de otra forma.

11.2.3 Estado de conservación de las especies en México

La forma ideal para obtener evaluaciones confiables del estado de las especies requiere información extensa sobre el tamaño, estructura y cambios en el número de individuos a lo largo del tiempo. Para el caso de tortugas marinas no se cuenta con esa información, sobre todo por su amplia distribución geográfica, la alta movilidad migratoria de los animales y porque la presencia de diferentes estadios de las especies es discontinua. Aun así, se han intentado aproximaciones comparando el tamaño de las poblaciones en el pasado cercano por medio de los registros de capturas y, más reciente todavía, a partir de censos del número de nidos que se obtienen en los programas de conservación. En México se cuenta con algunas de las series de tiempo más prolongadas sobre este parámetro en el mundo y con ellas se pueden calcular cambios confiables en el tamaño de las poblaciones, siempre y cuando los trabajos se realicen en periodos de una o más décadas y la cobertura sea más o menos constante. La relación entre estas mediciones y el tamaño absoluto de la población a partir de estos valores es complicado porque: *a*] con frecuencia los censos no representan todos los nidos puestos, solamente los que se protegen; *b*] cada hembra anida varias veces durante la temporada

de reproducción; *c*] los ciclos de anidación de las hembras típicamente son multianuales y en ocasiones varían, y *d*] no se obtiene información demográfica sobre los estadios de inmaduros, machos adultos y las hembras reproductivamente inactivas. No obstante, el empleo de los censos de nidos como índice de abundancia relativa es el método más utilizado para estimar tendencias poblacionales y con ello deducir la condición de las especies. El número de nidos depositado anualmente, de todas maneras, puede relacionarse con el número de hembras que están anidando si se divide el número promedio de nidos, un dato conocido para cada especie.

Tortuga golfinia

La tortuga golfinia, *Lepidochelys olivacea*, es la especie más abundante y con más sitios de anidación sincrónica y masiva en las llamadas "arribadas". México contiene más poblaciones de esta especie que cualquier otro país y algunas de las arribadas más numerosas. De acuerdo con datos extraoficiales, entre 1965 y 1975 en México se extrajeron entre 75 000 y 100 000 tortugas al año (Eckert 1993), o entre 1.5 y 2 millones de tortugas en dicho periodo (Briseño-Dueñas 1998), principalmente reproductoras de golfinas. Esto causó la casi total desaparición de las dos colonias que efectuaban arribadas en Jalisco y Guerrero (Márquez 1976). Teniendo en cuenta que las migraciones de golfinas mexicanas alcanzan aguas de Ecuador, la captura allá fue de 100 000 a 148 000 individuos por año durante la década de 1970 (Green y Ortiz-Crespo 1982), lo cual también debió afectar a las poblaciones de México. Al mismo tiempo se desarrolló la explotación y comercio a gran escala del huevo de tortuga golfinia a lo largo de todo el litoral.

A principios de los años ochenta, en Ecuador se prohibió la explotación de las tortugas marinas, y por ese entonces en México se aplicaron diversas medidas: 1] las normas y mecanismos de inspección y vigilancia dirigidos a proteger las especies de tortugas marinas y sus hábitats de reproducción, sobre todo la veda total de 1990 (Secretaría de Pesca 1990) y el decreto de Zonas de Reserva (DOF 1986) que abarca 13 de las playas de anidación de la golfinia; 2] el establecimiento del uso obligatorio de dispositivos excluidores de tortugas (DET) en el Pacífico en 1996; 3] la instalación de campamentos de conservación e investigación de las especies en playas de anidación, y 4] los programas nacionales para la conservación e investigación de tortugas marinas.

En la actualidad las poblaciones de golfinia muestran

sólidas señales de una recuperación incipiente, con tendencias poblacionales estables o incrementos consistentes, medidos de acuerdo con el número de nidos por temporada en las playas de anidación (Márquez *et al.* 1998). No obstante la severa explotación que se dio durante los sesenta, en la población que anida en Escobilla, Oaxaca, se observó una recuperación en el número de nidos de menos de 60 000 nidos/año en 1988, a más de un millón de nidos/año en 2000 (Peñaflores-Salazar *et al.* 2001; véase Fig. 11.1a y b), es decir, se regularizaron las arribadas masivas (Peñaflores-Salazar *et al.* 2001; Márquez *et al.* 1998). Con estas dimensiones, la población de Escobilla se convierte en una de las colonias de golfinas más grandes del mundo.

Es incuestionable que el estado de conservación de la tortuga golfinas ha mejorado. Sin embargo, de las cuatro colonias de arribada, tres de ellas (Tlalcoyunque, Misamaloya y Chacahua; figura 11.1a) nunca recuperaron los niveles poblacionales históricos, y para colonias de anidaciones de baja densidad se puede inferir de manera preliminar que eran bastante más grandes de lo que ahora se reporta (Fig. 11.1b).

Estas son señales de que la condición de la especie en general ha mejorado sustancialmente, mismas que se reflejan en diversas colonias de arribada en el Pacífico oriental, lo cual permitió una reclasificación reciente en la lista roja de la UICN de la categoría de amenazada en 1996 a vulnerable en todo el mundo (Abreu-Grobois y Plotkin 2007). Evidentemente está fuera de peligro inminente de extinción pero su eliminación de las listas de especies en riesgo aún es prematura, pues su condición de incipiente recuperación requiere mantener las actuales medidas de protección.

Tortuga lora

La tortuga lora (*L. kempii*) tiene una distribución reducida y es probable que sea la que ha sufrido una de las disminuciones poblacionales más dramáticas observadas en cualquier animal. Hasta la década de 1940 esta tortuga era abundante en el Golfo de México. Sin embargo, una prolongada extracción en playa de más de 90% de los huevos (Hildebrand 1963; 1981; Márquez 1994), la matanza en playas de anidación y la captura incidental en hábitats marinos por embarcaciones de pesca en aguas tanto nacionales como de Estados Unidos (Márquez 1976) a finales de los años cuarenta y principios de los cincuenta (USFWS-NMFS 1992) diezmaron la población antes de que se integraran los programas de protección en playa ini-

ciados en 1966. Actualmente la pesca incidental es la principal fuente de mortalidad (Shaver 1995), la cual se estima entre 500 y 5 000 tortugas lora al año en décadas pasadas (National Research Council 1990). El número de hembras anidadoras decreció a menos de 750, más de 98%, entre 1940 y 1990 (USFWS-NMFS 1992). Las medidas de protección para la especie comenzaron en 1966 con el establecimiento de un campamento para la conservación en la Playa Rancho Nuevo. En 1973 se publicó el decreto de veda total de explotación de la tortuga lora y en 1977 se declararon 17.5 km de playa como zona de reserva natural en Rancho Nuevo, Tamaulipas, para posteriormente incorporarla al decreto de zonas de reserva y sitio de refugio (DOF 1986), que además de proteger el hábitat de anidación prohibió la aproximación de barcos arrastres a menos de cuatro millas marinas frente a la playa, lo que redujo considerablemente la captura de reproductores durante la temporada de desove. A partir de 1978 se estableció un programa binacional entre el U.S. Fish and Wildlife Service (USFWS) y el Instituto Nacional de Pesca al principio, y ahora con la Conanp, para incrementar la cobertura y extensión geográfica de conservación. Paralelamente, en Estados Unidos se criaron en condiciones artificiales neonatos de tortuga lora provenientes de Rancho Nuevo, para después liberarlos en el medio natural, y se transfirieron crías y huevos de Rancho Nuevo para ser “improntados” en playas de Padre Island, Texas, con la intención de reiniciar una antigua colonia de la especie en ese lugar. Sin embargo, una de las iniciativas más efectivas ha sido la implementación de los DET.

Aun con estas acciones de conservación, la población continuó disminuyendo hasta llegar al número mínimo de anidaciones entre 1985 y 1987. Entonces se estabilizó la población y empezó a aumentar (Fig. 11.2). Se supone que los incrementos se debieron a una combinación de: a] protección en playa de huevos y hembras desde 1966; b] prohibiciones de captura de esta especie en ambos países; c] exclusión de arrastres camaroneros frente a la playa durante la época de anidación a partir del decreto de zona de refugio (DOF 1986); d] incrementos en la cobertura de protección para las playas de anidación a más de 120 km solo en Tamaulipas, y e] identificación de la pesca por arrastre como la mayor amenaza y uso obligatorio de DET en la flota camaronera de Estados Unidos a partir de 1992 y en la mexicana del Golfo de México desde 1994. Además de los incrementos continuos en todas las playas de anidación de la especie en Tamaulipas (Fig. 11.2) posteriores a 1990, también se regularizaron las arribadas (Márquez *et al.* 1998) y aumentaron las anidaciones

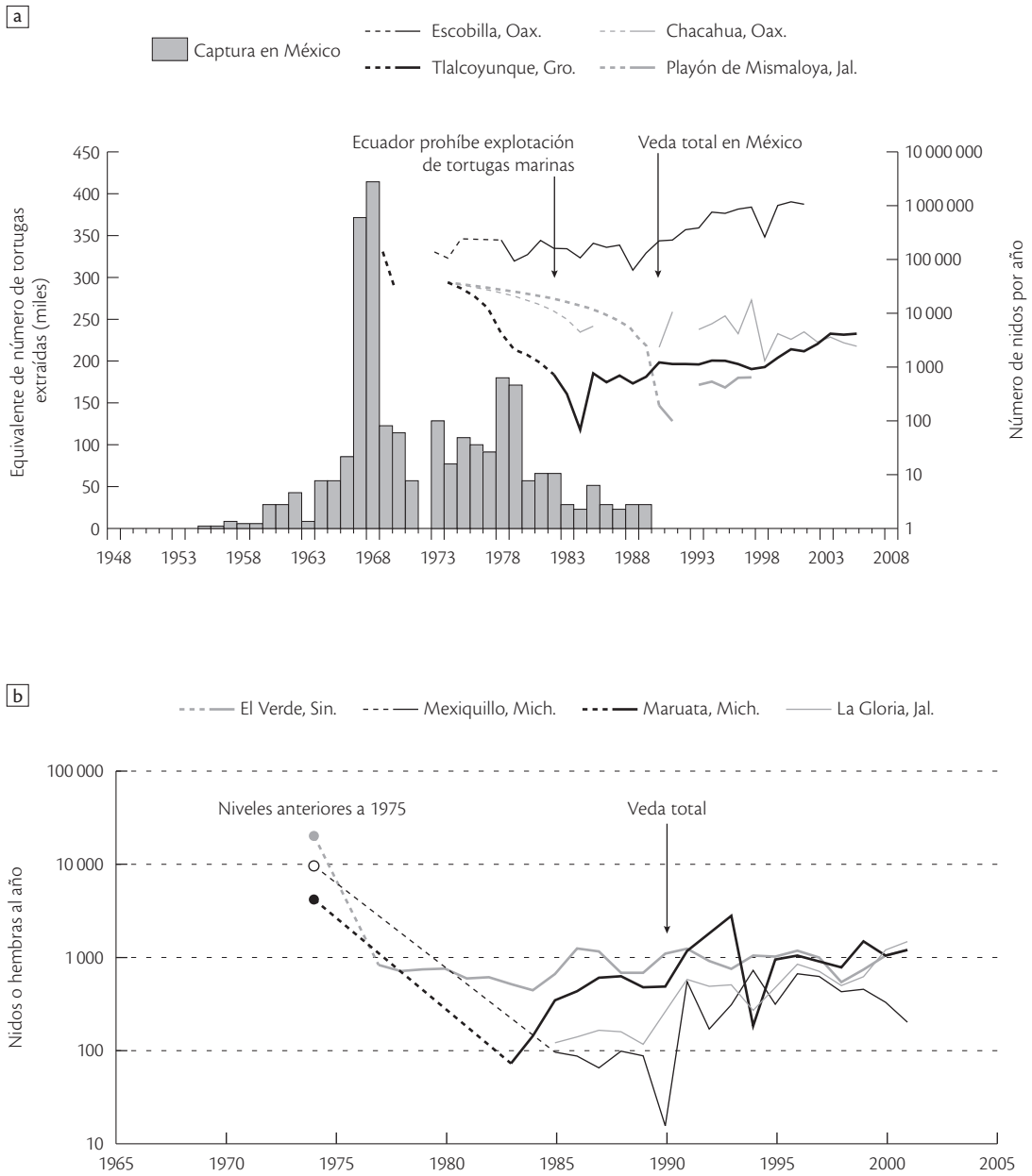


Figura 11.1 Tendencias en series cronológicas prolongadas para poblaciones representativas de colonias de tortuga golfina. **(a)** Cuatro colonias de arribada (escala logarítmica): Playón de Mismaloya, Jal.; Piedra de Tlalcuyunque, Gro.; Escobilla y Chacahua, Oax. [Montoya (1967, 1969); Márquez *et al.* (1976); Casas-Andreu (1978); Villa-Guzmán (1980); Briseño-Dueñas y Abreu-Grobois (1994); Márquez *et al.* (1998); Peñaflores-Salazar *et al.* (2001); Aguilar-Reyes (2007)], comparando con los niveles de captura comercial para el periodo 1964-1990; las líneas punteadas indican valores históricos [Montoya (1969); Márquez *et al.* (1976); Casas-Andreu (1978); Villa Guzmán (1980)] del número de hembras y se incluyen para una comparación cualitativa. **(b)** Cuatro colonias representativas de anidaciones de baja densidad (escala logarítmica): El Verde, Sin.; La Gloria, Jal.; Mexiquillo y Maruata, Mich. [Márquez *et al.* (1976, 1998); Peñaflores-Salazar *et al.* (2001); L. Estrada, DGVS, com. pers.; D. Ríos com. pers.; F. Silva-Bátiz y A. Trejo, UDG, com. pers.]; las líneas punteadas indican valores históricos del número de hembras/año y se incluyen para una comparación cualitativa.

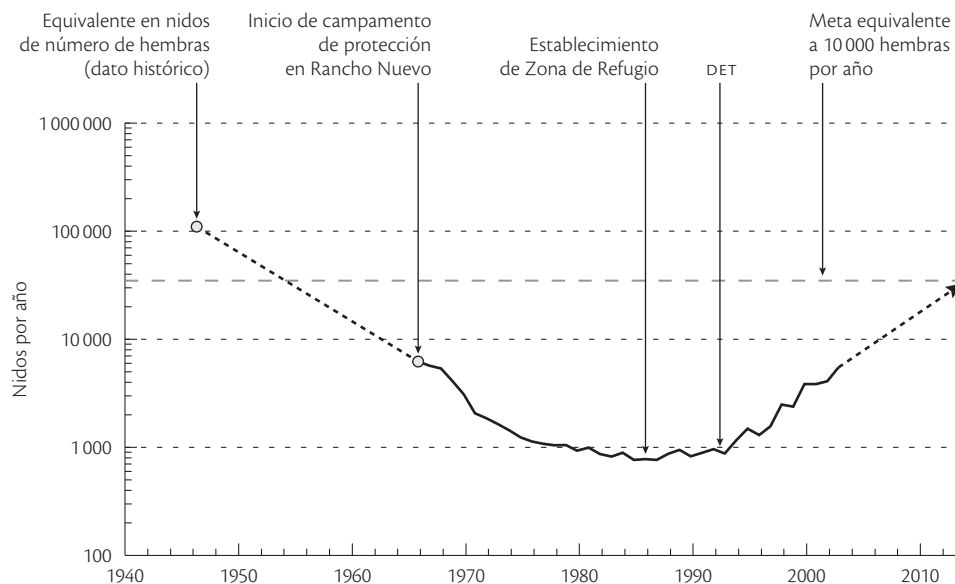


Figura 11.2 Tendencias en la anidación de la tortuga lora en Rancho Nuevo, Tams. [datos de USFWS-NMFS (1992); Márquez (2001), y Semarnat/DGVS com. pers.], con anotaciones de eventos significativos para la conservación de la especie. La flecha punteada indica proyecciones de modelos poblacionales (Turtle Expert Working Group 2000 y S. Heppell com. pers.). El número de 10 000 hembras anidantes/año ha sido adoptado como una de las metas en el Plan de Recuperación de la Tortuga Lora (USFWS-NMFS 1992) que ahora suscriben México y Estados Unidos.

en playas secundarias de la especie en los estados de Tamaulipas, Veracruz y Campeche, así como en la costa de Texas. Según el modelo de crecimiento poblacional de la tortuga lora, y suponiendo que se mantienen las medidas de protección, podría continuar la actual tasa de crecimiento poblacional de 16% anual (Heppell *et al.* 2005 y com. pers.) y alcanzar una de las principales metas del plan de recuperación (USFWS-NMFS 1992): 10 000 hembras anidantes al año (figura 11.2). Esto equivale a unos 27 000 nidos/año y se podría lograr alrededor el año 2015 (Turtle Expert Working Group 2000). Si se consigue esto junto con los demás objetivos del plan (lo cual parece factible), permitiría por primera vez la transferencia de una especie de tortuga marina de la categoría críticamente amenazada a amenazada, fruto de los esfuerzos de conservación binacionales prolongados a lo largo de más de cuatro décadas.

Tortuga caguama

La población de caguama, *Caretta caretta*, que anida en la costa oriental de México es solo una de cinco unidades demográficas en el Atlántico identificadas por su constitución genética (Encalada *et al.* 1998). Anida principal-

mente en playas de Quintana Roo y la isla de Cozumel; a mediados de la década de los noventa alcanzó entre 1 500 y 2 300 anidaciones por año (Zurita *et al.* 1993) y probablemente poco más de 2 500 anidaciones en esta costa alrededor del pico de abundancia observado en 1995. En la actualidad son escasas en Veracruz (menos de cinco al año; R. Bravo, com.pers.) y en años recientes no se ha registrado ninguna en Campeche y Yucatán (V. Guzmán, E. Cuevas, com. pers.), donde las anidaciones son característicamente escasas. En total, la población de México se considera de importancia “intermedia” en la región Atlántico-Caribe: entre 1 000 y 5 000 anidaciones/año, es decir, de 3 a 5 por ciento de las anidaciones de la población más abundante del Atlántico que desova en el sur de Florida (entre 49 000 y 83 000 nidos/año; Ehrhart *et al.* 2003). Además de la prolongada extracción de huevos, esta especie fue objeto de una explotación comercial hasta la década de 1980 por su carne y aceites (Márquez *et al.* 1976). Es imposible conocer la abundancia histórica de la especie. Sin embargo, en el ámbito nacional se registraron extracciones de 10 y hasta 200 toneladas/año en el periodo 1961-1973 (Márquez 1976), con valores máximos en el lapso de 1961 a 1964 y un promedio de unas 40 toneladas/año equivalentes a más de 500 individuos adultos/

año. Para 1981, cuando se eliminaron los permisos de pesca en el Golfo y Caribe, ya se habían desplomado las poblaciones por sobreexplotación (Zurita *et al.* 1992). La declaración e implementación de la Veda Permanente para Tortugas Marinas de 1990 (Secretaría de Pesca 1990) finalmente eliminó la pesca comercial como principal fuente de mortalidad en el país. No obstante, la captura incidental en la pesca por arrastre representa una fuente significativa de muerte. En esta, 89% de las tortugas atrapadas son caguamas (Márquez 2004). Antes del uso obligatorio de DET, por estas actividades se estimó una mortalidad de entre 5 000 y 50 000 caguamas al año, solamente en Estados Unidos (National Research Council 1990). Los DET se implementaron de manera regular en la flota camaronera de Estados Unidos en 1992 y en 1993 en la de México.

Si bien nunca se ha podido demostrar cuánto daño han causado las pesquerías de Estados Unidos sobre las poblaciones mexicanas, los análisis de composición genética para agregaciones de caguama a lo largo de las costas estadounidenses en el Golfo de México y estados del SE indican una contribución de 6 a 9 por ciento (Bass *et al.* 2004), lo que parece sugerir que las pesquerías de Estados Unidos han afectado a las poblaciones mexicanas. Esto hace suponer que las abundancias registradas a partir de 1987 en Quintana Roo deben ser remanentes de una población fuertemente colapsada en años anteriores, aunque aún falta evidencia científica sólida para demostrarlo.

Actualmente, diferentes sectores participan en acciones

de protección a la tortuga caguama en Quintana Roo. Por medio de campamentos de conservación en 62 playas de anidación del estado (Maldonado 2005), se cubre casi la totalidad de los sitios de reproducción, transfiriendo las nidadas a zonas protegidas para su incubación.

Sin embargo, aún persiste la captura accidental en pesca (anzuelos y redes), así como la pérdida o transformación de los hábitats de anidación por desarrollos turísticos. Es posible que se hayan logrado incrementos importantes en la abundancia de la especie (Zurita *et al.* 2003; Fig. 11.3), pero en el periodo 2001-2005 se han observado disminuciones (Arenas-Martínez 2005; Fig. 11.3) posiblemente relacionadas con la captura incidental de tortugas de Florida por palangres del Atlántico oriental (Witherington *et al.* 2009). Si este daño se comprueba, se haría extensible a la población de Quintana Roo, pues estudios genéticos en las Azores y Madeira indican una presencia de 10% de estas poblaciones (Bolten *et al.* 1998). Aún es prematuro determinar si las tendencias negativas de la caguama continúan, pero quienes están a cargo de los programas de conservación están atentos a esta posibilidad. Los desarrollos en playas de la costa de Quintana Roo constituyen amenazas que pueden afectar su éxito reproductivo. Una buena conservación de la especie requerirá un conjunto de medidas para mantener la calidad del hábitat de reproducción en las playas de anidación, así como acciones y medidas para reducir la mortalidad durante las etapas juveniles en hábitats pelágicos de aguas internacionales y de otros países. Sin ambas acciones, los

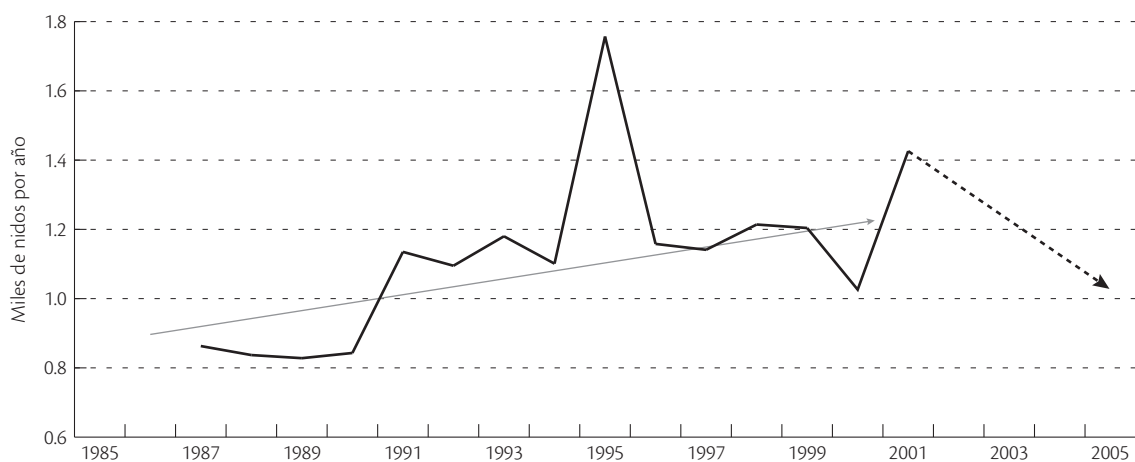


Figura 11.3 Tendencias positivas en las anidaciones anuales de la población de caguama, de acuerdo con el monitoreo en siete playas índice en la costa central de Quintana Roo, 1986-2001 (Zurita *et al.* 2003). Las disminuciones registradas en los últimos cuatro años (línea punteada; Herrera 2005) podrían estar ligadas a impactos en hábitats fuera de México.

resultados de los proyectos en el país podrían verse debilitados o neutralizados.

En la costa occidental, la especie permanece en aguas de la Península de Baja California solamente durante una fase de alimentación y desarrollo de juveniles, previo a la maduración sexual. El origen de estas caguamas, y los hábitats a donde regresan después de su estancia en aguas mexicanas, son las playas de anidación del Japón (Bowen *et al.* 1995). No solo esta población de caguama está drásticamente reducida y en declinación (Kamezaki *et al.* 2003), también en la pesquería del Puerto Adolfo López Mateos, BCS, ocurre una mortalidad por pesca incidental en redes agalleras (particularmente para lenguado) estimada en alrededor de 1 800 tortugas caguamas/año (Peckham *et al.* 2007), lo que constituye un evidente factor de riesgo significativo y obstaculiza cualquier recuperación. En la región ya existen iniciativas para reducir la pesca incidental por medio de campañas de concientización, modificaciones en las redes y cierre de la pesca en tiempos y áreas críticas (*Ibid.*). No obstante, los efectos en México se suman a la modificación de hábitats de anidación en el Japón y a la mortalidad por pesca incidental en otras etapas de su ciclo de vida (Kamezaki *et al.* 2003).

Tortuga verde o blanca (Atlántico) y prieta (Pacífico)

Atlántico

La tortuga verde o tortuga blanca, *Chelonia mydas*, anida en playas del Atlántico mexicano desde Tamaulipas hasta Quintana Roo, pero las mayores concentraciones ocurren en las costas de Quintana Roo y Yucatán. Recientemente, el total de anidaciones anuales de la especie en el país rebasó 8 500 nidos (equivalente a 2 800 hembras anidantes/año), esta cifra se obtuvo con base en la suma de los nidos protegidos en el año 2005 en Veracruz (R. Bravo, com. pers.), Campeche (V. Guzmán, com. pers.), Yucatán (E. Cuevas, com. pers.) y Quintana Roo (A. Arenas, com. pers.), lo cual indica que la población mexicana es la tercera en abundancia en todo el Atlántico, después de Costa Rica (104 000 nidos/año; Tröeng y Rankin 2005) e Isla Ascensión (entre 33 000 y 45 000 nidos/año; Broderick *et al.* 2006). Estudios con marcadores genéticos sobre las colonias mexicanas han detectado cuatro unidades de manejo (*stocks*) que anidan en el Golfo de México (Tamaulipas-Veracruz, Campeche-Yucatán, Cayo Arcas e Isla Alacranes (Millán-Aguilar 2008) y una en Quintana Roo (Pérez-Ríos 2008).

Esta especie sufrió una explotación severa aun antes de 1960 por ribereños que la utilizaron para consumo de subsistencia, venta local y de exportación. Los registros oficiales de capturas comerciales (probablemente muy por debajo de los reales, A. Abreu, obs. pers.) reflejan los niveles de presión por pesca en México a partir de finales de la segunda guerra mundial: entre 60 y 500 toneladas de tortuga verde/año extraídas en el periodo 1948-1960 (promedio de 225 ton/año o alrededor de 1 450 tortugas/año), 130 ton/año en 1961-1973 (aproximadamente 840 tortugas/año) y 49 ton/año (cerca de 315 tortugas/año) desde 1974 hasta el retiro de permisos para captura en 1981 (Márquez 1976, 2004). La captura histórica en otros países también debió afectar a las poblaciones de México, considerando que se han encontrado evidencias de su migración por lo menos hacia Cuba (Moncada *et al.* 2006), Bahamas (Lahanas *et al.* 1998), Barbados (Luke *et al.* 2004) y ambas costas de Florida (Bass y Witzell 2000; Kinzel 2001). A mediados de la década de 1970 se pusieron en marcha programas de vedas nacionales (1972-1973) y controles de permisos, y en 1978 se incluyó esta especie en la Ley de Especies en Peligro de Estados Unidos para disminuir la presión. En 1986 se decretaron como zonas de reserva y sitios de refugio para la protección de las diversas especies de tortuga marina muchos lugares de anidación. Por último, la Veda Permanente de 1990 (Secretaría de Pesca 1990), la puesta en operación de programas adicionales de conservación por diversos sectores del gobierno (originalmente el INP y después la Sedesol, la Semarnat y ahora la Conanp) y las acciones de muchos sectores de la población han permitido la conservación en las principales playas de anidación de la tortuga verde. La captura incidental de esta especie es mucho menor que para otras tortugas (Johnson *et al.* 1999; Márquez 2004). Aunque en menor grado que en décadas pasadas, la extracción furtiva y colecta ilegal de huevos continúa, así como la pérdida de hábitat por desarrollos costeros, particularmente en las costas de Quintana Roo.

A pesar del aprovechamiento ilegal, y quizá como resultado de las medidas tomadas en México desde fines de los años setenta, la instrumentación de disposiciones similares en otros países y la aplicación de acuerdos internacionales que prohíben el comercio de especies en peligro (por ejemplo, Cites), las tendencias en anidaciones registradas en México han aumentado sensiblemente (figura 11.4a). También se registran crecimientos para 75% de las poblaciones del Atlántico (Broderick *et al.* 2006). Este marcado incremento poblacional contrasta con el de la mayoría de las otras tortugas marinas, y sugiere que, en

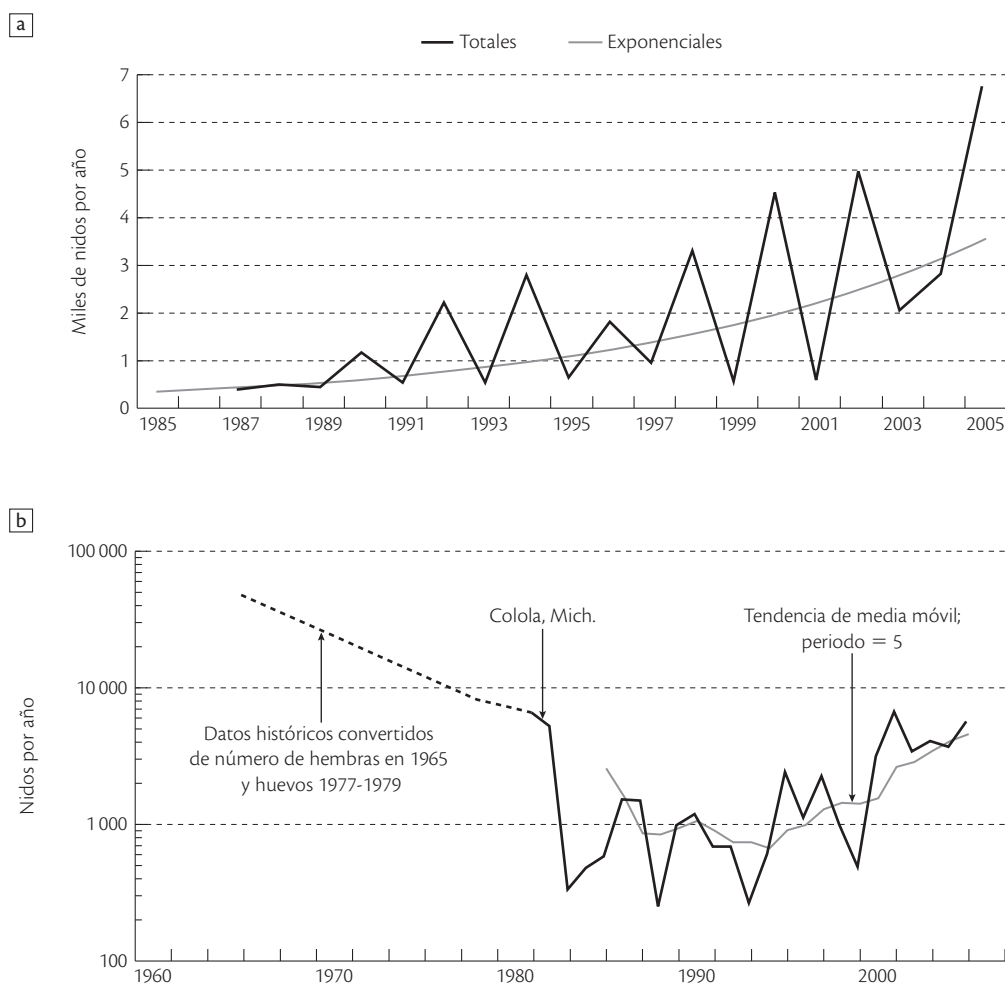


Figura 11.4 (a) Incrementos consistentes en las anidaciones anuales de la tortuga verde registradas por los programas de conservación en Campeche (Guzmán-Hernández, com. pers. y 2006), Yucatán (E. Cuevas/Pronatura Península de Yucatán, A.C., com. pers.) y Quintana Roo (A.Arenas/Flora, Fauna y Cultura de México, A.C., com. pers.). **(b)** Anidación de la tortuga verde en la playa de Colola, Mich. La línea punteada indica estimaciones de nidos por año a partir de datos históricos de abundancia publicados en Clifton *et al.* (1982).

gran medida, se han podido controlar las principales amenazas para esta especie, lo que le confiere buenos prospectos para su recuperación (Broderick *et al.* 2006).

Pacífico

La tortuga prieta, sobre la que hay controversia en cuanto a si pertenece a la especie *Chelonia mydas* o es una especie distinta, *C. agassizii* (Pritchard y Mortimer 2000), concentra sus anidaciones en México en varias playas del estado de Michoacán, y de forma secundaria en las Islas Revillagigedo. La abundancia actual de sus anidaciones

es menor que la colonia de la misma tortuga que anida en las Islas Galápagos.

El primer registro de explotación comercial de esta especie se hizo en el siglo XIX por barcos balleneros en Baja California, práctica que creció hasta alcanzar proporciones industriales al ser exportada a Estados Unidos y Gran Bretaña. Posteriormente, la demanda constante de carne de tortuga prieta continuó en aumento en los estados del noroeste de México. En la década de 1950, los seris y otras comunidades costeras la pescaron de manera intensa, y para finales de los años sesenta la extracción estaba fuera de control por la alta demanda del mercado de pieles en

escalas industriales. La explotación en los sitios de anidación comenzó en la década de 1970, cuando se establecieron los poblados de Maruata y Colola, Michoacán, lo que desarrolló el tráfico de piel, huevos y carne. A principios de esa misma década, se extraían aproximadamente 70 000 huevos por noche durante la temporada de anidamiento en Colola, y entre 10 000 y 20 000 de la playa de Maruata, así como de 7 000 a 15 000 tortugas/año para utilizar su carne y su piel (Cliffon *et al.* 1982), lo que provocó el colapso de la población hacia los primeros años de la década de 1980.

La medida principal para proteger la especie fue por medio de campamentos tortugeros que han crecido de cinco, a principios de los ochenta en Michoacán, a 22 en la actualidad. Aunque no en todos se protege a la tortuga prieta, sí abarcan muchas playas en las que anida esta especie. Desde 1980 se ha protegido la mayor parte (entre 85 y 95 por ciento) de los nidos de tortuga negra en las playas de Colola y Maruata, las cuales fueron posteriormente decretadas reservas en 1986 y santuarios en 2002 (Alvarado y Delgado 2005). La veda permanente de 1990 también ayudó al prohibir la captura y comercialización de tortugas y huevos. No obstante, persiste la captura de tortuga prieta en aguas de Baja California, con una mortalidad estimada de 15 000 tortugas al año (Gardner y Nichols 2001).

Utilizando los registros de anidación en la playa de Colola como índice y transformando los datos de abundancia antes de 1970 de Cliffon *et al.* (1982) se aprecia una disminución de por lo menos 90% en poco más de 10 años (1965-1978). Poco después de que comenzaran las medidas de protección se registró una reducción de entre 5 090 y 6 407 nidos/año en 1981-1982 hasta 244-2 350 entre 1983 y 1999. Se han detectado incrementos en la anidación en el periodo 2001-2003, lo cual puede indicar el inicio de una etapa de recuperación. Sin embargo, si se comparan con los valores de los años sesenta (Fig. 11.4b), la recuperación aún está lejos de alcanzarse (Alvarado y Delgado 2005).

Tortuga carey

En todo el mundo las poblaciones de tortuga carey, *Eretmochelys imbricata*, han disminuido en más de 90% en las últimas tres generaciones (Mortimer y Donnelly 2007). En el Caribe, 85% de las poblaciones de carey están disminuyendo o se encuentran sumamente mermadas (Meylan 1999 a,b). La población de México es la más grande del Atlántico (Mortimer y Donnelly 2007) y, por lo menos

hasta finales de los 1990, exhibía una tendencia hacia incrementos poblacionales (Garduño-Andrade *et al.* 1999; Cites s.f.). Históricamente, la principal amenaza para esta especie ha sido la pesca dirigida. En México, entre 1954 y 1955 se extrajeron hasta 2.8 toneladas de caparazón (lo que equivale a 2 000 individuos al año; Márquez 1976), entre 1964 y 1971 un pico de 1.1 toneladas y un registro para 1973 de 4.87 toneladas, es decir, entre 3 000 y 5 000 individuos (Márquez 1976). Es probable que las capturas reales estuvieran alrededor de esta última cifra. Para mediados de los setenta la población de carey en el Golfo de México había colapsado y se prohibió su explotación (Márquez 1976). No obstante, la captura furtiva a menor escala y la extracción de huevos continuaba. En 1977 se establecieron los primeros campamentos de protección para la especie en Isla Aguada. En 1979, la protección de playas de carey se extendió a 25 km, principalmente en Campeche, y en 1999 la cobertura de conservación alcanzó 250 km en Campeche, Yucatán y Quintana Roo (Garduño-Andrade *et al.* 1999). Asimismo, las nuevas instancias gubernamentales, como la Sedue, la Semarnat y la Conanp, facilitaron el cumplimiento de las prohibiciones sobre la explotación de carey. Con la Veda Permanente de 1990 (Secretaría de Pesca 1990), la creación de acuerdos intersecretariales, por medio de la Comisión Intersecretarial para la Protección y Conservación de las Tortugas Marinas (Secretaría de Pesca 1993), y la configuración de la Profepa se sistematizó la inspección y vigilancia, lo que propició una disminución sensible en la venta de artículos de carey que proliferaba hasta los años noventa (Garduño *et al.* 2001). Cuando México se adhirió a la convención Cites en 1992, se prohibió la exportación de material de carey almacenado. De manera paralela creció la participación ciudadana en la protección de esta y otras especies en la Península de Yucatán, alcanzando a establecer anualmente un total de 19 campamentos con una cobertura de 341 km de playa de anidación; participaron agencias gubernamentales, ONG, instituciones académicas, iniciativa privada y gobiernos locales. Otra medida que benefició a los hábitats de reproducción de la tortuga carey fue que se incluyera en la red de áreas protegidas en la Península de Yucatán una buena parte de los campamentos de protección de esta tortuga. A partir de 1990 y hasta 1999 los datos acerca de la Península de Yucatán (Garduño-Andrade *et al.* 1999; Cites s.f.) sugerían incrementos saludables que implicaban un éxito en los programas de conservación. Como punto máximo de ese aumento, en 1999 se estimaron 6 400 nidos protegidos, lo cual representaba 43% del total de nidos registrados para

toda la región del Gran Caribe (Abreu-Grobois *et al.* 2005). Sin embargo, el incremento paulatino hasta niveles extraordinarios de anidación se desplomó en los años subsecuentes hasta alcanzar menos de 2 400 nidos en 2004, una disminución de 63% en apenas cinco años (Fig. 11.5). Este desplome se ha analizado (Abreu-Grobois *et al.* 2005) sin que se hayan podido identificar las causas de manera concluyente. La especie aún no está fuera de peligro y el modelo de conservación para tortugas marinas basado en protección de sitios de anidación, si bien es indispensable para salvaguardar la producción de crías (y las acciones de conservación se están realizando en más de 85% de las playas de anidación), no garantiza su supervivencia a menos que las fases marinas también se monitoreen y protejan. Es un hecho que ha habido poca capacidad para conservar los hábitats críticos en el mar. Entre las posibles causas propuestas se encuentran: 1] captura dirigida o furtiva; 2] captura incidental; 3] destrucción, degradación u obstaculización del hábitat de anidación; 4] afectación por actividades antropogénicas de hábitats de alimentación, lo que propicia menor fecundidad; 5] movimientos sísmicos que causan mortalidad o inhiben la reproducción, y 6] capturas de poblaciones mexicanas en otros países (Abreu-Grobois *et al.* 2005; Cuevas *et al.* 2007). El descenso de la población en la Península de

Yucatán es un fuerte indicador de que la especie aún no está fuera de peligro, pues todavía es susceptible a colapsos en un tiempo corto que contrasta con el periodo de más de 30 años de actividades de conservación que fueron necesarias para lograr los niveles de abundancia visibles en los años noventa.

Aunque en la costa del Pacífico las poblaciones de la especie nunca alcanzaron los tamaños de las del Atlántico, en relatos históricos se describe una gran abundancia y altos niveles de explotación durante los siglos XIX y XX (Cliffon *et al.* 1982). La captura se hacía principalmente para aprovechar el caparazón y se concentró en La Paz y en Bahía Concepción, en Baja California Sur, y en el Canal del Infiernillo en la costa de Sonora (*Ibid*), y aunque cada vez fue más escasa, la posibilidad de capturar de manera oportunista y almacenar para su venta posterior favoreció el arraigo de la práctica, a pesar de su prohibición. En parte por lo escasa que es la tortuga carey en este litoral, nunca ha sido sujeta de un monitoreo sistemático en sus sitios de anidación que quizá predominen en zonas insulares, como las Islas Revillagigedo y las Tres Marías (Márquez 1996), o en algunas playas de la zona continental. Los pocos registros con que se cuenta provienen de campamentos de conservación en el masivo continental, dedicados a otras especies y que de manera colateral

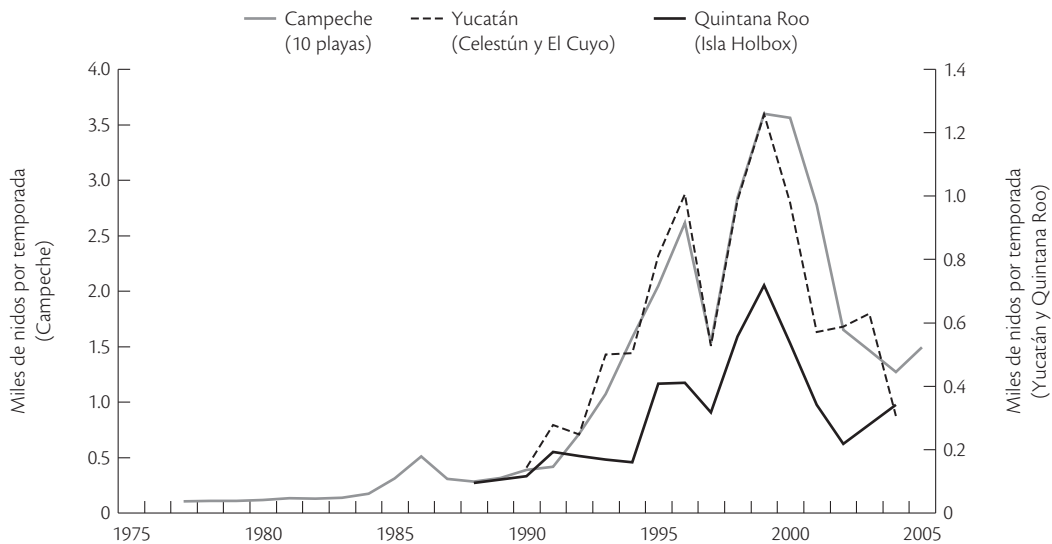


Figura 11.5 Las extraordinarias cifras de anidación para la tortuga carey en playas de la Península de Yucatán se desplomaron en años subsecuentes al máximo observado en 1999, hasta alcanzar menos de 2 400 en 2004, una disminución de 63% en apenas cinco años. Nota: resultados de la Mesa de Tendencias-XIV Taller Regional de Programas de Investigación y Manejo de Tortugas Marinas en la Península de Yucatán, X'caret, Quintana Roo, 8 a 10 de noviembre de 2006; Campeche: Guzmán-Hernández com. pers. y 2006; Yucatán y Quintana Roo: E. Cuevas/Pronatura Península de Yucatán, A.C., com. pers.

observan y protegen nidos de carey. Aun en estos, el número de nidos nunca supera de uno a tres por año (Brieseño y Abreu-Grobois 1994), y en los últimos años se han registrado menos de tres en todo el litoral. Cabe la posibilidad de que las colonias en las islas estén en mejor estado. Dado que la información disponible indica la presencia de menos de cinco hembras reproductoras, la situación de esta población es extremadamente precaria. En combinación con los vacíos en su conocimiento y la falta de seguimiento, esta tortuga se encuentra aún más vulnerable a las presiones tradicionales como la captura incidental en pesca para otras especies y la captura furtiva. Su condición es crítica, por lo que el Grupo Especialista de Tortugas Marinas de la UICN (MTSG) considera que la tortuga carey de todo el Pacífico oriental constituye uno de los *hot spots* de conservación en todo el mundo.

Tortuga laúd

A causa de la dramática disminución a partir de los años ochenta observada en las poblaciones de tortuga laúd, *Dermochelys coriacea*, del Pacífico que hasta entonces eran consideradas las más grandes en el ámbito mundial, la especie fue clasificada en la *Lista roja* 2008 de la UICN (Sarti 2000) en la categoría de máximo riesgo: en peligro crítico.

Debido a una falta de aprecio por la piel y la carne de la tortuga laúd, nunca se desarrolló una pesquería comercial en gran escala. Sin embargo, siempre existió una demanda local de huevos y aceite de esta especie, lo que propició el intenso saqueo de nidos en playa, que llegó a ser de hasta 100% (Sarti *et al.* 2002). Las principales playas de anidación de la laúd se localizaron en la costa del Pacífico en los años setenta (Márquez *et al.* 1976), y a principios de los ochenta se registraron unos 10 000 nidos/año en Tierra Colorada, Guerrero, 2 000 en Chacahua, Oaxaca, y entre 3 000 y 5 000 en Mexiquillo, Michoacán, por lo que se estima que la población en México era la mayor del mundo y representaba aproximadamente 65% de la cifra mundial (Pritchard, 1982). En 1972 se prohibió la captura, posesión o consumo de carne o piel de tortuga laúd y a mediados de los ochenta se establecieron programas de conservación en los principales sitios de anidación, aunque para entonces las poblaciones estaban drásticamente reducidas. La abundancia de poblaciones de laúd, no solo en México sino también en el resto del Pacífico oriental, continuó en declinación a lo largo de los ochenta y esta tendencia persiste en la actualidad. La declinación en la playa índice de Mexiquillo desde los años ochenta,

cuando solamente se cuantificaban cuatro de los 18 kilómetros de playa, hasta 1993 cuando se registraron menos de 100 (en toda la playa) indica una reducción de 95% en poco más de una década (Sarti 2004; Fig. 11.6) y una tasa de disminución de más de 22% por año (Sarti *et al.* 1996). Si se extrapola a la playa completa, se estiman unos 12 000 nidos en los ochenta e implicaría una reducción todavía más drástica pero más realista (Sarti *et al.* 1996). La situación es crítica, toda vez que el número de hembras anidantes por año en playas del Pacífico mexicano no ha rebasado 400 en los últimos 20 años y una baja proporción de “remigrantes” por temporada (hembras que retornan a anidar; 22.4% en promedio) indican que persiste una alta mortalidad de los adultos en el ambiente pelágico (Sarti *et al.* 2007). Diversas causas tienen que ver con el desplome de la población de tortuga laúd en el Pacífico mexicano. 1] El saqueo de huevos y el sacrificio de hembras en playas de anidación que, por el tamaño de su población en el pasado, implicó un nulo reclutamiento de crías durante muchos años. En sitios sin protección esta práctica continúa. 2] Como poseen aletas delanteras masivas se enredan o enganchan con facilidad y, por tanto, son particularmente susceptibles a la captura incidental en diversos artes de pesca (James 2001). Como las laúd que anidan en México tienden a migrar hacia el Pacífico suroriental, frente a Chile y Perú (Eckert y Sarti 1997), se han relacionado los fuertes incrementos pesqueros en aguas internacionales de esa región en las últimas décadas con la declinación de la laúd. Se estima que los aumentos en Chile en la pesquería del pez espada con palangre y redes agalleras en la década de 1980 contribuyeron a la disminución de la población anidadora de México (Eckert y Sarti 1997) y que la laúd continúa siendo capturada en pesquerías artesanales de Perú (Alfaro-Shigueto *et al.* 2002). 3] Aunque en menor grado, la laúd también ha sido capturada por su carne para consumo familiar o para carnada durante la pesca del tiburón (Sarti 2004).

Los programas de conservación que incluyen campañas de concientización por medio de acciones propias y en combinación con comunidades locales y agencias estatales y federales logran proteger 80% de las anidaciones en las playas prioritarias (Sarti *et al.* 2007). En el ámbito internacional se promueven modificaciones en artes y operaciones de pesca para reducir la interacción con la tortuga laúd (por ejemplo, FAO 2005), y por medio de tratados binacionales o multilaterales se impulsan programas de monitoreo y desarrollo de tecnología para reducir la pesca incidental.

No obstante las acciones, y a diferencia de otras espe-

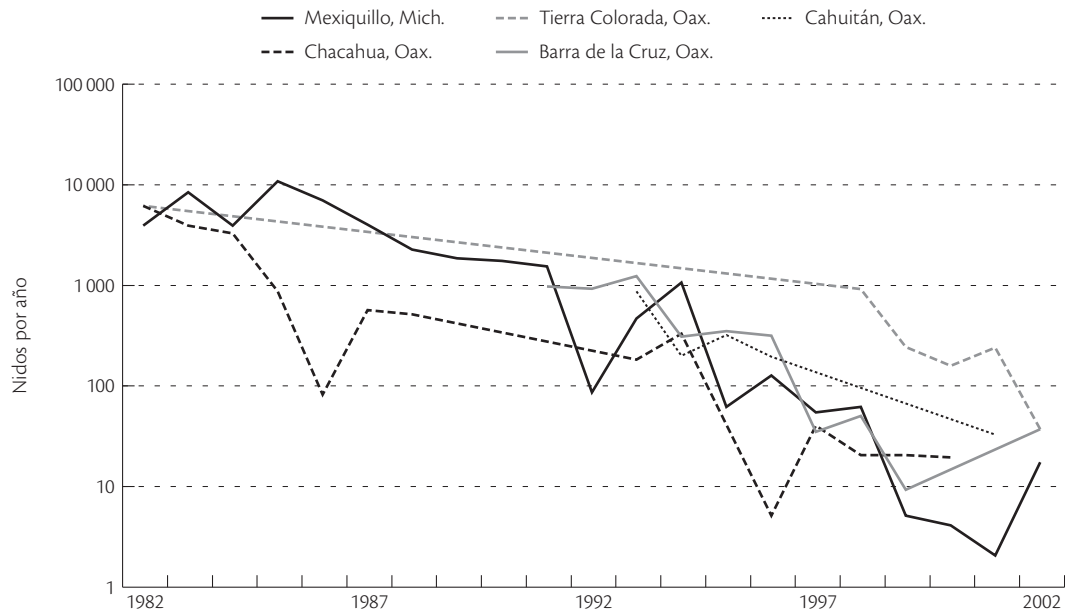


Figura 11.6 Anidación de la tortuga laúd en las principales playas de arribo en la costa del Pacífico.

cies de tortugas marinas en México protegidas durante un periodo similar, no se ha logrado revertir la declinación de la laúd en el Pacífico (Fig. 11.6). Este fracaso probablemente refleja una mayor dificultad para identificar y luego mitigar o contrarrestar las amenazas puntuales para la especie, en particular porque estas ocurren principalmente en grandes extensiones marinas y en aguas (nacionales, internacionales o de otros países) con escasa o nula vigilancia.

En las costas del Atlántico mexicano es muy escasa su presencia, por lo que no se conoce con certeza su estado. Sin embargo, se estima que persisten las amenazas por modificaciones en las áreas de anidación y la interacción con pesquerías en aguas mexicanas es baja (Márquez 2004).

11.2.4 Prioridades para el estudio y conservación de las tortugas marinas

De lo anterior se desprende que se ha reunido un conocimiento suficiente sobre su historia de vida, y en particular acerca de sus derroteros y hábitos migratorios, pues se han aplicado medidas correctivas que han revertido la declinación de algunos tipos de tortuga (golfina y lora en particular) pero no de todas las especies. Para aquellas en las que persiste una condición crítica es urgente llenar vacíos en el conocimiento que permitan abordar los daños persistentes. Así, es prioritario investigar:

- Los patrones migratorios de reproductores de especies en situación crítica (carey en ambas costas, laúd y caguama), para identificar y dimensionar los efectos de las principales amenazas que ocurren en el ámbito completo de su distribución.
- Al acumular información sobre los corredores migratorios será posible identificar los sitios de alimentación, para entonces enfocar una investigación multidisciplinaria en esos sitios para, además de esclarecer los factores de presión, realizar monitoreos de dinámica poblacional en los *stocks* que allí convergen e identificar zonas que se deben declarar áreas naturales protegidas.
- La población de carey en el Pacífico en todos sus aspectos, pues su situación es más crítica que la que experimentó la tortuga lora en los ochenta o la laúd actualmente, con consecuencias de endogamia e inhabilidad de los reproductores para encontrar parejas, o incluso, incrementos en las frecuencias de hibridación con otras especies.

11.3 AVES ACUÁTICAS MIGRATORIAS

Una de las características más notables de muchas aves acuáticas, sobre todo las aves playeras, los patos y los gansos, es que migran de sus zonas de reproducción en latitudes altas a zonas de estancia invernal en latitudes bajas.

Por ejemplo, casi dos tercios de las especies playeras así lo hacen y en Norteamérica más de 20 millones de individuos de estas aves migran cada año (Morrison 1984; Morrison y Myers 1989). Muchas especies viajan más de 20 000 km en un año, frecuentemente sobre océano abierto. Algunas vuelan hasta 13 000 km sin descansar, son de las migraciones más espectaculares que existen. Ciertas especies migran a más de 6 000 m de altura sobre el nivel del mar y en otras los juveniles viajan sin la asistencia de adultos. En muchas especies de aves playeras hay diferencias intersexo en los patrones de migración (Myers 1983).

La migración representa presiones muy fuertes sobre los individuos, y las aves acuáticas no están exentas de ellas. Deben obtener energía para llegar al siguiente sitio de alimentación, por lo que muchos individuos, cuando menos de aves playeras, aparentemente fallecen en el trayecto. La presencia de sitios de abastecimiento a lo largo de su ruta migratoria es de suma importancia, la cual varía dependiendo de las distancias de vuelo. En algunos de estos sitios los individuos parecen obtener suficiente alimento para apenas llegar a la siguiente parada (Farmer y Parent 1997).

Los grupos de aves acuáticas migratorias típicas necesitan una gran cantidad de alimento en los sitios de abastecimiento y, en ocasiones, el número de aves que forrajean en un área excede la capacidad de sustento, por lo que el recurso se puede “sobreexplotar”.

Tradicionalmente las aves acuáticas se agrupan en marinas, playeras, anseriformes, zancudas, de marisma, entre otras. Sin embargo, para fines de conservación se pueden clasificar de acuerdo con sus necesidades de hábitat durante la migración o su hábitat de destino, aunque dicha clasificación resulte en categorías no totalmente concretas: aves de mar abierto, de costas expuestas, de lagunas costeras, de zonas intermareales, de marisma y especies de aguas interiores. Además están las especies que se reproducen en México y pasan el invierno más al sur.

Cada uno de los grupos de aves en estos hábitats tiene requerimientos propios e, incluso, dentro de cada hábitat se encuentran subgrupos. En el caso de las aves marinas, los factores que condicionan sus movimientos durante la época no reproductiva se encuentran en mar abierto y, en buena medida, fuera de nuestro control. Las especies que utilizan cuerpos de agua o marismas dependen de las condiciones ambientales de una manera más o menos estática; es decir, no enfrentan fluctuaciones constantes en su capacidad de utilización del hábitat (salvo algunas aves de marisma que con marea baja forrajean en planicies lodosas intermareales contiguas a la marisma).

En contraste, la mayoría de las aves playeras están sujetas a cambios continuos, dado que forrajean en una franja angosta de hábitat que está disponible solo una parte del tiempo y cuya extensión varía a lo largo de los ciclos de marea. A continuación se analiza este grupo y se ofrece un panorama de la diversidad de factores que pueden estar relacionados con el diseño de mecanismos apropiados de conservación.

Los factores que afectan a las especies playeras de manera más importante durante su migración se relacionan con el alimento, ya sea por su abundancia o por la disponibilidad y facilidad de captura. La distribución local de las aves playeras está en función de la densidad del alimento (Hockey *et al.* 1992), lo que a su vez resulta en buena medida del sustrato. Sustratos lodosos contienen mucha más infauna que los arenosos. Esta seguramente es una de las razones por las que el delta del Río Colorado y las lagunas costeras de Sinaloa, pero no así las bahías arenosas del noreste del Golfo de California, soportan números muy altos de aves playeras durante la migración o el invierno (Harrington 1993). Esto también puede explicar en parte por qué en Sinaloa se les encuentra en la orilla este de las lagunas, pero no en la oeste (Harrington, 1994).

Es posible que la dureza del sustrato afecte la eficiencia de forrajeo de las aves playeras de dos formas: por un lado, disminuye su capacidad de penetrarlo para alimentarse; por la otra, afecta el costo energético del desplazamiento. Por ejemplo, cuesta más trabajo correr sobre lodo fino que sobre arena. A su vez, la dureza del sustrato quizá tenga que ver con la temperatura ambiental.

Las mareas son uno de los factores más importantes en la ecología de los playeros (Maimone-Celorio y Mellink 2003). Un patrón típico es el de aves que entran a forralear cuando la marea está bajando y la zona de mayor alimentación es la adyacente a la línea de marea. Cuando un área se encuentra en la fase alta de una marea viva, los playeros descansan o se alimentan en hábitats alternos (marisma muy alta, campos agrícolas, instalaciones acuícolas, estanques de evaporación de salinas, etc.), de manera que la marea puede afectar indirectamente la presencia de estas aves en sitios fuera de la costa. Las razones de este patrón se deben a que con mareas muy altas no hay áreas de alimentación disponibles, y muchos invertebrados bénticos se encuentran únicamente, o en sus mayores densidades, por debajo del nivel medio de marea, por lo que están disponibles para las aves solo en la bajamar de las mareas vivas. Muchos invertebrados bentónicos son más activos cuando va bajando la marea que a otras horas.

Muchas aves playeras ubican presas por medio de las

deyecciones de estas en la playa. Sin embargo, a medida que pasa el tiempo desde que baja el nivel del agua, la playa se llena tanto de deyecciones que las aves pueden no discernir entre las frescas (cuando el poliqueto está accesible) y las más viejas. Cuando la marea está semi-muerta, posiblemente no limpie bien la playa de deyecciones de la exposición anterior, con lo que disminuye la efectividad de las aves para detectar las nuevas.

Además de desempeñar la función de limpiar la playa de deyecciones anteriores, el oleaje puede afectar la capacidad para alimentarse de las aves playeras en tres maneras. En zonas con oleaje intenso, la infauna está más profunda, o mejor sujeta a las rocas o en fisuras, con lo que se dificulta el forrajeo. Con un oleaje más severo las aves necesitan correr más, si es que se alimentan en la línea del agua, ya que esta se mueve mucho más. Por otra parte, las aves que se alimentan en el agua se ven afectadas por el oleaje intenso pues este levanta arena y enturbia el agua, lo que complica la refracción de la luz en la superficie del agua. En estos casos, las aves deben cambiar su mecanismo de forrajeo de visual a táctil. Para las aves que detectan a sus presas por sonido, un oleaje con mayor fuerza puede hacerlo más difícil.

Aunque a las aves no les daña la salinidad de manera directa, algunas muestran correlaciones con ella debido a que la salinidad afecta a sus presas.

La hora del día también tiene que ver con la capacidad de forrajeo, ya que algunos poliquetos intermareales y marinos son más activos de noche y algunos playeros pueden obtener de ellos más alimento durante ese lapso que en el día. Sin embargo, la efectividad del forrajeo visual se reduce en la noche. Como resultado, muchas especies de aves playeras que forrajean con métodos visuales reducen sus cantidades en la noche y forrajean por periodos más cortos, otros hacen corridas más cortas y algunos lo suspenden completamente. Algunas especies cambian su táctica de forrajeo de visual a sondeo cuando se alimentan de noche, lo que, sin embargo, puede implicar una disminución de su efectividad (Rojas *et al.* 1999). Es común que la alimentación nocturna resulte en una menor ganancia energética. Sin embargo, algunas especies que forrajean por métodos visuales en la noche parecen tener capacidad de visión nocturna superior a las especies que forrajean con métodos táctiles, o aquellas que cambian de formas visuales a táctiles en la noche. Como el fotoperiodo se reduce a medida que el año se acerca al solsticio de invierno, el forrajeo nocturno se vuelve más útil (Goss-Custard *et al.* 1977). Hay especies que en el verano forrajean solo de día, pero en otoño e invierno lo hacen tam-

bién de noche, lo que sugiere que los días son demasiado cortos para satisfacer sus demandas nutricionales.

Como consecuencia de los efectos del nivel de marea y las limitaciones en el forrajeo nocturno, el mayor obstáculo para las aves playeras que forrajean en el intermareal son los días en que la fase alta de una marea viva ocurre a mediodía.

Un factor que pocas veces se considera cuando se analiza la ecología de las aves playeras durante su migración o invernada es el efecto de los factores meteorológicos. La suma de estos puede causar un incremento en la mortalidad de hasta 10 veces en años muy severos, en comparación con años benignos. Ciertos eventos climáticos, por ejemplo las tormentas, tienen un efecto mayor al de la mera suma de los factores involucrados. En condiciones muy severas puede causar la muerte de muchos playeros. Aunque se ha documentado el efecto de temperaturas bajas en latitudes más altas, no se conocen los efectos de la temperatura sobre los playeros migratorios en las condiciones de México.

Las disminuciones en la temperatura, por debajo de un límite, hacen que muchos organismos que viven en la arena o en el lodo se entierren más profundamente, o sean menos activos (Pienkowski 1983). Esto podría no ser un problema en los humedales mexicanos porque las temperaturas no son tan bajas (en comparación con Europa). Cuando la temperatura disminuye los poliquetos reducen su actividad y salen menos a defecar, alimentarse o irrigar la madriguera (Goss-Custard 1984), que es cuando las aves playeras las pueden obtener o detectar. Aunque en principio esto afecta más a las aves de pico corto, que usan más la vista, que a las sondeadoras que pueden comer sin guías visuales (como las deyecciones), los sondeadores también resultan afectados cuando baja la temperatura, pues las presas son, con frecuencia, menos activas. Un último efecto de las bajas temperaturas es que por debajo de una zona termoneutral, donde el ave es capaz de ajustar las plumas para mantener su temperatura, se requiere más energía para mantener la temperatura corporal. Esto se ha estudiado en aves terrestres, pero se desconocen la temperatura crítica y la tasa de incremento del metabolismo basal conforme baja la temperatura en playeros.

Por otra parte, con temperaturas elevadas los organismos del bentos pueden enterrarse más o cerrar sus valvas más pronto para evitar la desecación. En el caso de zonas rocosas, es posible que los invertebrados busquen un refugio más profundo en el agua o debajo de rocas cuando sube la temperatura.

Otro factor que afecta a los playeros es el viento (Evans

1976). Cuando la marea está baja el viento aumenta la desecación del sustrato (especialmente cuando es arena), lo que hace que los poliquetos reduzcan su actividad más rápido después de retirarse el agua. Como respuesta, algunas aves se alimentan de manera más aglomerada en la línea de marea. Los vientos fuertes pueden aumentar el trabajo de forrajeo (Wishart y Sealy 1980): las especies que se alimentan en la línea de marea pueden sufrir vientos cruzados; las que lo hacen más arriba forrajean caminando con la cabeza contra el viento, pero incluso aquí un viento fuerte puede aumentar la energía requerida para mantener la orientación y su posición en relación con otros miembros de la parvada. Las especies que buscan su alimento de manera visual, también pueden ver reducida su eficiencia de captura al condicionar la dirección y velocidad de corrida. En ocasiones no es la intensidad la característica que más condiciona el efecto del viento sobre las aves playeras que forrajean, sino su dirección (dependiendo de donde “pegue” más fuerte). Las aves que se alimentan en el agua a veces vuelan para evadir las olas, por lo que cuando hay vientos fuertes aumentan sus costos de alimentación (Feare 1966). Por último, el viento puede acentuar los problemas de visión asociados con el oleaje. También en los casos en que las aves detectan a sus presas por sonido, esto puede hacerlo más difícil. Por otra parte, para algunas especies los vientos de cola parecen ser cruciales para la migración exitosa a sus sitios de anidación en el norte (Butler *et al.* 1997).

La lluvia, a menos que sea tormenta, no parece afectar a los playeros de manera directa, pero sí reduce la salinidad de los sitios, lo que puede dañar a las presas, además de que quizá haga que el bentos se retraiga en sus madrigueras más de lo normal. Es posible que la lluvia afecte a los cazadores visuales de dos maneras: por un lado, puede enturbiar el agua, lo que hace más difícil el forrajeo, y así las aves no saben si se trata de un chorrillo de agua saliendo de una madriguera o es el impacto de la lluvia; por otro, la lluvia puede cambiar la consistencia del sustrato facilitando la penetración de las aves y puede generar humedales temporales en zonas más altas con abundancia de invertebrados comestibles para que muchos playeros se beneficien de ello. Por último, un cielo cubierto de nubes ayuda al forrajeo porque reduce el reflejo del lodo.

11.3.1 Prioridades para el estudio y conservación de las aves migratorias

En la actualidad contamos con un conocimiento relativamente bueno de los sitios más importantes para las aves

acuáticas migratorias durante su época no reproductiva. Si bien surgen muchos temas posibles de investigación, es prioritario determinar las siguientes cuestiones:

- Los factores que determinan el valor de diferentes sitios para las aves acuáticas migratorias, en los distintos tipos de hábitat no marinos.
- Las variaciones interanuales en el uso de diferentes sitios por las aves acuáticas migratorias y los factores que promueven dichas variaciones.
- La conectividad entre los sitios de parada migratoria o invernada y las áreas de anidación para muchas de las especies.
- Los factores de mortalidad o riesgos en los sitios de invernada o parada migratoria, tanto aquellos naturales (por ejemplo, eventos ENSO) como antrópicos (como acumulación de contaminantes peligrosos y pérdida de calidad del hábitat).
- Los sitios de hibernación de algunas especies que se reproducen en México (por ejemplo, *Sterna antillarum*).

11.3.2 Iniciativas nacionales e internacionales para conservar las aves migratorias

A lo largo del tiempo se han establecido diversos mecanismos de conservación de aves acuáticas migratorias. El más antiguo es el tratado entre México y Estados Unidos para la conservación de aves migratorias y la regulación de la cacería de patos y gansos, complementado con las regulaciones de cacería de aves acuáticas (que incluye patos, gansos y algunas especies de aves de marisma) en México.

Un segundo mecanismo de conservación de estas aves son las áreas naturales protegidas. Sin embargo, esta forma de conservación ha favorecido a las aves acuáticas de manera tardía. Actualmente se cuenta con humedales muy importantes para las aves acuáticas migratorias, como las del delta del Río Colorado, el oeste de la Península de Baja California, marismas nacionales (Sinaloa-Nayarit), la Laguna Madre, entre otros. Los cazadores organizados (DUMAC) han realizado acciones para conservar o incrementar la existencia de sitios de calidad para anátidos.

Desde el punto de vista internacional hay dos esquemas de conservación de hábitat que benefician a las aves acuáticas migratorias. Uno de ellos es el que estableció la Convención Ramsar, que representa un reconocimiento gubernamental de humedales considerados importantes. El otro es el de la Red Hemisférica de Reservas de Aves Playeras, que agrupa sitios reconocidos y propues-

tos por los habitantes y autoridades locales como importantes para las aves playeras. La Red ayuda a dichos habitantes con programas de educación ambiental y asistencia técnica.

11.4 AVES RAPACES MIGRATORIAS

11.4.1 Ecología de la migración

En México, 34 especies de aves rapaces diurnas (orden Falconiformes, familias Cathartidae, Accipitridae y Falconidae) tienen poblaciones migratorias (cuadro 11.1) (Zalles y Bildstein 2000). Las migraciones de aves rapaces y de zopilotes se encuentran entre las más conspicuas de todas las especies de aves porque migran de día, a alturas visibles a simple vista y la mayoría de las especies se agregan en parvadas durante el viaje (Ruelas 2005).

Todas las especies de rapaces diurnas y zopilotes son de talla mediana a grande y su masa varía entre ~70 y 5 000 g (Dunning 1992). De igual manera, todas tienen alas amplias que les permiten utilizar el vuelo planeado como su principal estrategia de desplazamiento durante la migración (Hederström 1993; Spaar 1997).

La forma más común en que estas especies migran es por medio del llamado “vuelo a campo traviesa” (*cross-country flight*), que se sirve del mecanismo de circulación de la atmósfera durante el día (Pennycuick 1969, 1975).

La parte más baja de la atmósfera que hace contacto con la superficie del suelo se denomina “capa de mezcla”. Al amanecer, cuando las temperaturas son más bajas, la capa de mezcla tiene poco desarrollo vertical, pero una vez que el sol ha calentado la superficie del suelo empiezan a formarse columnas termales ascendentes que las rapaces utilizan para ganar altura de vuelo (Kerlinger y Moore 1989; Garrat 1992).

Durante el vuelo a campo traviesa, una rapaz o un grupo de ellas localiza una termal y comienza a volar en círculos cerrados cerca del centro de ella. Las termales ayudan a las rapaces a remontar mayor altura de vuelo sin necesidad de un gasto energético mayor, y una vez que estas ganaron la altura en la que las termales perdieron suficiente fuerza para sustentar el vuelo ascendente, planean en la dirección de vuelo deseada y pierden altura gradualmente hasta que localizan otra termal y comienzan otra vez el ascenso en círculos (Pennycuick 1975; Kerlinger 1989). Muchas de estas especies comen poco o nada durante este trayecto que puede durar varias semanas (Smith *et al.* 1986).

La distribución de las termales en el paisaje de nuestro país determina la ruta que siguen la mayoría de las especies y los individuos migratorios. Por ejemplo, las termales son más abundantes y su presencia es más constante y continua en tierra caliente que en las montañas y en el Altiplano. Las planicies costeras del Golfo y del Pacífico, el Istmo de Tehuantepec y la Península de Yucatán son las áreas con las mejores condiciones para la migración de rapaces y zopilotes, aunque no son las únicas rutas disponibles (Ruelas 2005). La mayoría de las especies e individuos no migran a través de extensiones amplias de aguas abiertas como el Golfo de México (Kerlinger 1989).

Sin embargo, no todas las especies se limitan a las rutas marcadas por la disponibilidad de termales. En el otro extremo de este gradiente energético de estrategias de vuelo se encuentran varias especies que migran con vuelo sostenido (fisiológicamente demandante, aleteando de forma constante en sus desplazamientos), como las especies de los géneros *Falco* y *Accipiter* (Kerlinger 1989). Hay también especies que oscilan entre una estrategia de vuelo planeado y vuelo sostenido de manera facultativa (como el milano migratorio *Ictinia mississippiensis*), dependiendo de las condiciones del clima, aunque tienden a favorecer el vuelo a campo traviesa que es menos demandante.

Las especies que migran con vuelo sostenido y las de vuelo sostenido facultativo son más pequeñas que las planeadoras y su sistema de vuelo requiere frecuentes paradas para forrajear (Bildstein y Meyer 2000). Presumiblemente, siguen las rutas de migración de sus presas (que son otras aves), sobre todo en áreas costeras, aunque en general se puede decir que migran en un frente amplio a lo ancho de todo el país.

Pese a la relativa simplicidad con que se pueden estudiar las rapaces migratorias, el mapa de distribución de sus rutas no se conoce bien. En este mapa destaca la ruta de mayor importancia mundial para las rapaces, que se encuentra a lo largo de la planicie costera del Golfo (Ruelas *et al.* 2000). La disponibilidad de termales a lo ancho de esta planicie concentra los vuelos de especies provenientes de Estados Unidos y Canadá. En la migración de otoño (de norte a sur), las especies siguen el curso de esta ruta a través de los estados de Tamaulipas y Veracruz y cruzan el Istmo de Tehuantepec hacia la planicie costera del Pacífico en el estado de Chiapas, antes de continuar su curso por Centroamérica (Bildstein y Zalles 2001). Otra ruta menos conocida es la porción oriental de la Península de Yucatán, donde se registran especies que pueden cruzar grandes extensiones de mar abierto, como águilas pescadoras (*Pandion haliaetus*) y milanos tijereta (*Elanoides*

Cuadro 11.1 Rapaces y zopilotes migratorios en México y algunas características de la ecología de su migración relativas a su conservación

	Nombre común	Tipo de migración	Requerimientos de hábitat de forrajeo durante la migración	Requerimientos de hábitat durante la época no reproductiva
FAMILIA CATHARTIDAE				
<i>Coragyps atratus</i>	Zopilote común	T	E	TP
<i>Cathartes aura</i>	Zopilote aura	T	E	TP
FAMILIA ACCIPITRIDAE				
<i>Pandion haliaetus</i>	Gavilán pescador	T, VSF	M	VS
<i>Chondrohierax uncinatus</i>	Gavilán pico gancho	T, VSF	A	VS
<i>Elanoides forficatus</i>	Milano tijereta	T, VSF	A	VS
<i>Elanus leucurus</i>	Milano cola blanca	T, VSF	E	TP
<i>Ictinia mississippiensis</i>	Milano de Misisipi	T, VSF	M	VS, HP
<i>Ictinia plumbea</i>	Milano plumizo	T, VSF	M	VS, HP
<i>Rosthramus sociabilis</i>	Gavilán caracolero	T, VSF	M	VS
<i>Haliaetus leucocephalus</i>	Águila cabeza blanca	T, VSF	M	VS
<i>Circus cyaneus</i>	Gavilán rastrero	T, VSF	M	VS
<i>Accipiter striatus</i>	Gavilán pecho rufo	VSF, T	M	VS
<i>Accipiter cooperii</i>	Gavilán de Cooper	T, VSF	A	VS
<i>Accipiter gentilis</i>	Gavilán azor	T, VSF	A	HP
<i>Asturina nitida</i>	Aguilucho gris*	T, VSF	E	VS, TP
<i>Buteogallus anthracinus</i>	Aguililla-negra menor	T, VSF	M	VS
<i>Buteogallus urubitinga</i>	Aguililla-negra mayor	T, VSF	M	VS
<i>Busarellus nigricollis</i>	Aguililla canela	T, VSF	A	HP
<i>Parabuteo unicinctus</i>	Aguililla rojinegra	T, VSF	E	VS
<i>Buteo lineatus</i>	Aguililla pecho rojo	T	A (?)	VS
<i>Buteo platypterus</i>	Aguililla ala ancha	T	A	HP
<i>Buteo brachyurus</i>	Aguililla cola corta	T, VSF	M	VS
<i>Buteo albicaudatus</i>	Aguililla cola blanca	T	M	TP
<i>Buteo swainsoni</i>	Aguililla de Swainson	T	M	VS
<i>Buteo albonotatus</i>	Aguililla aura	T	E	TP
<i>Buteo jamaicensis</i>	Aguililla cola roja	T	E	TP
<i>Buteo regalis</i>	Aguililla real	T	E	HP (?)
<i>Buteo lagopus</i>	Aguililla ártica	T	M (?)	HP (?)
<i>Aquila chrysaetos</i>	Águila real	T	M (?)	VS
FAMILIA FALCONIDAE				
<i>Polyborus plancus</i>	Carancho*	T, VSF	E	TP
<i>Falco sparverius</i>	Cernícalo americano	T, VSF	E	TP
<i>Falco columbarius</i>	Halcón esmerejón	T, VS	M	VS
<i>Falco mexicanus</i>	Halcón mexicano	T, VS	M (?)	HP
<i>Falco peregrinus</i>	Halcón peregrino	T, VS	E	TP

Tipo de migración: T = uso de termales; VS = vuelo sostenido; VSF = vuelo sostenido facultativo. Requerimientos de hábitat de forrajeo durante la migración: A = abundante; M = moderado; E = escaso. Requerimientos de hábitat durante la época no reproductiva: HP = hábitats prístinos; VS = vegetación secundaria/hábitats degradados; TP = tolerantes a alta perturbación de hábitat.

Nota: los nombres comunes fueron tomados de Escalante Pliego *et al.* (1996), salvo los marcados con asterisco.

forficatus) (K. Meyer, com. pers.). La migración de rapaces y zopilotes en el resto del país ocurre en un frente amplio con una concentración relativamente mayor en las costas, donde las especies que requieren forrajeo frecuente disponen de algunos recursos en mayor abundancia.

El conocimiento de las rutas migratorias en primavera (de sur a norte) es aún más fragmentario, pero en general utilizan las mismas rutas, aunque algunos estudios sugieren que el frente a través del cual migran estas aves es mucho más amplio y está definido menos claramente que en el otoño (Ruelas 2005).

Las distancias que recorren las rapaces y zopilotes varían entre diferentes especies. Algunas (como el gavilán pico gancho, *Chondrohierax uncinatus*) tienen poblaciones que solo se desplazan algunos cientos de kilómetros desde el norte de México hasta los estados del sur del país (Ruelas *et al.* 2002), pero otras tienen desplazamientos considerables, como el aguililla de Swainson (*Buteo swainsoni*) que migra desde sus áreas reproductivas en el occidente de Estados Unidos y Canadá, hasta sus zonas de hibernación en Argentina (Fuller *et al.* 1998).

Una gran proporción de las rapaces y zopilotes que migran por estas rutas permanece en el sur de México (Goodrich *et al.* 1996; England *et al.* 1997; Kirk y Mossman 1998; Goodrich y Smith 2008), otras continúan su viaje en la misma dirección pero a localidades fuera del país. Al terminar la migración, la mayoría de estas aves deja las parvadas y se dispersa por diferentes hábitats donde permanecen durante la época no reproductiva.

11.4.2 Factores que limitan a las poblaciones de rapaces durante la migración y la época no reproductiva

Hay tres elementos importantes que limitan las migraciones de rapaces y zopilotes. Por un lado, sus rutas están definidas por la disponibilidad de termales para ayudar a las migraciones de especies planeadoras (Ruelas 2005). Un segundo factor limitante es la disponibilidad de hábitats de forrajeo donde las especies de vuelo sostenido y las de vuelo sostenido facultativo puedan encontrar recursos alimenticios (Duncan *et al.* 2002). Un último elemento es que cuenten con un hábitat durante la temporada no reproductiva (Ruelas *et al.* 2005).

De esta manera, el riesgo para las poblaciones durante la migración y la temporada no reproductiva permanece a lo largo de la ruta migratoria (como en el hábitat de forrajeo y de descanso disponible) y en los hábitats donde permanecen durante la época no reproductiva.

En este caso no es relevante analizar las presiones naturales que limitan sus poblaciones, debido a que tenemos poco o ningún control sobre estas variables. Entre las presiones de origen antropogénico se encuentran las siguientes:

- 1] Colisiones con cables de conducción de energía, edificios y mortandad a lo largo de carreteras (Bevanger 1998).
- 2] Caza incidental y persecución directa (Bildstein *et al.* 2008).
- 3] Contaminación por plaguicidas, metales pesados y otros factores (magnificada en este eslabón trófico por efecto de la bioacumulación) (Elliot *et al.* 2007).
- 4] Escasez de recursos alimenticios y hábitats de forrajeo durante la migración (vegetación de diferentes tipos, lagunas costeras, entre otras) (Farmer *et al.* 2008).
- 5] Disponibilidad de hábitats adecuados para la temporada no reproductiva (Widén 1994).

Debido a que no se dispone de información específica sobre el efecto de estas causas de mortandad, esta es una lista no exhaustiva, sin una jerarquía por orden de importancia.

11.4.3 Proyectos de conservación en México

Las medidas más importantes de protección para las rapaces migratorias en México son la reducción de riesgos a lo largo de sus rutas migratorias y la conservación de hábitats de forrajeo y descanso, así como de sus áreas de permanencia durante la época no reproductiva (Ruelas *et al.* 2005; Farmer *et al.* 2008).

Hay muy pocos proyectos de conservación enfocados específicamente a las rapaces migratorias. Si bien la conservación de áreas protegidas contribuye con algunas de las necesidades de hábitats de forrajeo durante la migración y de hábitats en la temporada no reproductiva, no sabemos cuál es la contribución relativa de esta herramienta de conservación en las poblaciones de estas aves.

Se han hecho algunos esfuerzos para mitigar el daño que ocasionan las líneas de conducción eléctrica a rapaces, como resultado de talleres donde se estimó el impacto de esta infraestructura, pero no tenemos conocimiento de cambios en el diseño y reemplazo de las torres que soportan estas líneas para prevenir electrocuciones o colisiones, tampoco tenemos noticia de cambios sustanciales en la localización de líneas de conducción en zonas de alto riesgo para aves migratorias.

En relación con la caza y persecución directa, el marco legal previsto en la Norma Oficial Mexicana protege a la mayoría de las especies, pero rara vez se aplica, por lo que esta medida permanece como una iniciativa con buenas intenciones que se queda en papel, pues se utiliza de manera muy limitada (Farmer *et al.* 2008).

La contaminación que provocan diferentes fuentes se encuentra regulada de manera muy laxa y se desconocen los efectos directos en las rapaces y otras especies de fauna silvestre (Elliot *et al.* 2007).

En todo el país tenemos conocimiento de uno o dos programas de conservación enfocados a rapaces y zopilotes migratorios que han desarrollado actividades de monitoreo de poblaciones, programas educativos y algunas iniciativas para la identificación y protección de hábitats críticos. En el panorama actual de conservación de aves migratorias en nuestro país, probablemente las rapaces y zopilotes migratorios sean el grupo con la necesidad más crítica de atención.

11.4.4 Temas de investigación prioritarios para la conservación

Es difícil sugerir alternativas de conservación si no se dispone de un estudio detallado que identifique con claridad la problemática de estas aves. La mayoría de los temas que se mencionan a continuación apuntan a cuantificar el efecto de cada uno de estos riesgos y a identificar problemas no considerados en esta lista. Posiblemente las actividades enfocadas a la conservación de hábitats sean las de mayor importancia, pero no se descarta que otras presiones directas a lo largo de las rutas de migración (como la instalación de turbinas para generar energía eólica en el Istmo de Tehuantepec) se conviertan en problemas de escala mayor.

Para priorizar las actividades de conservación de hábitats es necesario:

- 1] Identificar las especies con necesidades de atención crítica.
- 2] Conocer y determinar la importancia relativa de las rutas de migración en el país.
- 3] Identificar los remanentes de hábitats de forrajeo y descanso a lo largo de las rutas migratorias importantes.
- 4] Determinar la diversidad y abundancia de rapaces y zopilotes migratorios por hábitat y región.

Para influir en la reducción de otras presiones directas se requiere:

- 5] Determinar el efecto de diferentes tipos de infraestructura en poblaciones migratorias.
- 6] Cuantificar el efecto de la caza incidental y la persecución directa.
- 7] Identificar las fuentes de contaminación y cuantificar el efecto relativo de estas en las poblaciones migratorias.

Responder estas preguntas básicas será de gran valor para elaborar un plan de acción para la conservación de este importante grupo de aves migratorias, y debido a la importancia de México como ruta de migración de estas aves y territorio de destino, sus efectos tendrán alcances de escala continental.

11.5 COLIBRÍES

11.5.1 Introducción

La distribución global de los colibríes (familia Trochilidae, orden Apodiformes) se restringe al continente americano (Johnsgard 1997). Se creía que el grupo había evolucionado exclusivamente en el Nuevo Mundo, pero el descubrimiento en 2004 en Alemania de un fósil de al menos 30 millones de años sugiere una historia evolutiva más compleja (Mayr 2005). Con unas 320 a 340 especies, esta familia es la segunda más grande de América. La familia Trochilidae se distingue porque está constituida por especies de pequeño tamaño corporal (incluye los pájaros más pequeños del mundo), un alto metabolismo, la iridiscencia de su plumaje, sus adaptaciones anatómicas y fisiológicas a una dieta especializada en néctar, las adaptaciones anatómicas que le permiten realizar vuelos estacionarios con un rápido movimiento de las alas de hasta 70 aleteos por segundo, y la capacidad de algunas especies de disminuir su temperatura corporal y su metabolismo durante la noche. Se conoce poco sobre la ecología, muda, reproducción y requerimientos de alimentación y hábitat de este grupo ya que ha sido poco estudiado (Johnsgard 1997).

11.5.2 Valor y usos

Los colibríes fueron un elemento importante del arte plumario mexicano en tiempos prehispánicos, pero sus plumas ya no se utilizan para este fin. En algunas comunidades puede tener un uso medicinal o místico-religioso; los aztecas y los tarascos incluyen en su mitología

historias sobre los colibríes, y ambas culturas nombraron ciudades en su honor (Huitzilán y Tzintzuntzan, respectivamente) (Navarrijo-Ornelas 2001). En prácticamente todas las culturas tiene una doble interpretación, por un lado se le relaciona con las deidades de la fertilidad y el amor y por otro con los dioses de la guerra y la valentía (McKinnon 2005). El colibrí siempre ha tenido un valor notable como inspiración artística. También es importante en la investigación científica en las ramas de la ecofisiología, anatomía y ecología, entre otras. El valor o “uso” mejor reconocido es el servicio que prestan como polinizadores, ya que mueven grandes cantidades de granos de polen entre flores de diferentes plantas durante sus actividades de alimentación. Por su característica migratoria, los colibríes son vínculos importantes en el flujo genético reproductivo entre poblaciones distantes de plantas en diferentes ecosistemas a través de gradientes latitudinales y altitudinales. Por su efecto positivo sobre las plantas, influyen indirectamente en otras especies de polinizadores no migratorios y por esta razón se les considera especies clave (*keystone*) en el paisaje. Se cree que la estructura floral y los patrones de producción de néctar de muchas especies de plantas es producto de procesos coevolutivos, presentes o pasados, con los colibríes polinizadores (Johnsgard 1997). Los colibríes también han coevolucionado con ácaros florales (Mesostigmata: Ascidae) que habitan en flores de la familia Campanulaceae, entre otras, que los utilizan como su principal modo de transporte para colonizar nuevas flores (Proctor y Owens 2000).

11.5.3 Riqueza de especies y distribución geográfica

En México se han registrado un total de 57 especies de colibríes distribuidos en 27 géneros y dos subfamilias (Phaethornithinae con dos especies del género *Phaethornis*, y Trochilinae con 55 especies de 26 géneros). Los géneros con mayor número de especies son: *Amazilia* (nueve especies), *Campylopterus* (cuatro) y *Selasphorus*, *Lampornis*, *Hylocharis*, *Eupherusa* y *Chlorostilbon* con tres especies cada uno (AOU 1998). México alberga 48% de todas las especies de colibríes que habitan al norte del Istmo de Panamá y aproximadamente 17% del total estimado de especies de colibríes en el planeta.

En el ámbito nacional los colibríes muestran un patrón de riqueza de especies asociado con dos factores: latitud y altitud. Las zonas tropicales y las de montaña son las que albergan el mayor número de colibríes. En las mon-

tañas de México habitan un total de 42 especies, mientras que en las planicies costeras del Istmo de Tehuantepec y de la Península de Yucatán se encuentran 32. En el Altiplano solo habitan unas 10 especies. Unas 23 habitan exclusivamente en zonas de montañas y 14 especies son exclusivas de las planicies. Ninguna especie de colibrí está restringida al Altiplano. Las montañas y las planicies comparten 10 especies, las montañas y el Altiplano tres, y siete especies se encuentran en las tres categorías fisiográficas. Los estados con el mayor número de especies de colibríes son aquellos que se localizan en zonas tropicales que albergan zonas montañosas. Oaxaca y Chiapas tienen el mayor número con al menos 37 y 42 especies, respectivamente. Le siguen Guerrero y Veracruz con alrededor de 30 especies cada uno, y Jalisco y Puebla con unas 25 cada uno (Howell y Webb 1995; Johnsgard 1997; AOU 1998; Del Hoyo *et al.* 1999).

11.5.4 Migración

Una muy alta proporción de las especies mexicanas de colibríes son migratorias. De las 57 especies con que cuenta nuestro país, 13 especies (23%) realizan migraciones internacionales de larga distancia; la totalidad de la población de cinco de estas deja el país en el verano (Howell y Webb 1995; Del Hoyo *et al.* 1999). El caso extremo es *Selasphorus rufus*, que recorre más de 4 600 km desde México hasta el sur de Alaska, lo que le confiere la distinción de ser la especie de ave que realiza la migración más larga del planeta en relación con su tamaño corporal: se traslada 48.6 millones de veces el tamaño de su cuerpo (Del Hoyo *et al.* 1999). La mayoría, si no es que todas, de las especies de colibríes residentes, incluidas las endémicas, también llevan a cabo migraciones locales y regionales, muchas veces a través de gradientes altitudinales. Sin embargo, no hay mucha información sobre su ecología y movimientos (Ornelas y Arizmendi 1995).

11.5.5 Endemismo

Doce especies de colibríes son endémicas de México. En la clasificación subespecífica, el grado de endemismo aumenta considerablemente, ya que hay diferentes subespecies con ámbitos geográficos muy restringidos, pero se requieren más estudios para determinar la diversidad subespecífica y su distribución. De estas 12 especies, siete están restringidas a las montañas, cuatro a las planicies tropicales y una comparte montañas y planicies. Los estados de Guerrero y Oaxaca albergan el mayor número

de especies endémicas (siete y seis, respectivamente), y cada uno se distingue porque tiene una especie endémica del estado. De las ocho especies restringidas a las montañas o que comparten montaña y planicie, siete son de la región Occidente (centro y sur) y una se extiende del Occidente al Oriente a través del Eje Volcánico Transversal. De las cuatro especies endémicas de las planicies dos son del Sureste, una del Occidente sur y una de Baja California Sur (Navarro y Benítez 1993).

Once especies son pseudoendémicas de México, es decir, más de 90% de su ámbito geográfico total o durante el invierno se encuentra exclusivamente en México, y por tanto el país es el principal responsable de su conservación durante al menos un periodo del año. Sin embargo, la distribución de estas especies pseudoendémicas es muy diferente al de las endémicas. Nueve especies son visitantes de invierno o tienen un componente de su población que realiza migraciones internacionales de larga distancia. Solo cuatro especies están restringidas a las montañas o comparten las montañas y las planicies. En contraste, la mayoría (siete) se encuentran en el Altiplano, zona que comparten con las planicies y las montañas. A diferencia de las especies endémicas, las pseudoendémicas se distribuyen por toda la República al norte del Istmo de Tehuantepec, y son escasas en el sur y sureste (Navarro y Benítez 1993; Torres-Chávez y Navarro 2000).

11.5.6 Requerimientos de hábitat

La mayoría de las especies de colibríes de México (52) utilizan bosques abiertos, claros en los bosques, bordes, vegetación perturbada y jardines de zonas urbanas, entre otros hábitats. Al parecer, solamente cinco especies requieren bosques maduros con poca perturbación. Sin embargo, muchas de las especies que se encuentran en bordes y claros de bosque podrían necesitar áreas perturbadas, pero en pequeña escala, en el contexto de una matriz paisajística forestal. Es decir, para subsistir requieren un régimen de perturbación con características espaciales y temporales que produzcan un mosaico de parches de perturbación dentro de un bosque, y no áreas extensas perturbadas. Determinar las necesidades de hábitat de las especies de colibríes es una línea de investigación aplicada prioritaria en ecosistemas forestales, especialmente en las regiones de montaña y las planicies de selvas húmedas (AOU 1998, Howell y Webb 1995, Del Hoyo *et al.* 1999).

11.5.7 Estado de conservación y tendencias poblacionales

El estado de conservación o amenaza de las especies de colibríes de México se ha evaluado con diferentes métodos o criterios. En este análisis se integran los resultados de las evaluaciones realizadas por el gobierno mexicano (NOM-059-SEMARNAT-2001, Semarnat 2002b), el consorcio de conservación de aves Partners in Flight y la UICN en colaboración con BirdLife International. La UICN Red List of Threatened Species incluye un total de 51 especies de colibríes de toda América en alguna categoría de riesgo de conservación; de estas, seis especies son mexicanas (UICN 2007). Un total de 20 (35%) de las especies de colibríes de México están en alguna categoría de protección, según el gobierno mexicano. Para dos especies la población protegida se restringe a las subespecies que habitan las Islas Tres Mariás (*Amazilia rutila graysoni* y *Cyananthus latirostris lawrencei*). De los 20 taxa protegidos, todas son especies residentes (ninguna realiza migraciones de larga distancia), dos están en peligro de extinción (*Doricha eliza*, *Lophornis brachylophus*), seis están amenazadas (*Amazilia viridifrons*, *Atthis ellioti*, *Eupherusa cyanophrys*, *Eupherusa poliocerca*, *Lamprolaima rhami*, *Tilmatura dupontii*) y 12 requieren protección especial (*Abeillia abeillei*, *Amazilia rutila graysoni*, *Campylopterus excellens*, *Campylopterus rufus*, *Cyananthus latirostris lawrencei*, *Doricha enicura*, *Heliomaster longirostris*, *Heliothryx barroti*, *Lampornis viridipallens*, *Lophornis helenae*, *Phaethornis striigularis*,¹ *Thalurania ridgwayi*) (Semarnat 2002b). De acuerdo con las categorías de Bird Life Internacional y la UICN, dos especies están “casi amenazadas” (NT, *Campylopterus excellens*, *Doricha eliza*), dos “amenazadas” (VU, *Eupherusa poliocerca*, *Thalurania ridgwayi*), una está “en peligro de extinción” (EN, *Eupherusa cyanophrys*) y una está “críticamente en peligro de extinción” (CR, *Lophornis brachylophus*) (UICN 2007).

De las 12 especies endémicas del país, dos están en peligro de extinción, dos se encuentran amenazadas y dos más están en una categoría de protección especial por la NOM-059-SEMARNAT-2001 (Semarnat 2002b). Estas mismas especies, la UICN y BirdLife International las clasifica con algún grado de amenaza. De las 11 especies pseudoendémicas del país solo una se considera amenazada (NOM-059-SEMARNAT-2001); sin embargo, el consorcio Partners in Flight estima que cuatro de ellas tienen importancia continental, pues su conservación se podría ver amenazada en Canadá y Estados Unidos (*Selasphorus rufus*, *Calypte costae*, *Selasphorus sasin*, *Stellula calliope*).

Todas las especies de colibríes están incluidas en el Apéndice II de la Cites.

No existen datos que abarquen todo el país sobre las tendencias poblacionales de los colibríes. El monitoreo de poblaciones con redes de niebla durante 18 años consecutivos en la Estación Científica Las Joyas, Sierra de Manantlán, muestra que las poblaciones de colibríes son susceptibles a cambios locales en la composición de la vegetación resultado de la sucesión forestal. Las poblaciones muestran amplias fluctuaciones durante el transcurso del año, y “colonizan” áreas recién abiertas por perturbaciones como incendios forestales (Contreras y Santana datos no publicados). Sin embargo, a pesar de su dieta compartida especializada en néctar, no todas las especies de colibríes responden de igual manera a los cambios en su ambiente.

11.5.8 Amenazas a la población

La principal amenaza para las poblaciones de colibríes es la pérdida de hábitat. Otros factores como la sobreexplotación para comercio o alimentación, la introducción de especies exóticas y la contaminación no representan riesgos importantes en la actualidad. El cambio climático global, que se prevé causará una disminución de los bosques húmedos de montaña, podría convertirse en una importante amenaza de extinción en el futuro (Peterson *et al.* 2002; Gordo y Sanz 2005; Viser y Both 2005). Si bien algunas especies requieren perturbaciones ambientales que generen mosaicos paisajísticos con estados tempranos de sucesión, la transformación permanente del terreno a pastizales, para agricultura o uso urbano es negativa para la mayoría de las especies (National Research Council 2007).

11.6 OTRAS AVES Y SUS GENERALIDADES

11.6.1 Migración

Las aves son probablemente los animales con mayor capacidad de movimiento en la Tierra. Algunas especies viajan entre el Ártico y el Antártico todos los años (*Sterna paradisea*, Artic Tern); de estos movimientos, los más grandes se dan entre las regiones templadas del norte de los continentes hacia el ecuador en invierno, para regresar la siguiente primavera a reproducirse en estos mismos sitios. Este proceso de movimientos sincrónicos y masivos de grupos de animales se conoce como migración.

La migración de las aves en Norteamérica la han estudiado en detalle numerosos investigadores en las últimas dos décadas. Se reconocen 340 especies de aves que se reproducen al norte del Trópico de Cáncer y pasan el invierno al sur de este (Rappole 1995). De estas, 117 son acuáticas y 223 terrestres. Algunas de estas especies tienen poblaciones residentes en los trópicos y otras que migran (Rappole 1995). Entre las aves acuáticas, 51 tienen poblaciones migratorias y residentes y 66 son solo migratorias, mientras que para las aves terrestres 108 tienen poblaciones residentes y migratorias y 115 son solo migratorias.

Se conoce también que durante la migración estas especies utilizan corredores que pueden resumirse en cuatro grandes rutas (Lincoln *et al.* 1998). La ruta del Océano Atlántico, usada por pocas especies que vuelan de Nueva Escocia y el este de Canadá hasta Sudamérica sobre el Atlántico. La siguiente, llamada de las costas del Atlántico, la utilizan especies que migran desde Florida y el sureste de Estados Unidos a México y las Antillas cruzando el Golfo de México. La siguiente es la que recorren las aves del este de las Rocallosas que migran a México, Centro y Sudamérica cruzando el Golfo de México o las zonas costeras de México. La última es la ruta del oeste donde las aves del oeste de Estados Unidos y Canadá migran ya sea vía las costas de la vertiente del Pacífico o utilizando las cadenas montañosas como corredores (Sierra Madre Occidental, Sierra Madre del Sur, Eje Neovolcánico Transversal) (Fig. 11.7).

11.6.2 Aves terrestres

Las aves terrestres migratorias forman un grupo numeroso de especies (223) que forman parte de las comunidades de aves en México por periodos que varían desde los pocos días, para las especies que solo son transitorias, hasta siete u ocho meses para las que pasan el invierno en nuestro territorio. Forman un componente importante de las avifaunas conocidas en el país: alrededor de 30% de las especies que las componen.

Son especies que enfrentan amenazas tanto en sus sitios de reproducción —donde la destrucción de su hábitat debido a la agricultura, el pastoreo y la extracción de madera es grande— como por efectos de reducción del hábitat en los trópicos, donde este fenómeno también es importante. Adicionalmente, la mortalidad asociada a la migración es alta (Rappole 1995) (recuadro 11.1)

De las aves terrestres, cinco grupos sobresalen por la gran cantidad de especies migratorias que contienen. Pri-

mero las rapaces que incluyen 15 especies de aves que realizan movimientos migratorios (véanse el apartado 11.4 y el cuadro 11.2). De este tipo de aves, son las de mayor tamaño.

Algunas de estas especies la NOM-059-SEMARNAT-2001 las clasifica en protección especial, mientras que solo *Falco mexicanus* se considera como amenazado en las normas mexicanas. Ciertas investigaciones informan fuertes decrementos poblacionales para algunas de estas especies (referencias del cuadro 11.2). De acuerdo con el censo de reproductoras en Estados Unidos (Sauer *et al.* 2004), solamente *Circus cyaneus* presenta disminuciones poblacionales significativas. En México no se tienen datos de la población a largo o mediano plazos para rapaces, por lo que su estudio sería muy recomendable.

Otro grupo numeroso que tiene poblaciones migratorias y residentes, así como especies completamente mi-

gratorias son los colibríes (Aves: Apodiformes) (véanse el apartado 11.5 y el cuadro 11.3).

Mucho se ha hablado acerca de la posible disminución en las poblaciones de los colibríes migratorios, especialmente de *Selasphorus rufus* que sin duda es la especie de colibrí mas estudiada en Norteamérica. El censo de aves reproductoras de Norteamérica (Breeding Bird Survey <<http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/bbs/bbs.html>>) muestra que en las últimas cuatro décadas las detecciones de la especie han disminuido notablemente. Sin embargo, al consultar la misma información en una base de datos más reciente elaborada por el Laboratorio de Ornitología en Cornell (eBird <<http://www.ebird.org/content>>), los cambios en las frecuencias de detección no son significativos (2000-2005). En México no se tiene documentado que alguna de las especies migratorias esté declinando o tenga alguna amenaza potencial.

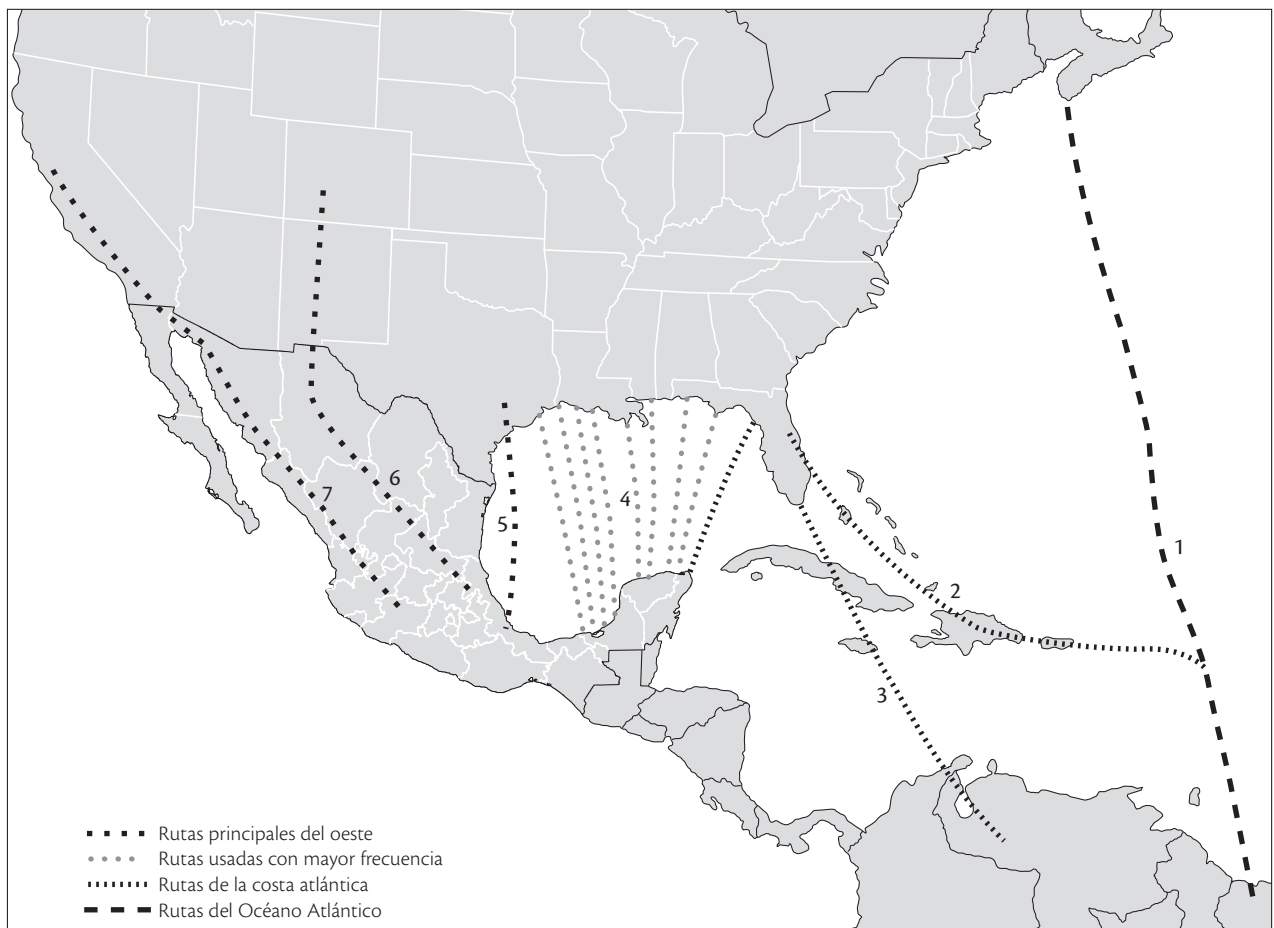


Figura 11.7 Principales rutas migratorias descritas para las aves de Norteamérica.

Fuente: Lincoln *et al.* (1998).

Cuadro 11.2 Especies del orden Falconiformes en Norteamérica

Nombre científico	Nombre común	Residentes	Migratorias	NOM-059-SEMARNAT-2001	Declinan
<i>Pandion haliaetus</i>	Gavilán pescador	•	•		
<i>Elanoides forficatus</i>	Milano tijereta	•	•	Pr	
<i>Ictinia mississippiensis</i>	Milano de Misisipi	•	•	Pr	
<i>Circus cyaneus</i>	Gavilán rastrero	•	•		• ¹
<i>Accipiter striatus</i>	Gavilán pecho rufo	•	•	Pr	• ²
<i>Accipiter cooperii</i>	Gavilán de Cooper	•	•	Pr	
<i>Buteogallus anthracinus</i>	Aguililla-negra menor	•	•	Pr	
<i>Buteo platypterus</i>	Aguililla ala ancha	•	•	Pr	• ^{3,4}
<i>Buteo swainsoni</i>	Aguililla de Swainson	•	•	Pr	• ⁵
<i>Buteo jamaicensis</i>	Aguililla cola roja	•	•		
<i>Buteo regalis</i>	Aguililla real		•	Pr	
<i>Falco sparverius</i>	Cernícalo americano	•	•		• ⁶
<i>Falco columbarius</i>	Halcón esmerejón		•		
<i>Falco peregrinus</i>	Halcón peregrino	•	•	Pr	
<i>Falco mexicanus</i>	Halcón mexicano		•	A	

Pr = sujeta a protección especial; A = amenazada.

Notas: algunas especies presentan poblaciones residentes en México y poblaciones que migran latitudinalmente. Los nombres comunes fueron tomados de Escalante Pliego *et al.* (1996).

Fuentes: ¹ Sauer *et al.* (2004); ² Temple y Temple (1976); ³ Bednarz *et al.* (1990); ⁴ Titus *et al.* (1990); ⁵ Steidl *et al.* (1991); ⁶ Bednarz *et al.* (1990).

Cuadro 11.3 Especies de colibríes completamente migratorias o que tienen poblaciones migratorias

Apodiformes		Residentes	Migratorias	NOM-059-SEMARNAT-2001	Declinan
<i>Cynanthus latirostris</i> (<i>C. latirostris lawrencei</i>)	Colibrí pico ancho	•	•	Pr	
<i>Amazilia yucatanensis</i>	Colibrí yucateco	•	•		
<i>Amazilia violiceps</i>	Colibrí corona violeta	•	•		
<i>Lampornis clemenciae</i>	Colibrí garganta azul	•	•		
<i>Eugenes fulgens</i>	Colibrí magnífico	•	•		
<i>Archilochus colubris</i>	Colibrí garganta rubí		•		• ^{1,2}
<i>Archilochus alexandri</i>	Colibrí barba negra		•		
<i>Calypte anna</i>	Colibrí cabeza roja		•		
<i>Calypte costae</i>	Colibrí cabeza violeta		•		
<i>Stellula calliope</i>	Colibrí garganta rayada		•		
<i>Selasphorus platycercus</i>	Zumbador cola ancha	•	•		
<i>Selasphorus rufus</i>	Zumbador rufo		•		• ³
<i>Selasphorus sasin</i>	Zumbador de Allen		•		

Pr = sujeta a protección especial.

Nota: los nombres comunes fueron tomados de Escalante Pliego *et al.* (1996).

Fuentes: ¹ Briggs y Criswell (1979); ² Robbins (1979), Sauer *et al.* (2004).

RECUADRO 11.1 INICIATIVA TRINACIONAL GUACAMAYAS SIN FRONTERAS: ESTRATEGIA REGIONAL Y PLAN DE ACCIÓN 2001-2005 PARA LA CONSERVACIÓN DE LA GUACAMAYA ROJA (*ARA MACAO CYANOPTERA*) EN LA SELVA MAYA DE BELICE, GUATEMALA Y MÉXICO

Eduardo E. Íñigo Elías

Esta iniciativa surge a partir de los resultados obtenidos en dos talleres trinacionales que se realizaron en Chiapas, en 1998 y 2001, para la conservación de la guacamaya roja, subespecie amenazada que comparten varias naciones en la selva maya. Esta iniciativa la consolidan diversas instituciones y personas a partir de febrero de 2001, después del II taller “Desarrollo de una estrategia regional de conservación para la guacamaya roja (*Ara macao cyanoptera*) en la selva maya de Belice, Guatemala y México”, en la Estación de Biología Tropical Chajul en la Reserva de la Biosfera Montes Azules. Este proyecto agrupa a personas e instituciones de los tres países que de manera voluntaria desean sumar sus esfuerzos aislados y participar integralmente en la conservación de la especie y sus hábitats en esta parte de la región maya.

Como resultado de estos talleres y debido a la fuerte declinación de la población y sus hábitats, como las selvas alta, mediana y riparia en estos países, surgió la necesidad de desarrollar e implementar una estrategia común para la conservación de la especie. El propósito de esta estrategia fue disponer de un marco de trabajo en la zona y un plan de acción entre 2001-2005 que permitiera la evaluación periódica de la población regional de la guacamaya roja en la selva maya, así como crear un instrumento que sugiera, dirija y mida los esfuerzos de conservación a largo plazo de esta especie en vida silvestre en la zona.

Esta estrategia tiene la intención de ser un proyecto abierto a revisiones y actualizaciones sistemáticas conforme evolucione el trabajo de la iniciativa, aumente el conocimiento sobre la biología de la especie y sus requerimientos para coexistir en los ecosistemas de la región, en tanto se identifiquen nuevas amenazas para la especie o sus hábitats y existan más recursos financieros y humanos para ampliar acciones concretas.

Se espera que en 10 años la población silvestre de *Ara macao cyanoptera* de la región de la selva maya en Belice, Guatemala y México tenga un tamaño que garantice su viabilidad a largo plazo, además de que su hábitat y los recursos indispensables —principalmente para anidación y alimentación— se encuentren bien protegidos. La interconexión y el buen estado de estos bosques permiten conservar los procesos ecológicos que han mantenido a la especie y su hábitat. La sociedad en general participa activa y genuinamente en las acciones de conservación y manejo, por lo que el marco jurídico para la protección de la especie y su hábitat es completo, sólido, fundamentado y se está aplicando adecuadamente. Mediante las acciones de conservación para la guacamaya logramos proteger el ecosistema y su hábitat con muchas otras especies, así como los servicios ambientales que provee a la región, lo cual repercute en beneficio de la humanidad y de la vida en el planeta.

En un análisis reciente de la información que se está generando acerca de la distribución y biología de las poblaciones de colibríes, Arizmendi *et al.* (2008) sugieren que alrededor de las ciudades las densidades de estos organismos están aumentando, así como el número de especies. Una posible causa es el uso cada vez más frecuente de bebederos artificiales para atraer a los colibríes a las casas, lo cual sin duda aumenta la capacidad de carga de los ambientes, que pueden soportar mayores densidades de animales (Arizmendi *et al.* 2006). El efecto de este fenómeno sobre las plantas silvestres polinizadas por estos animales es poco conocido, pero un estudio preliminar en el parque ecológico Ajusco Medio mostró que la producción de semillas de al menos dos especies del género *Salvia*, baja significativamente si se colocan bebederos

cerca de las plantas, comparado con plantas sin bebederos en su entorno (Arizmendi *et al.* 2008).

En el orden Passeriformes, que incluye la mayor variedad de especies terrestres de aves de México, dos familias se caracterizan porque presentan números altos de especies migratorias: Tyrannidae, que incluye a los papamoscas y reyezuelos, y Parulidae, que incluye a los chipes y reinitas.

Los papamoscas son especies altamente insectívoras en sus sitios de reproducción, pero cuando migran y llegan a los trópicos se unen a chipes y vireos y forman bandas mixtas de forrajeo que buscan principalmente frutos. Estas bandas utilizan hábitats bien conservados y secundarios (Hutto 1986) (cuadro 11.4).

En general los papamoscas que migran en México son

Cuadro 11.4 Especies de papamoscas completamente migratorias o que tienen poblaciones migratorias

Tyrannidae	Nombre común	Residentes	Migratorias	NOM-059- SEMARNAT-2001	Declinan
<i>Camptostoma imberbe</i>	Mosquero lampiño	•	•		
<i>Contopus cooperi</i>	Pibí boreal		•		• ¹
<i>Contopus pertinax</i>	Pibí tengofrío	•	•		
<i>Contopus sordidulus</i>	Pibí occidental	•	•		• ^{1,2}
<i>Contopus virens</i>	Pibí oriental		•		• ^{1,3,4,5,6}
<i>Empidonax flaviventris</i>	Mosquero vientre amarillo		•		• ⁷
<i>Empidonax virens</i>	Mosquero verdoso		•		• ^{4,5}
<i>Empidonax alnorum</i>	Mosquero ailero		•		
<i>Empidonax traillii</i>	Mosquero saucero		•		
<i>Empidonax minimus</i>	Mosquero mínimo		•		• ^{1,7,8,9,10}
<i>Empidonax hammondi</i>	Mosquero de Hammond		•		
<i>Empidonax wrightii</i>	Mosquero gris		•		
<i>Empidonax oberholseri</i>	Mosquero oscuro		•		• ¹
<i>Empidonax difficilis</i>	Mosquero californiano	•	•		
<i>Empidonax occidentalis</i>	Mosquero barranqueño	•	•		
<i>Empidonax fulvifrons</i>	Mosquero pecho leonado	•	•		
<i>Sayornis phoebe</i>	Papamoscas fibí		•		
<i>Sayornis saya</i>	Papamoscas llanero		•		
<i>Pyrocephalus rubinus</i>	Mosquero cardenal	•	•		
<i>Myiarchus tuberculifer</i>	Papamoscas triste	•	•		
<i>Myiarchus cinerascens</i>	Papamoscas cenizo	•	•		
<i>Myiarchus crinitus</i>	Papamoscas viajero		•		• ^{4,5,11}
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	Papamoscas tirano	•	•		
<i>Myiodynastes luteiventris</i>	Papamoscas atigrado	•	•		
<i>Tyrannus melancholicus</i>	Tirano tropical	•	•		
<i>Tyrannus couchii</i>	Tirano silbador	•	•		
<i>Tyrannus vociferans</i>	Tirano gritón		•		
<i>Tyrannus crassirostris</i>	Tirano pico grueso	•	•		
<i>Tyrannus verticalis</i>	Tirano pálido		•		
<i>Tyrannus tyrannus</i>	Tirano dorso negro		•		• ¹
<i>Tyrannus dominicensis</i>	Tirano gris	•	•		
<i>Tyrannus forficatus</i>	Tirano-tijereta rosado		•		• ¹²

Nota: los nombres comunes fueron tomados de Escalante Pliego *et al.* (1996).

Fuentes: ¹ en descenso de acuerdo con Sauer *et al.* (2004); ² Sharp (1985); ³ Sauer y Droege (1992); ⁴ Briggs y Criswell (1979); ⁵ Robbins (1979); ⁶ Serrao (1985); ⁷ Hussell *et al.* (1992); ⁸ Ambuel y Temple (1982); ⁹ Holmes y Sherry (1988); ¹⁰ Witham y Hunter (1992); ¹¹ Criswell (1975); ¹² Titus *et al.* (1990).

abundantes y poco se sabe acerca de las variaciones en sus números en los sitios invernales. En sus lugares de reproducción hay evidencias de que al menos 11 especies han disminuido de manera significativa en las últimas décadas. En la ley mexicana ninguna de estas especies se considera amenazada, pero no se tienen datos a mediano o largo plazos acerca de nuestras avifaunas, por lo que es difícil determinar el estatus de estas especies.

Seis especies presentan importantes tendencias poblacionales negativas en las últimas décadas, según el censo de aves reproductoras de Norteamérica: *Contopus cooperi* (−3.42), *C. virens* (−1.76), *C. sordidulus* (−1.23), *Empidonax oberholseri* (−1.23), *E. minimus* (−1.11) y *Tyrannus tyrannus* (−0.95). Es recomendable poner atención especial en los estudios de estas especies en los sitios invernales.

Los chipes o reinitas son las aves migratorias más estudiadas en América. Se han documentado un total de 49 especies de este grupo con poblaciones migratorias, de las cuales 34 son exclusivamente migratorias (cuadro 11.5).

En este grupo se han registrado a 35 especies declinando, lo que representa 71.4% de todas las especies. Los chipes son insectívoros frugívoros y usan bosques de coníferas y vegetación riparia para su reproducción y en invierno pueden encontrarse en una variedad de hábitats que incluye bordes de hábitats tropicales.

Diez especies muestran tendencias poblacionales negativas importantes, según el censo de aves reproductoras de Norteamérica: *Dendroica caerulea* (−3.78), *D. discolor* (−1.97), *Wilsonia canadensis* (−1.68), *W. pusilla* (−1.33), *Protonotaria citrea* (−1.32), *Vermivora celata* (−1.18), *Oporornis philadelphia* (−1.08), *Oporornis formosus* (−0.99), *Dendroica pensylvanica* (−0.55) y *Geothlypis trichas* (−0.32). En México no se conoce en detalle el estado de las poblaciones de estas especies, pero dado que en sus sitios de reproducción están declinando, sería recomendable estudiar su biología poblacional en detalle.

De los demás paseriformes solo mencionamos las especies que se ha reportado que están declinando, y de las cuales consideramos que se deben estudiar en México. Para todas estas especies se conoce poco acerca de su biología y ecología en los sitios de invierno. La lista completa de las especies migratorias que se informa que están disminuyendo se presenta en el apéndice 11.1 (en el ^{CP}₃).

Entre los vireos, por ejemplo, se sabe que solo seis (*Vireo belli*, *V. griseus*, *V. solitarius*, *V. flavifrons*, *V. gilvus* y *V. olivaceus*) de sus 13 especies migratorias se encuentran en problemas, y solo en un caso los decrementos son sostenidos y significativos: *Vireo belli* (−2.42).

En el caso de especies que además de tener problemas de conservación por pérdida de hábitat y otros relacionados con esto, tienen amenazas fuertes por el comercio de aves para el mercado de mascotas, podemos mencionar el grupo de las paserinas. En este caso se reconocen cinco especies migratorias de las cuales tres se sabe que están disminuyendo (*Passerina amoena*, *P. ciris* y *P. cyanea*), dos de ellas (*Passerina ciris*, −1.88, y *P. cyanea* −0.58) de manera notable de acuerdo con el BBS. La NOM-059-SEMARANT-2001 no incluye ninguna de estas especies; más aún, algunas de ellas han estado sujetas a aprovechamiento durante las últimas décadas en México.

En el grupo de las calandrias, también utilizadas en el mercado de mascotas, se han registrado 10 especies como migratorias neotropicales, de las cuales tres presentan disminuciones notables: *Icterus spurius* (−0.77), *Icterus bullockii* (−0.92) e *Icterus galbula* (−0.72). Ninguna de las especies migratorias está considerada en la NOM-059-SEMARNAT-2001.

Por último, las aves que habitan pastizales —como algunos gorriones— también presentan en sus hábitats de reproducción tendencias poblacionales negativas, dada la fuerte presión que han experimentado estos sitios en las regiones templadas de América. Tres especies muestran tendencias fuertemente negativas que sería recomendable vigilar en el futuro: *Ammodramus savanarum* (−3.65), *Chondestes grammacus* (−2.73) y *Spizella pallida* (−1.17) (Ceballos *et al.* 2002).

11.7 MURCIÉLAGOS

Los murciélagos representan el segundo grupo más diverso de mamíferos y México es el quinto país con más especies en el mundo: 140 (Ceballos *et al.* 2002). Se han identificado por lo menos 29 especies de murciélagos mexicanos que son migratorias (cuadro 11.6). De estas especies, siete se consideran en riesgo de extinción. Cinco de ellas (*Leptonycteris curasoae*, *Choeronycteris mexicana*, *Leptonycteris nivalis*, *Euderma maculatum* y *Lasionycteris noctivagans*) están incluidas en la legislación mexicana; las tres primeras como amenazadas y las dos últimas bajo protección especial (Semarnat 2002b). Asimismo, la UICN enlista *Leptonycteris curasoae* como amenazada, *Choeronycteris mexicana* en bajo riesgo y *Leptonycteris nivalis* como en peligro de extinción. También incluye otras dos especies de murciélagos migratorios: *Tadarida brasiliensis* y *Eumops underwoodi* como en riesgo bajo de extinción (Hilton-Taylor 2000).

Cuadro 11.5 Especies de chipes completamente migratorias o que tienen poblaciones migratorias

Parulinae	Nombre común	Residentes	Migratorias	NOM-SEMARNAT-	
				059-2001	Declinan
<i>Vermivora pinus</i>	Chipe ala azul		•		
<i>Vermivora chrysoptera</i>	Chipe ala dorada		•		• 1
<i>Vermivora peregrina</i>	Chipe peregrino		•		• 2,3,4
<i>Vermivora celata</i>	Chipe corona naranja		•		• 1,4
<i>Vermivora ruficapilla</i>	Chipe de coronilla		•		• 4,5
<i>Vermivora virginiae</i>	Chipe de Virginia		•		
<i>Vermivora crissalis</i>	Chipe crisal		•	Pr	
<i>Vermivora luciae</i>	Chipe rabadilla rufa		•		
<i>Parula americana</i>	Parula norteña	•	•		• 2,6,7,8,9
<i>Dendroica petechia</i>	Chipe amarillo	•	•		• 6,10
<i>Dendroica pensylvanica</i>	Chipe flanco castaño		•		• 2,4,10,11
<i>Dendroica magnolia</i>	Chipe de magnolia		•		• 4,11,12,13
<i>Dendroica tigrina</i>	Chipe atigrado		•		• 2,4,9
<i>Dendroica caerulescens</i>	Chipe azulnegro		•		• 12
<i>Dendroica coronata</i>	Chipe coronado	•	•		• 4,5,9,10
<i>Dendroica nigrescens</i>	Chipe negrogris		•		
<i>Dendroica chrysoparia</i>	Chipe mejilla dorada		•	A	
<i>Dendroica virens</i>	Chipe dorso verde		•		• 1,2,4,11,12,14
<i>Dendroica townsendi</i>	Chipe negroamarillo		•		
<i>Dendroica occidentalis</i>	Chipe cabeza amarilla		•		
<i>Dendroica fusca</i>	Chipe garganta naranja		•		• 4,16,17,18
<i>Dendroica dominica</i>	Chipe garganta amarilla	•	•		
<i>Dendroica graciae</i>	Chipe ceja amarilla	•	•		• 1
<i>Dendroica pinus</i>	Chipe pinero	•	•		• 10
<i>Dendroica kirtlandii</i>	Gorjeador de Kirtland*		•		
<i>Dendroica discolor</i>	Chipe de pradera	•	•		• 2
<i>Dendroica palmarum</i>	Chipe playero		•		• 4
<i>Dendroica castanea</i>	Chipe castaño		•		• 1,2,4
<i>Dendroica striata</i>	Chipe gorra negra		•		• 2,4,9
<i>Dendroica cerulea</i>	Chipe cerúleo		•		• 1
<i>Mniotilta varia</i>	Chipe trepador		•		• 6,8,11,14,15,19
<i>Setophaga ruticilla</i>	Chipe flameante		•		• 2,5,6,7,8,10,11,15,19,20
<i>Protonotaria citrea</i>	Chipe dorado		•		• 1
<i>Helmitheros vermivorus</i>	Chipe gusanero		•		• 2,5,8
<i>Limnothlypis swainsonii</i>	Chipe corona café		•	Pr	
<i>Seiurus aurocapillus</i>	Chipe suelero		•		• 2,5,6,7,8,11,12,14,15,19,20
<i>Seiurus noveboracensis</i>	Chipe charquero		•		• 4,5,11
<i>Seiurus motacilla</i>	Chipe arroyero		•		• 6,8
<i>Oporornis formosus</i>	Chipe patilludo		•		• 1,2,6,7,8



Cuadro 11.5 [concluye]

Parulinae	Nombre común	Residentes	Migratorias	NOM-SEMARNAT-059-2001	Declinan
<i>Oporornis agilis</i>	Reinita ojianillada*		•		
<i>Oporornis philadelphia</i>	Chipe enlutado		•		• ¹
<i>Oporornis tolmiei</i>	Chipe de Tolmie		•	A	• ¹
<i>Geothlypis trichas</i>	Mascarita común	•	•		• ^{2,6,9,10,21}
<i>Wilsonia citrina</i>	Chipe encapuchado		•		• ^{6,7,8,11,14,15,18,19}
<i>Wilsonia pusilla</i>	Chipe corona negra		•		• ^{1,4,5,21}
<i>Wilsonia canadensis</i>	Chipe de collar		•		• ^{1,2,4,5,11,12,18}
<i>Cardellina rubrifrons</i>	Chipe cara roja	•	•		
<i>Myioborus pictus</i>	Chipe ala blanca	•	•		
<i>Icteria virens</i>	Buscabreña	•	•		• ^{2,21}

Pr = sujeta a protección especial; A = amenazada.

Nota: los nombres comunes fueron tomados de Escalante Pliego *et al.* (1996), salvo los marcados con asterisco.

Fuentes: ¹ Sauer *et al.* (2004); ² Sauer y Droege (1992); ³ Jones (1986); ⁴ Stewart (1987); ⁵ Hussell *et al.* (1992); ⁶ Briggs y Criswell (1979); ⁷ Johnston y Winings (1987); ⁸ Robbins (1979); ⁹ Hagan *et al.* (1992); ¹⁰ Witham y Hunter (1992); ¹¹ Litwin y Smith (1992); ¹² Baird (1990); ¹³ Hall (1984a); ¹⁴ Askins y Philbrick (1987); ¹⁵ Serrao (1985); ¹⁶ Hall (1984b); ¹⁷ Holmes y Sherry (1988); ¹⁸ Wilcove (1983); ¹⁹ Leck *et al.* (1981); ²⁰ Ambuel y Temple (1982); ²¹ Sharp (1985).

Cuadro 11.6 Especies mexicanas de murciélagos migratorios, distribución, estado de conservación y tamaño típico de las colonias

Nombre científico	Nombre común	Distribución	UICN	NOM-059-SEMARNAT-2001	Se refugian en cuevas	Tamaño típico de las colonias
<i>Euderma maculatum</i>	Murciélago pinto	EUA al centro de México		Protección especial	•	1-10
<i>Lasionycteris noctivagans</i>	Murciélago pelo plateado	EUA al noreste de México		Protección especial		1-10
<i>Pipistrellus hesperus</i>	Pipistrello del oeste americano	EUA al centro de México			•	1-10
<i>Idionycteris phyllotis</i>	Murciélago-mula de Allen	EUA al sur de México			•	Decenas
<i>Lasiurus ega</i>	Murciélago-cola peluda amarillo	Texas a Argentina				1-10
<i>Lasiurus intermedius</i>	Murciélago-cola peluda norteño	EUA a Centroamérica				1-10
<i>Lasiurus xanthinus</i>	Murciélago-cola peluda de La Laguna	EUA al centro de México				1-10
<i>Promops centralis</i>	Murciélago-mastín mayor	México a Argentina				1-10
<i>Leptonycteris curasoae</i>	Murciélago-hocicudo de Curazao	EUA al norte de Sudamérica	Vulnerable	Amenazado	•	Miles
<i>Choeronycteris mexicana</i>	Murciélago trompudo	Sur de EUA a Guatemala	Riesgo bajo	Amenazado	•	1-10
<i>Leptonycteris nivalis</i>	Murciélago-hocicudo mayor	Sur de EUA a Guatemala	En peligro	Amenazado	•	Cientos
<i>Tadarida brasiliensis</i>	Murciélago-cola suelta brasileño	EUA a Chile y Argentina	Riesgo bajo		•	Cientos de miles

Cuadro 11.6 [concluye]

Nombre científico	Nombre común	Distribución	UICN	NOM-059-SEMARNAT-2001	Se refugian en cuevas	Tamaño típico de las colonias
<i>Eumops underwoodi</i>	Murciélago-con bonete de Underwood	EUA a Centroamérica	Riesgo bajo			Decenas
<i>Myotis thysanodes</i>	Miotis bordado	Canadá a México			•	Cientos
<i>Myotis volans</i>	Miotis pata larga	Alaska al centro de México			•	Cientos
<i>Myotis velifer</i>	Miotis mexicano	EUA a Centroamérica			•	Cientos de miles
<i>Nyctinomops femorosaccus</i>	Murciélago-cola suelta de bolsa	EUA a México			•	Decenas
<i>Nyctinomops macrotis</i>	Murciélago-cola suelta mayor	EUA a Sudamérica			•	Decenas
<i>Mormoops megalophylla</i>	Murciélago-barba arrugada norteño	EUA al norte de Sudamérica			•	Miles
<i>Eptesicus fuscus</i>	Murciélago-moreno norteamericano	Canadá al norte de Sudamérica			•	Miles
<i>Myotis californicus</i>	Miotis californiano	Alaska a Guatemala			•	Miles
<i>Myotis ciliolabrum</i>	Miotis cara negra	Canadá al centro de México			•	Miles
<i>Myotis lucifugus</i>	Miotis norteamericano	Alaska al centro de México			•	Miles
<i>Myotis yumanensis</i>	Miotis de Yuma	Canadá al centro de México			•	Miles
<i>Lasiurus blossevillii</i>	Murciélago-cola peluda de Blossevilli	Canadá a Chile y Argentina				1-10
<i>Lasiurus borealis</i>	Murciélago-cola peluda rojizo	Canadá al norte de México				1-10
<i>Lasiurus cinereus</i>	Murciélago-cola peluda canoso	EUA a Chile y Argentina				1-10
<i>Eumops glaucinus</i>	Murciélago-con bonete de Wagner	México a Argentina				Decenas
<i>Eumops perotis</i>	Murciélago-con bonete mayor	EUA a Argentina				Decenas

Fuente: Tuttle *et al.* (2000).

El caso de los murciélagos migratorios es muy diferente respecto a otros grupos de animales migratorios por una razón en particular: en los sitios de hibernación durante la época en que no hay reproducción, ambos sexos se reúnen, de la misma manera que muchos otros animales. Pero durante el verano, cuando los murciélagos migratorios ocupan la parte más norteña de su distribución en el norte de México y sur de Estados Unidos, la gran mayoría, más de 90% de los individuos, son hembras preñadas que llegan a esas regiones para aprovechar la gran abundancia de alimento y así maximizar las probabilidad-

des de supervivencia de las crías (McCracken *et al.* 1994; Russell *et al.* 2005; Cleveland *et al.* 2006). Esto abre una posibilidad adaptativa que los murciélagos han utilizado al máximo, pues en general los ciclos fenológicos que determinan la disponibilidad de alimento se caracterizan por una ausencia casi total de alimento en las regiones templadas durante el invierno, mientras que en general en las zonas tropicales, aunque la abundancia del alimento también fluctúa, está disponible todo el año. Esto posibilita que la mayoría de los machos (y también algunas hembras) permanezcan en esas regiones todo el año. El

segundo aspecto que permite a los murciélagos realizar estas migraciones divididas por sexo es la fecundación interna y la gestación. Por esta razón, los murciélagos copulan en los refugios de invernada y el proceso de desarrollo del feto se inicia y continúa a lo largo de la migración, para culminar en las regiones del norte de la distribución en el verano, cuando las hembras paren a las crías. El resultado: no es necesario que los machos estén con las hembras durante el proceso de nacimiento y crecimiento de la cría.

Aun cuando los murciélagos muestran un aparente éxito demográfico que parece más evidente al entrar a una cueva con miles o cientos de miles de ellos, este grupo de animales se encuentra entre los más frágiles y cuyos números han declinado más estrepitosamente en las últimas décadas (Hutson *et al.* 2001). A principios de los años noventa se documentó una reducción importante en el número de individuos en poblaciones de murciélagos en diversas cuevas, incluso desaparecieron colonias enteras (Anónimo 1991; Moreno, com. pers.). Esto solo corroboró observaciones registradas desde la década anterior y alertó a especialistas de México y Estados Unidos acerca de la necesidad de proteger a los murciélagos y sus ecosistemas por medio de identificar y contrarrestar los factores negativos que afectan sus poblaciones y determinar y crear instrumentos para sus necesidades de conservación. Aunque no existe más evidencia cuantitativa que la citada para mostrar las reducciones poblacionales de murciélagos en México, con frecuencia se han observado cuevas destruidas, daño masivo a murciélagos y vandalismo causado por la ignorancia.

Las amenazas más importantes identificadas y relacionadas con la disminución de poblaciones de murciélagos han sido señaladas y analizadas por Medellín (2003). Entre las más frecuentes, y con consecuencias más severas, se encuentra la destrucción de cuevas y otros refugios masivos que implica la eliminación de miles, cientos de miles o hasta millones de murciélagos, esto se hace con prácticas relativamente fáciles que pueden ser desde encender fuegos dentro de las cuevas hasta dinamitarlas, fumigarlas con gas cianhídrico o incluso tapiarlas por completo. Otra práctica frecuente, resultado de la falta de conocimiento y que debe ser atendida en cuanto se presenta, es la destrucción de refugios de murciélagos como un intento mal informado y peor implementado de controlar colonias de murciélagos hematófagos (Medellín 2003). Los murciélagos vampiros (sobre todo *Desmodus rotundus*) llegan a causar pérdidas económicas importantes porque se alimentan de la sangre de ganado

de diversos tipos y ocasionalmente le transmiten el virus rábico, lo que provoca su muerte. Por esa razón, es frecuente que los dueños de ganado tomen en sus manos la iniciativa de destruir las colonias de murciélagos vampiros, pero debido al desconocimiento de la especie *Desmodus rotundus* y de sus hábitos, es común que terminen destruyendo grandes colonias de murciélagos insectívoros, polinívoros o frugívoros, sin el menor daño a los verdaderos causantes del problema y, peor aún, los benefician al abrir nuevos refugios potenciales que ya no están habitados por las especies de murciélagos que originalmente las ocupaban.

Casi 50% de las especies mexicanas se refugian en cuevas (Arita 1993) en las que se reúnen las concentraciones más numerosas conocidas de mamíferos (Medellín *et al.* 1997; Tuttle *et al.* 2000), lo que hace a este grupo particularmente susceptible a la destrucción de estos refugios. Los murciélagos se reúnen en esas cuevas durante el día en densidades mucho mayores que las que forman cuando se encuentran forrajeando en el exterior. De esta forma, una cueva destruida puede representar la muerte de millones de murciélagos que ejercerían sus interacciones ecológicas a lo largo de cientos o hasta miles de kilómetros cuadrados (Cleveland *et al.* 2006). Una segunda amenaza es la destrucción de su hábitat. Por su condición migratoria, este daño se torna aún más severo, pues los murciélagos dependen de la conservación de su hábitat de verano en el norte de México y sur de Estados Unidos, del hábitat de invierno en el centro y sur de México y, en su caso, de los corredores que los interconectan. Aunque la ubicación de los corredores migratorios aún no está bien documentada o entendida, y en algunos casos parece que no hay una estructura de corredor, como en el caso de los murciélagos de cola libre *Tadarida brasiliensis* (Russell *et al.* 2005), en otros casos —como el de los murciélagos polinívoros del género *Leptonycteris*, ambas especies consideradas amenazadas en México y en peligro de extinción en Estados Unidos— se ha planteado la existencia de corredores de néctar que siguen las sierras del este y oeste de México (Buchmann y Nabhan 1996; Wilkinson y Fleming 1996).

Las estrategias de conservación de murciélagos en México no tienen una historia muy larga. Dada su injusta mala reputación, han sido pocos los esfuerzos por conservarlos. Sin embargo, en 1994 se estableció el Programa para la Conservación de los Murciélagos de México y Estados Unidos (PCMM) (Navarro *et al.* 1996), una organización binacional y multisectorial que incorporó a investigadores de ambos países con los objetivos de recuperar

las poblaciones de murciélagos migratorios y luchar contra las amenazas que causaron que disminuyeran de forma tan severa, mediante una estrategia de tres vías que incluyen programas de investigación, acciones de conservación y ciclos de educación ambiental, medidas que se retroalimentan entre sí para lograr el establecimiento de un círculo virtuoso. Posteriormente el PCMM cambió su enfoque para integrar también otras especies de murciélagos, como las especies endémicas y las que incluye la NOM-059-SEMARNAT-2001 en algún grado de amenaza de extinción. Por ello, en la actualidad el programa fundado en 1994 tiene el título de Programa para la Conservación de los Murciélagos de México y está a cargo del Instituto de Ecología de la UNAM. El PCMM, formalizado con el auspicio de la ONG Biociencia, A.C., cuenta con la colaboración de otras ocho universidades del país, diversas instituciones de los tres niveles de gobierno y siete universidades e instituciones de conservación de Estados Unidos. A partir de este proyecto se estableció la North American Bat Conservation Partnership (NABCP), apoyada por la Bat Conservation Internacional. Aunque esta organización se fundó hace ya casi diez años, no se han logrado acciones ni estrategias para promover la conservación de los murciélagos en todo el continente. Posteriormente, en 2005, en el marco del Comité Trilateral para la Conservación y Manejo de Vida Silvestre y Ecosistemas, se propuso crear un grupo de trabajo que se abocara a identificar las prioridades y estrategias para conservar las especies de murciélagos que comparten los tres países de Norteamérica, muchas de las cuales son migratorias. Esta iniciativa fue acogida con interés por el Comité Trilateral como un esfuerzo conjunto de los gobiernos federales de dichos países. Actualmente se están analizando las diversas estrategias, prioridades y acciones que serán implementadas en los próximos años. Por otro lado, en años recientes se ha señalado a los murciélagos como portadores de virus (Cui *et al.* 2008; Chu *et al.* 2008). Sin embargo, es evidente que esta alarma se ha exagerado y que en muchos casos esos estudios han desencadenado ataques injustificados contra los murciélagos (Fenton *et al.* 2006).

Aunque aún hay mucho trabajo por hacer en diversos estados de México, a partir de los proyectos del PCMM en 18 estados y más de 25 cuevas y refugios se ha logrado demostrar la estabilidad o recuperación de todas las colonias de murciélagos monitoreadas por este Programa, mediante acciones de conservación y educación ambiental (Medellín 2003). Además se logró una notable mejoría en la imagen y el conocimiento sobre murciélagos

en la población mexicana en general, y en particular entre los niños de zonas rurales aledañas a cuevas importantes y en ciudades particulares (Navarro *et al.* 1996; Medellín 2003; Medellín y Walker 2003; Medellín *et al.* 2004; Krebs *et al.* 2005).

11.8 MAMÍFEROS MARINOS

Tradicionalmente se consideran mamíferos marinos a los órdenes Sirenia (manatíes y dugongos) y Cetacea (delfines y ballenas); a las familias Otariidae (lobos marinos), Phocidae (focas), Odobenidae (morsas) en el orden Carnívora; y al oso polar (familia Ursidae) y a la nutria marina (familia Mustelidae), ambos también del orden Carnívora.

En México se tienen registros de una especie de sirenio, 35 de cetáceos, dos de lobos marinos, dos de focas y una de nutria marina. Del total de estas especies, se consideran migratorias la ballena azul (*Balaenoptera musculus*), la ballena gris (*Eschrichtius robustus*) y la ballena jorobada (*Megaptera novaeangliae*), ya que son las únicas de las que se conoce un movimiento masivo y cíclico de sus poblaciones. Sin embargo es importante considerar otras tres especies que, aunque no presentan migraciones, se han documentado desplazamientos de individuos más allá de nuestras fronteras: la ballena franca del Pacífico norte (*Eubalaena japonicus*), el cachalote (*Physeter macrocephalus*) y la orca (*Orcinus orca*).

11.8.1 Estado de conservación

En la última revisión de la lista de especies amenazadas de cetáceos de la Unión Mundial para la Naturaleza (UICN) se ubica la ballena azul en “bajo riesgo” (*lower risk*), la ballena gris y la jorobada como “baja preocupación” (*lower concern*), el cachalote como “vulnerable”, la ballena franca del Pacífico norte “en peligro” (*endangered*) y la orca como “información deficiente” (*data deficient*) (Cetacean update of the 2008 IUCN red list of threatened species, <http://cmsdata.iucn.org/downloads/cetacean_table_for_website.pdf>).

La Cites incluye todos los cetáceos barbados y el cachalote en el Apéndice I (en el que aparecen las especies en mayor peligro en su lista de plantas y animales; su comercio internacional está prohibido). La orca se encuentra en el Apéndice II, en el que se incluyen especies cuyo tráfico comercial está estrictamente regulado con permisos especiales expedidos por las naciones exportadoras.

La NOM-59-SEMARNAT-2001 identifica varias espe-

cies y subespecies de flora y fauna del país clasificadas en alguna categoría de *riesgo*. En esta norma se encuentran todas las especies de cetáceos que habitan aguas mexicanas (Semarnat 2002b). La ballena franca del Pacífico norte está catalogada en peligro de extinción y las otras cuatro especies como sujetas a protección especial.

11.8.2 Amenazas a la conservación

Las principales amenazas para la conservación de las especies consideradas en este trabajo son las siguientes:

- a) Efectos indirectos de la industria pesquera. Al menos siete casos de encallamiento de ballenas grises se han documentado en el Golfo de California, en cinco de ellos fueron liberadas (Vidal *et al.* 1994; Urbán *et al.* 2003). Entre 2002 y 2005 se registró que 12 ballenas jorobadas se quedaron atrapadas en redes de pesca artesanal, seis fueron liberadas, tres siguieron navegando con red y cuatro murieron (Urbán *et al.* 2007a).
- b) Colisiones con embarcaciones. Se tienen registros de ballenas azules, jorobadas y grises que presentan cicatrices y mutilaciones presumiblemente debidas a colisiones con embarcaciones. Es difícil evaluar el efecto de esta amenaza ya que si el accidente es mortal el animal se hunde y no queda evidencia. En enero de 2008 un crucero turístico atracó en la bahía de Cabo San Lucas con una ballena gris muerta atorada en su quilla.
- c) Avistamiento de ballenas. Esta actividad turística se ha desarrollado exponencialmente en las últimas décadas en varias zonas del país y no se cuenta con los mecanismos apropiados para estimar la capacidad de carga turística. Son de interés comercial las ballenas grises en las lagunas costeras de la costa occidental de la Península de Baja California; la ballena azul en las costas desde Loreto hasta la Bahía de La Paz, y la ballena jorobada en la Bahía de Banderas y las costas de la región de Los Cabos, en BCS.

11.8.3 Protección formal de los mamíferos marinos en México

No existe ningún cuerpo legal que se encargue de manera exclusiva de la protección de los cetáceos en el Golfo. En su lugar hay diferentes leyes relevantes para su conservación y manejo, las cuales se aplican en todo México. La Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, establecida en 1988, actualmente es responsabilidad de la Secretaría del Medio Ambiente y Recursos

Naturales (Semarnat). Los artículos 15 al 19 de la ley estipulan una amplia comisión para formular políticas, planear iniciativas e implementar acciones de manejo para la protección de los recursos naturales de la nación. La Ley de Pesca autoriza a las agencias gubernamentales relacionadas con la pesca para “establecer medidas encaminadas a la protección de... mamíferos marinos” (DOF 1992). En 1991 se agrega al Código Penal Mexicano el artículo 254 bis, donde se prohíbe herir o capturar a cualquier mamífero marino y tortugas marinas. La pena por violar dicho artículo es de tres a seis años de prisión (Congreso de los Estados Unidos Mexicanos 1991).

La Ley General de Vida Silvestre, bajo la responsabilidad de Semarnat, fue aprobada el 27 de abril de 2000 (DOF 2000). Esta es la primera ley mexicana pertinente relacionada con la fauna que enfrenta el desafío de equilibrar la protección de la megadiversidad del país con la necesidad del desarrollo socioeconómico. El 10 de enero de 2002 se añadió el artículo 60 bis el cual declara que ningún mamífero marino se puede utilizar para la subsistencia o de manera comercial, a excepción de capturas para la investigación científica y objetivos educativos, previa aprobación de las autoridades (Semarnat 2002c). La Norma Oficial del Gobierno mexicano NOM-131-ECOL-1998 proporciona directrices específicas para que las actividades de observación de ballena sean compatibles con la conservación de las mismas y su hábitat (Semarnat 2000).

Estas directrices son específicas para cada especie y definen las áreas, el periodo, la distancia y la duración de observación de las ballenas, así como el número y tipo de barcos permitidos.

Además, en mayo de 2002 México estableció el Refugio Ballenero Mexicano que comprende su zona económica exclusiva (aproximadamente tres millones de km²). El decreto estipula que las condiciones ambientales que requieren las ballenas para sus funciones biológicas (por ejemplo, la cría, el parto, el crecimiento, la migración, el estudio y la alimentación) se deben mantener. La especie protegida incluye todos los miembros de las familias Balaenidae, Balaenopteridae, Eschrichtiidae, Physeteridae, Kogiidae, y Ziphiidae, además de la orca, el calderón (*Globicephala macrorhynchus*), la orca falsa (*Pseudorca crassidens*), la orca pigmea (*Feresa attenuata*) y el calderón menor (*Peponocephala elektra*) de la familia Delphinidae (Semarnat 2002d).

A continuación se presenta una ficha técnica de las especies de cetáceos mencionados donde se actualiza el estado de conservación que guardan.

11.8.4 Ballena azul

Balaenoptera musculus (Linnaeus, 1758). Subespecie: *Balaenoptera musculus musculus* (Linnaeus, 1758). Nombres comunes: ballena azul, rorcual gigante; *blue whale*.

Distribución

La ballena azul es una especie cosmopolita y se encuentra en todos los océanos. Estudios de variabilidad interespecífica han revelado la existencia de tres subespecies: *B. musculus musculus* en el hemisferio norte; *B. musculus intermedia*, del Antártico, de mayor tamaño, y *B. musculus brevicauda* (Rice 1977; 1998), también conocida como ballena azul pigmea por su distintiva morfología y menor tamaño, distribuida en la zona subantártica de los océanos Índico y Pacífico sur occidental (Ichihara 1966).

En el Pacífico norte las ballenas azules se distribuyen muy ampliamente, desde Kamchatka en Rusia, hasta el sur de Japón, en el occidente, y desde el Golfo de Alaska y California hacia el sur, al menos hasta Costa Rica en el oriente. Su distribución comprende ambientes pelágicos de aguas profundas (Wade y Friedrichsen 1979) y costeros sobre la plataforma continental (Calambokidis *et al.* 1990; Fiedler *et al.* 1998). Esta especie parece realizar movimientos migratorios estacionales en numerosos lugares.

Registros históricos de caza de ballenas y avistamientos recientes sugieren la existencia de al menos cinco subpoblaciones en el Pacífico norte: 1] al sur de Japón, virtualmente extinta; 2] al norte de Japón/Islands Kurils/Península de Kamchatka; 3] en las aguas adyacentes a las Islas Aleutianas, probablemente pasan el invierno en aguas profundas al norte de Hawaii; 4] en el Golfo de Alaska oriental, y 5] en California-México, quizá relacionadas con la agregación presente todo el año en el Pacífico Oriental tropical (NMFS 1998).

La Comisión Ballenera Internacional (CBI) reconoce únicamente un *stock* de manejo para el Pacífico norte (Donovan 1991). En el Pacífico mexicano las ballenas azules se distribuyen en la costa occidental de la Península de Baja California y en el Golfo de California, principalmente de diciembre a abril (Rice 1974; Yochem y Leatherwood 1985), aunque algunas pueden permanecer durante todo el año (Leatherwood *et al.* 1982).

La distribución histórica de la ballena azul en aguas mexicanas debe ser muy similar a la actual ya que, aunque hubo caza comercial, esta se realizó en sus áreas actuales de distribución, lo que indicaría que el efecto de

esta actividad ocasionó la disminución del número de animales pero no cambios en su distribución.

Las ballenas azules que se distribuyen en México pertenecen a la población California-México. En general se encuentran en las costas de los estados de Baja California, Baja California Sur y Sonora. Se tienen registros publicados en las siguientes localidades:

Vidal *et al.* (1993) identificaron cuatro áreas de concentración de ballenas azules en el Golfo de California: Islas San José, Santa Cruz y San Francisco; Islas Montserrat, Carmen y Coronados; Punta Concepción, BCS, hasta Isla San Ildefonso, y Canal de Salsipuedes y Canal de Ballenas.

Baja California: costa occidental (Rice 1974; Calambokidis *et al.* 1990; Reilly y Thayer 1990; Rice 1992; Wade y Gerrodette 1993; Mangels y Gerrodette 1994). En el Golfo de California: en San Felipe, en la Isla San Ildefonso, el Canal de Ballenas y el Canal de Salsipuedes (Sears 1987; 1990; Tershy *et al.* 1990; Vidal *et al.* 1993; Zavala 1996).

Baja California Sur: en toda la costa del estado, desde Bahía de Ballenas, en la costa occidental, hacia al sur hasta la zona de Los Cabos, y hacia el norte en el Golfo de California hasta la Bahía de Loreto, donde se concentran de manera particular (Rice 1974; Sears 1987; Calambokidis *et al.* 1990; Gendron 1990; Reilly y Thayer 1990; Sears 1990; Rice 1992; Gendron 1993; Wade y Gerrodette 1993; Mangels y Gerrodette 1994; Zavala 1996; Barlow *et al.* 1997; Del Ángel 1997; Urbán *et al.* 1997a).

Sonora: se conocen avistamientos esporádicos en el Alto Golfo, Guaymas y Yavaros (Gendron 1993; Vidal *et al.* 1993).

Migración

Estas ballenas se pueden observar desde finales del otoño hasta la primavera en el Golfo de California (Gendron 2002), y más al sur en aguas oceánicas frente a las costas de Centroamérica. Tershy *et al.* (1990) informan que las ballenas azules alcanzan su máximo en el Golfo de California entre mediados de marzo y mediados de abril. De acuerdo con Rice (1974), el pico de abundancia en la costa occidental de la Península de Baja California es de febrero a principios de junio, cuando la mayoría de los animales se dirigen al norte y nuevamente en octubre, cuando se mueven al sur. Observadores de mamíferos marinos han registrado ballenas azules durante todos los meses del año en las costas de Centroamérica, en especial cerca del área de surgencia conocida como el Domo de Costa Rica, aproximadamente en los 9° N, 89° W (Wade

y Friedrichsen 1979; Reilly y Thayer 1990; Wade y Gerrodette 1993). Reilly y Thayer (1990) especulan que esta congregación consiste en ballenas de la población de California que migran durante el invierno al sur y otras que conforman una población residente y permanecen todo el año en esta zona.

Mate *et al.* (1999) informan sobre la migración de 10 ballenas azules a las que se les colocó un transmisor vía satélite. Su velocidad de desplazamiento en la costa occidental de la Península de Baja California varió de 103 a 195 km/día y su ruta se ubicó desde pocos kilómetros hasta 500 km de la costa.

Tamaño de la población

De una población cercana a los 2 000 individuos, Gendron y Gerrodette (2003) estimaron para el Golfo de California una abundancia de 362 ballenas azules.

Categorías de riesgo

- UICN: riesgo bajo (*lower risk*).
- Cites: Apéndice I.
- CBI: toda la zona del Pacífico norte está en la categoría de *stock* protegido (*protection stock, ps*).
- Endangered Species Act (ESA), Estados Unidos: en peligro (*endangered*).
- Marine Mammal Protection Act (MMPA), Estados Unidos: *stock* de California-México como reducida (*depleted*) y estratégica (*strategic*).
- NOM-059-SEMARNAT-2001: sujeta a protección especial (Pr).

11.8.5 Ballena gris

Eschrichtius robustus (Lilljeborg, 1861). Nombres comunes: ballena gris; *gray whale*.

Distribución

La ballena gris se distribuye en el hemisferio norte. Los últimos registros de esta especie en el Atlántico norte, donde ahora está extinta, corresponden a la costa de Nueva Inglaterra, Estados Unidos, a principios del siglo XVIII (Dudley 1725). En el Pacífico norte sobreviven dos poblaciones geográficamente separadas. La población occidental o "coreana" que se distribuye durante el verano al norte del Mar de Okhotsk (Weller *et al.* 1999), en el otoño migra a través de las aguas costeras de la Península de

Corea para pasar el invierno en la región china de Guangdong (Henderson 1984; Rice 1998). La población del Pacífico nororiental o "californiana" se distribuye durante el verano en los mares de Chukchi y Beaufort, en la región noroeste del Mar de Bering y las aguas circundantes a la Isla de St. Lawrence; algunas decenas también pasan el verano en aguas cercanas la Isla Vancouver hacia el sur, hasta California central. En el otoño estas ballenas migran siguiendo la línea de costa hacia el sur hasta la costa occidental de la Península de Baja California y la región sur-occidental del Golfo de California. La migración hacia el norte comienza en primavera siguiendo la misma ruta (Rice y Wolman 1971; Wolman 1985).

La distribución histórica en aguas mexicanas es muy similar a la actual, con la excepción de la disminución de ballenas que acostumbraban concentrarse en las lagunas de Yavaros-Tohauí, Sonora, y en la Bahía de Santa María (Reforma), Sinaloa. Hasta 1984 las ballenas grises visitaron regularmente, aunque en muy escasos números, estos lugares. A partir de esta fecha se han registrado esporádicamente uno o dos individuos. (Gilmore y Ewing 1954; Gilmore 1960; Gilmore *et al.* 1967; Vidal 1989; Vidal *et al.* 1993).

Las zonas de concentración histórica que ya no utilizan las ballenas grises actualmente corresponden a la Bahía de Yavaros-Tohauí, Sonora, en los 26° 43' N; 109° 33' W, y la Bahía de Santa María (Reforma) en los 24° 48' N; 108° 04' W.

Las ballenas grises que se distribuyen en México pertenecen a la población oriental, también llamada de California o americana. En general se encuentran en las costas de los estados de Baja California, Baja California Sur, Sonora, Sinaloa y Nayarit. Se tienen registros publicados en las siguientes localidades:

Baja California: aguas circundantes a Isla Guadalupe, Isla Cedros, Islas San Benito, Isla Todos Santos, Bahía de San Quintín, Laguna Guerrero Negro (Gilmore 1960), Golfo de Santa Clara (Henderson 1984) y Canal de Ballenas (Tershy y Breese 1991).

Baja California Sur: Laguna Ojo de Liebre, Punta Abreojos, Laguna San Ignacio, Bahía de Ballenas, Boca de las Ánimas, Bahía de San Juanico, Boca de la Soledad, Canal de San Carlos, Bahía Magdalena, Bahía Almejas (Scammon [1874] 1968; Gilmore 1960; Rice y Wolman 1971; Rice *et al.* 1981; Norris *et al.* 1983; Jones y Swartz 1984; Urbán *et al.* 1997a,b), Cabo San Lucas, Canal de San Lorenzo, Bahía de La Paz, Bahía Concepción, Santa Rosalía (Gilmore 1960; Urbán *et al.* 1990; Vidal *et al.* 1993; Urbán *et al.* 1997a, b).

Nayarit: Bahía de Banderas (Salinas y Bourillón 1988).
Sinaloa: Bahía de Santa María (Reforma) (Gilmore 1960).

Sonora: Puerto Peñasco (Vidal *et al.* 1993), Guaymas (Vidal 1989), Bahía de Yavaros (Gilmore 1960; Gilmore *et al.* 1967).

Migración

La población americana realiza migraciones de más de 9 000 km en grupos segregados por sexo y edad, siguiendo la línea de costa desde los mares de Bering, Chukchi y Beaufort, donde se alimenta durante el verano, hasta la costa occidental de la Península de Baja California y el Golfo de California, para llevar a cabo sus actividades reproductoras de diciembre a abril, con un pico de abundancia a mediados de febrero.

Comienzan su travesía hacia el sur desde finales de octubre hasta principios de febrero. Las ballenas grises realizan la mayor parte de los más de 9 000 km que toma su recorrido a menos de 5 km de distancia de la costa. Nadan a una velocidad de 5.5 a 7.7 km/h, por tanto viajan cerca de 132-185 km/día, sin diferencia entre sus velocidades diurnas y nocturnas. Durante la migración se segregan temporalmente de acuerdo con su sexo, edad y estado reproductivo. Las primeras ballenas en comenzar el viaje hacia el sur son las que están preñadas, seguidas por hembras que ovularon recientemente, machos adultos, hembras inmaduras y al final los machos inmaduros (Rice y Wolman 1971).

La mayoría de las ballenas grises de la población americana permanece durante el invierno en la costa occidental de la Península de Baja California. Las ballenas preñadas se congregan en lagunas y bahías de aguas someras y protegidas por la costa, donde después de una gestación de 418 días nacen los ballenatos desde principios de enero hasta mediados de febrero (Rice *et al.* 1981). Al nacer, las crías miden de 4 a 4.5 m y pesan de 600 a 800 kg (Rice y Wolman 1971).

La migración hacia el norte generalmente empieza a mediados de febrero y continúa hasta principios de mayo. Las primeras ballenas en comenzar la migración hacia el norte son las hembras recién preñadas, seguidas por otras hembras adultas, machos adultos, machos y hembras inmaduros y finalmente las hembras con ballenato. Estos serán alimentados por sus madres hasta los ocho meses de edad, tiempo en que se independizan (Rice y Wolman 1971).

Tamaño de la población

La estimación más reciente del tamaño de la población oriental en la temporada 2006-2007 fue de 20 110 (error estándar: 1 755) individuos (Rugh *et al.* 2008). Este cálculo es similar al de la temporada 2000-2001 de 19 448 (error estándar: 1 882) individuos, cifra estimada después de una alta mortalidad de ballenas grises a lo largo de su área de distribución durante 1998, 1999 y 2000 (Norman *et al.* 2000; Moore *et al.* 2001). Desde luego, en estos años el número de crías fue muy bajo (Brownell *et al.* 2001; Perryman 2001).

Categorías de riesgo

- UICN: baja preocupación (*least concern*).
- Cites: Apéndice I.
- CBI: en la región del Pacífico norte, el *stock* oriental está en la categoría de manejo sostenido (*sustained management stock, SMS*).
- NOM-059-SEMARNAT-2001: en protección especial (Pr).

11.8.6 Ballena jorobada

Megaptera novaeangliae (Borowski, 1781). Nombres comunes: ballena jorobada, rorcual jorobado, yubarta; *humpback whale*.

Distribución

La ballena jorobada es una especie cosmopolita, por lo que se encuentra en todos los océanos. En el Pacífico norte se alimenta durante el verano en el Golfo de Alaska, en los mares de Bering, de Chukchi y de Okhotsk, y hacia el sur hasta la Isla Honshu en Japón, así como en Punta Concepción, California, Estados Unidos. Durante la época de reproducción en el invierno, suele concentrarse en tres áreas diferentes: Pacífico noroccidental (Taiwán e Islas Bonin, Ryukyu y Marianas); Pacífico central (Hawai), y Pacífico nororiental (costa occidental de México y hasta Costa Rica) (Rice 1974; Johnson y Wolman 1984; NMFS 1991; Steiger *et al.* 1991).

En el Golfo de California se han registrado ballenas jorobadas en la porción norte y alrededor de las grandes islas durante las cuatro estaciones del año, lo cual revela que algunos animales no llevan a cabo la migración típica hacia las altas latitudes del Pacífico norte (Urbán y Aguayo 1987). Se tienen registros publicados en estas localidades:

Baja California: aguas circundantes a Isla Cedros e Islas San Benito (Rice 1978; Urbán y Aguayo 1987), y a lo largo de la costa occidental de la península, hacia el extremo sur.

Baja California Sur: en toda la costa occidental, hacia el sur hasta la zona de Los Cabos, donde se concentran de manera particular; hacia el norte en el Golfo de California hasta la Bahía de Loreto (Rice 1978; Fleischer *et al.* 1984; Urbán y Aguayo 1987; Urbán *et al.* 1997a), y en aguas circundantes a Isla Rasa y en el Canal de Ballenas (Rice 1974; Urbán y Aguayo 1987). En la Bahía de La Paz se le observa con frecuencia durante el invierno y la primavera, sobre todo en la región central (Urbán *et al.* 1997a).

Nayarit: se tienen numerosos registros en las costas de este estado, incluyendo las aguas circundantes a las Islas Tres Marías, Isabel y Marietas, así como en la porción norte de Bahía de Banderas (Rice 1978; Álvarez 1987; Urbán y Aguayo 1987; Salinas y Bourillón 1988; Álvarez *et al.* 1990; Ladrón de Guevara 1995; Tuttle *et al.* 2000).

Sinaloa: se tiene registro de avistamientos especialmente en la porción sur del estado, en las aguas frente a Mazatlán (Urbán y Aguayo 1987).

Sonora: se conocen avistamientos esporádicos en las aguas circundantes a Isla Tiburón (Urbán y Aguayo 1987).

Migración y estructura de las poblaciones del Pacífico norte

La información con que se cuenta acerca de la estructura de las poblaciones de ballenas jorobadas en el Pacífico norte incluyen: 1] datos de capturas provenientes de la caza comercial (Townsend 1935; Tomilin 1957); 2] información sobre movimientos de ballenas utilizando marcas tipo “discovery” (Nishiwaki 1966); 3] información sobre movimientos migratorios con base en ballenas identificadas fotográficamente (Darling y Jurasz 1983; Darling y McSweeney 1985; Baker *et al.* 1986; Urbán y Aguayo 1987; Calambokidis *et al.* 1989, 1996, 2001; Steiger *et al.* 1991; Darling y Cerchio 1993; Darling y Mori 1993; Darling *et al.* 1996); 4] diferencias geográficas en los patrones genéticos de las ballenas jorobadas con base en el ADN (Medrano-González 1993; Baker *et al.* 1998) y en la estructura de los “cantos” (Payne y McVay 1971), y 5] diferencias en las proporciones de ballenas con diferentes patrones de coloración de la cara ventral de la aleta caudal (Pike 1953; Baker *et al.* 1986; Rosenbaum *et al.* 1995).

Aun con estos estudios, no hay consenso acerca de la estructura poblacional de estas ballenas en el Pacífico norte; la Comisión Ballenera Internacional considera, para

propósitos de manejo, todas las ballenas jorobadas del Pacífico norte como un *stock* (Donovan 1991). Por su parte, Baker *et al.* (1994) concluyen, con base en evidencia genética, que las ballenas jorobadas en el Pacífico nororiental podrían dividirse en al menos dos grupos o *stocks*: uno “central”, donde las ballenas se alimentan en las aguas de Alaska y migran sobre todo a Hawai, y otro “americano”, donde se alimentan a lo largo de las costas de California y pasan el invierno en aguas del Pacífico mexicano. Angliss *et al.* (2001) reportan tres *stocks* para propósitos de manejo: el del Pacífico nororiental (conocido como California-Oregon-Washington *stock*); el del Pacífico norte central, y el del Pacífico noroccidental.

Tamaño de la población

Urbán *et al.* (1999) estimaron un tamaño de la población para el Pacífico mexicano en 1991 de 1 813 (intervalo de confianza: 918-2505) ballenas para el *stock* costero (Baja California y Costa Continental) y de 914 (intervalo de confianza: 590-1193) para el Archipiélago de Revillagigedo; Calambokidis *et al.* (2008) calcularon el tamaño de la población de todo el Pacífico mexicano para 2004 de 5 928 ballenas, lo que significaría un incremento anual de 6.9 por ciento.

Categorías de riesgo

- UICN: baja preocupación (*least concern*).
- Cites: Apéndice I.
- CBI: toda la región del Pacífico norte está en la categoría de *stock* protegido (*protection stock*, ps).
- NOM-059-SEMARNAT-2001: sujeta a protección especial (Pr).

11.8.7 Ballena franca del Pacífico norte

Eubalaena japonica (Lacepede, 1818). Sinónimo: *Eubalaena glacialis*, *Balaena glacialis*. Nombres comunes: ballena franca; *right whale*.

Distribución

La ballena franca del Pacífico norte se distribuía de abril a septiembre sobre todo al norte de los 50° N, según registros de los balleneros estadounidenses del siglo XIX, quienes explotaron la especie hasta el borde de la extinción (Townsend 1935). Desde su protección en 1937

por la Convención Internacional para la Regulación de la Cacería Ballenera, solamente ocurrieron cinco registros de esta especie, de los cuales uno fue en La Jolla, California, en 1955 (Gilmore 1956), y cinco entre Washington y Oregon en 1959 (Fiscus y Niggol, 1965). Rice y Fiscus (1968) reportaron cinco avistamientos en las costas de Washington, Oregon, California y Baja California, entre 1959 y 1967, de los cuales uno corresponde a dos ballenas francas en Punta Abreojos, Baja California, en 1965. De acuerdo con Scarff (1991), esta especie se observa muy raramente en el Pacífico mexicano y solo se informaron algunos avistamientos en el siglo pasado.

Actualmente el rango de distribución se ha extendido hacia la porción suroeste de la Península de Baja California; se ha informado un nuevo avistamiento, aunque sin confirmación fotográfica, al sur de la punta de la Península de Baja California Sur (Gendron 2000). Estos avistamientos se han registrado al este de la Isla Guadalupe (28° 30' N/117° 00' W) (Reeves y Leatherwood 1985); al sur de Punta Abreojos (26° 39' N/113° 40' W) (Rice y Fiscus 1968); al suroeste de la Península de Baja California (23° 02' N/109° 30' W) (Gendron *et al.* 1999); al sur de la punta de la Península de Baja California (23° 54.3' N/112° 40.6' W) (Gendron 2000).

Tamaño de la población

De acuerdo con Kenney (2002), no hay estimaciones de abundancia confiables para el Pacífico norte y es posible que haya menos animales de los 300 calculados recientemente para el Atlántico norte occidental (Florida a Nueva Escocia, Canadá).

Categorías de riesgo

- UICN: en peligro de extinción (*endangered*).
- Cites: Apéndice I.
- CBI: toda la región del Pacífico norte está en la categoría de *stock* protegido (*protection stock*, PS).
- NOM-059-SEMARNAT-2001: en peligro de extinción (P)

11.8.8 Cachalote

Physeter macrocephalus (Linnaeus, 1758). Sinónimos: *Physeter catodon* (Linnaeus, 1758). Nombres comunes: cachalote; *sperm whale*.

Distribución

El cachalote es el segundo mamífero marino con la distribución más extensa, después de la orca (*Orcinus orca*). Abarca todos los océanos profundos del mundo, desde el ecuador hasta los polos, aunque solo los machos maduros se desplazan hasta latitudes extremas. El límite latitudinal conocido a mediados de invierno abarca los 40° N y 30° S. Los cotos de distribución durante el invierno y los límites de las hembras y jóvenes machos durante el verano corresponden aproximadamente con los 15 °C de la isoterma superficial del mar. La distribución geográfica de los cachalotes es continua en todo el mundo, pero las poblaciones del Pacífico, Atlántico y el Océano Índico están parcialmente aisladas unas de otras por las grandes masas continentales.

En el Pacífico oriental tropical se conocen más de 180 avistamientos de esta especie, su mayor concentración se ubica entre los 10° N y los 10° S, y entre los 80° N y 100° W. En la costa noroccidental de la Península de Baja California se han registrado dos varamientos de un animal cada uno y algunos avistamientos. En el Golfo de California se tienen registros de cinco varamientos masivos y cinco de individuos solitarios, en ambas costas del Golfo y desde San Felipe al norte hasta Los Frailes en el sur. Los numerosos avistamientos en el Golfo se distribuyen principalmente en su región central y el sur. En los últimos años han sido frecuentes en el área comprendida entre Loreto e Isla Cerralvo.

En el Golfo de México son abundantes, se conocen registros de 23 varamientos y numerosos avistamientos, en todo el Golfo y durante todo el año, lo que sugiere que algunos residen en la región. Se observan en ambos litorales mexicanos, incluyendo el Golfo de California y el Caribe. En costas mexicanas se conocen dos varamientos, uno en Tecolutla, Veracruz, y otro en Quintana Roo.

Movimientos

Jaquet *et al.* (2003) informan que siete hembras de cachalote vistas durante 1998 y 1999 en el Golfo de California ya habían sido fotografiados en las Islas Galápagos entre 1987 y 1994. Este descubrimiento indicaría una relación entre estas dos poblaciones cuyo grado se desconoce.

Tamaño de la población

Antes de la cacería extensiva a la que se vieron sometidos los cachalotes, la población mundial se aproximaba a los

3 millones de animales. Desde entonces se redujo aproximadamente 31% hasta alcanzar menos de 2 millones. El número de machos ha disminuido alrededor de 45%, mientras que las hembras 17 por ciento.

Actualmente la población mundial estimada es de 1 900 000 ejemplares y para el Pacífico norte se calcula en alrededor de 930 000 individuos. En el Golfo de California se estima una población de 567 cachalotes (Gerrodette y Palacios 1996).

Categorías de riesgo

- UICN: vulnerable.
- Cites: Apéndice I.
- Endangered Species Act (ESA): en peligro (*endangered*).
- Marine Mammal Protection Act (MMPA): el *stock* de California-Washington está en la categoría de reducida (*depleted*) y estratégica (*strategic*).
- NOM-059-SEMARNAT-2001: sujeta a protección especial (Pr).

11.8.9 Orca

Orcinus orca (Linnaeus, 1758). Nombres comunes: orca, ballena asesina, bufeo mascarillo; *killer whale*.

Distribución

La orca es el mamífero marino con la distribución más amplia en el mundo (Jefferson *et al.* 1993; Dahlheim y Heyning 1998). Es una especie cosmopolita que se encuentra desde los hielos polares hasta las regiones ecuatoriales (Leatherwood y Reeves 1983; Klinowska 1991), aunque son más abundantes en hábitats costeros y en latitudes extremas (Dahlheim y Heyning 1998).

En el Pacífico no son abundantes, pero tampoco es raro observarlas. Guerrero-Ruiz *et al.* (1998) han encontrado que la orca está presente en esta cuenca durante todo el año y que existen al menos cuatro comunidades que temporalmente habitan en ese mar, las cuales se mueven hacia el Pacífico norte, pues algunos individuos han sido observados en aguas de California, Baja California y Baja California Sur. El catálogo fotográfico compilado por Black y colaboradores (1997) incluye 57 orcas identificadas en el noroeste de México.

Movimientos

De una muestra de 236 orcas identificadas mediante fotografía en el Golfo de California, 12 se han observado en las costas de California a la altura de la ciudad de Los Ángeles (Urbán *et al.* 2007b).

Localidades registradas

Se les ha visto a lo largo de la costa occidental de Baja California, especialmente cerca de las islas Cedros, San Benito, San Jerónimo y Santa Margarita. Esta distribución coincide con la presencia de colonias de lobos marinos y focas. En el Golfo de California se han registrado en más de 100 ocasiones (Vidal *et al.* 1993; Mangels y Gerrodette 1994), y en la Bahía de La Paz, BCS, se les ha registrado más de dos veces, sobre todo en aguas cercanas a Los Islotes y en la región central de la bahía (Urbán *et al.* 1997a). Entre los registros publicados se encuentran:

Costa occidental de Baja California: Bahía de San Sebastián Vizcaíno (Vidal 1991).

Sonora: Faro El Borrascoso, ca. 55 m al sur del Golfo de Santa Clara (Delgado *et al.* 1994).

En el Golfo de California se han registrado en más de 150 ocasiones desde Islas Consag al norte, hasta Cabo San Lucas y Bahía de Banderas al sur (Guerrero-Ruiz 1997).

Categorías de riesgo

- UICN: insuficientemente conocida (*data deficient*).
- Cites: Apéndice II.
- NOM-059-SEMARNAT-2001: sujeta a protección especial (Pr).

11.9 CONCLUSIONES

Como en tantos otros aspectos, México es excepcionalmente rico en especies migratorias, en especial por su configuración, ubicación latitudinal, extensos litorales y compleja topografía. Esto confiere al país un gran beneficio en la forma de los servicios ambientales que estas especies proporcionan, y también una seria responsabilidad y un compromiso formal con la conservación de este sector de la biodiversidad mexicana. Además, muchas especies migratorias se comparten con otros países, lo que hace esta responsabilidad aún mayor.

El gran número de especies migratorias mexicanas es una muestra de nuestra muy diversa biota. La capacidad

de movimientos estacionales periódicos a gran escala es probablemente la única característica compartida entre todos los grupos, aunque también es muy cierto que muchas especies enfrentan amenazas de extinción que en ocasiones son compartidas.

La pérdida de hábitat afecta a todas las especies migratorias, desde las que atraviesan el país, usándolo como corredor, hasta aquellas que se reproducen aquí durante el verano o las que llegan solamente a pasar el invierno. Dada la extraordinaria diversidad de especies migratorias de vertebrados superiores que pueblan México, su impresionante variación en historias de vida y requerimientos de hábitat, así como la fragmentación de prácticamente cualquier ecosistema tendrán repercusiones negativas para algún grupo de especies migratorias. Los proyectos de conservación deben alcanzar tanto las áreas de hibernación como las zonas de reproducción, y desde luego no pueden quedarse fuera los corredores migratorios que las conectan. Esto implica no solamente un compromiso serio, de largo plazo e interdisciplinario, sino también una serie de acuerdos de cooperación para el aprovechamiento sustentable entre México y muchos otros países con los cuales compartimos las poblaciones de especies migratorias. Aunque ya existe este tipo de acuerdos entre México y Estados Unidos para grupos como aves, murciélagos, ballenas y tortugas marinas, es fundamental ampliarlos para cooperar en este sentido con los países centro y sudamericanos, del Caribe y otros. También es importante resaltar que ya existe la Convención de Especies Migratorias, o Convención de Bonn (CMS), en el marco del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA). Esta convención tiene como objetivo “contribuir a la conservación de las especies terrestres, marinas y aviarias de animales migratorios a lo largo de toda su área de distribución” (*sic*). La CMS entró en vigor en noviembre de 1983 y en la actualidad forman parte de ella 110 países. México no es país parte de este tratado y junto con Estados Unidos son solamente firmantes del Memorando de Entendimiento. Es necesario que México considere la importancia y la necesidad de convertirse en país firmante de este tratado como parte de los esfuerzos por conservar a las especies migratorias que habitan o pasan por México.

Las aves son por mucho el grupo que tiene un mayor número de especies migratorias. Los murciélagos, las ballenas y las tortugas marinas complementan el grupo de especies migratorias. Las amenazas que afectan a estas especies las comparten con otras. En primer lugar resalta la fragmentación y destrucción de sus hábitats de hiber-

nación para reproducción y los corredores migratorios que los conectan, y en el caso de los murciélagos la destrucción y perturbación de sus cuevas y otros refugios. Otras amenazas directas son la cacería y la extracción ilegales, que afectan más notablemente a algunos grupos como las tortugas marinas y las aves canoras y de ornato, y que en el pasado causaron reducciones muy severas de especies como las ballenas. Además, la captura incidental —por ejemplo, de tortugas marinas en redes de pesca— y las colisiones con infraestructura antropogénica también están causando un alto nivel de mortalidad en muchas especies.

Las prioridades para la conservación de las especies migratorias de México se concentran principalmente en la protección de su hábitat en toda su distribución en el país, en particular en las áreas de reproducción; en la reducción de riesgos específicos como la colisión con cables, vehículos o turbinas de generación eólica (en el caso de aves y murciélagos); la aplicación efectiva de medidas de mitigación, como la instalación en toda la flota pesquera de dispositivos de exclusión de tortugas marinas; el diseño, instalación y operación de aerogeneradores cuyas condiciones causen baja mortalidad, y la aplicación de la ley sin excepción para terminar totalmente con el aprovechamiento y cacería ilegales de especies migratorias. Por otro lado, es muy importante planear, buscar e implementar la coordinación entre distintos grupos de trabajo para la conservación de especies migratorias. Es claro que entre las especies marinas, como las tortugas y las ballenas, hay retos comunes que deben enfrentarse de manera integral para optimizar sus efectos positivos y lograr consensos amplios a favor de estas especies. De manera similar, las especies voladoras —como aves y murciélagos— se beneficiarían si se incorporan y coordinan los esfuerzos para su conservación, en particular con respecto a las acciones que se pueden compartir, como la educación de la población en general, la protección de su hábitat a lo largo de los corredores migratorios y la aplicación de las leyes para su protección.

NOTAS

- 1 *Phaethornis longuemareus*, que se incluye en la NOM-059-SEMARNAT-2001, fue dividida en *P. striigularis* y *P. longuemareus* por la AOU en 2002 (BirdLife International 2009).

REFERENCIAS

- Abreu-Grobois, F.A., V. Guzmán, E. Cuevas y M. Alba Gamio (comps.) 2005. *Memorias del taller Rumbo a la COP 3: Diagnóstico del estado de la tortuga carey (Eretmochelys imbricata) en la Península de Yucatán y determinación de acciones estratégicas*. Semarnat-Conanp-IFAW-Pronatura Península de Yucatán-wwf, Defenders of Wildlife, México.
- Abreu-Grobois, F.A., y P. Plotkin. 2007. Marine Turtle Specialist Group 2007 – IUCN red list status assessment of the olive ridley sea turtle, *Lepidochelys olivacea*, en <www.iucnredlist.org> (consultado en 2007).
- Alfaro-Shigueto, J., M.F. Van Bresse, D. Montes, K. Onton, D. Vega et al. 2002. Turtle mortality in fisheries off the coast of Peru, en A. Mosier, A. Foley y B. Brost (eds.), *Proceedings of the Twentieth Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation*. National Marine Fisheries Service, NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-477, pp. 86-87.
- Alvarado, D.J., y T.C. Delgado. 2005. *Tortugas marinas de Michoacán: historia natural y conservación*. Morevallado Editores, Morelia.
- Álvarez, C., A. Aguayo, R. Rueda y J. Urbán. 1990. A note on the stock size of humpback whales along the Pacific coast of Mexico. *Rep. Int. Whal. Commn.* **12**:191-193.
- Álvarez, F.C. 1987. *Fotoidentificación del rorcual jorobado (Megaptera novaeangliae, Borowski, 1781), en las aguas adyacentes a Isla Isabel, Nayarit, México (Cetacea: Balaenopteridae)*. Tesis de licenciatura, Facultad de Ciencias, UNAM, México.
- Ambuel, B., y S.A. Temple. 1982. Songbird populations in southwestern Wisconsin forest: 1954 and 1979. *Journal of Field Ornithology* **53**:149-158.
- Angliss, R.P., D.P. DeMaster y A.L. López. 2001. *Alaska marine mammal stock assessments 2001*. National Marine Fisheries Service, NOAA Technical Memorandum, NMFS-SEFSC-124.
- Anónimo. 1991. Help for Mexican caves. *Bats Magazine* **9**: 3-4.
- AOU. 1998. *Check-list of North American birds*, 7a. ed. American Ornithologist's Union, Washington, D.C.
- Arenas-Martínez, A. 2005. Evaluación regional de la tortuga caguama, tendencias poblacionales, avances en el conocimiento y observación, en E. Cuevas, A. Echeverría, E. Torres y S. García (eds.), *Memorias del XIII Taller Regional sobre Programas de Conservación de Tortugas Marinas en la Península de Yucatán*. SECOL-Conanp-PPY.
- Arita, H.T. 1993. Conservation biology of the cave bats of Mexico. *Journal of Mammalogy* **74**:693-712.
- Arizmendi, M.C., C. Monterrubio-Solís, L. Juárez, I. Flores-Moreno y E. López-Saut. 2006. Effect of the presence of nectar feeders on the breeding success of *Salvia mexicana* and *Salvia fulgens* in a suburban park near Mexico City. *Biological Conservation* **136**:155-158.
- Arizmendi, M.C., E. López-Saut, C. Monterrubio-Solís, L. Juárez, I. Flores-Moreno y C. Rodríguez-Flores. 2008. Efecto de la presencia de bebederos artificiales sobre la diversidad y abundancia de los colibríes y el éxito reproductivo de dos especies de plantas en un parque suburbano de la Ciudad de México. *Ornitología Neotropical* **19** (supl.): 491-500.
- Askins, R.A., y M.J. Philbrick. 1987. Effect of changes in regional forest abundance on the decline and recovery of a forest bird community. *Wilson Bulletin* **99**:7-21.
- Baird, T.H. 1990. *Changes in breeding populations between 1930 and 1985 in the Quaker Run Valley of Allegheny State Park, New York*. New York State Museum Bulletin No. 477, Nueva York.
- Baker, C.S., L.M. Herman, A. Perry, W.S. Lawton, J.M. Straley et al. 1986. The migratory movement and population structure of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) in the central and eastern North Pacific. *Marine Ecology Progress Series* **31**:105-119.
- Baker, C.S., R.W. Slade, J.L. Bannister, R.B. Abernethy, M.T. Weinrich et al. 1994. Hierarchical structure of mitochondrial DNA gene flow among humpback whales *Megaptera novaeangliae*, world-wide. *Molecular Ecology* **3**:313-327.
- Baker, C.S., L. Medrano-González, J. Calambokidis, A. Perry, F. Pichler et al. 1998. Population structure of nuclear and mitochondrial DNA variation among humpback whales in the North Pacific. *Molecular Ecology* **7**:695-707.
- Barlow, J., K.A. Forney, P.S. Hill, R.L. Brownell, J.V. Carretta et al. 1997. *U.S. Pacific marine mammal stock assessments*. National Marine Fisheries Service, NOAA Technical Memorandum NMFS-SWFSC-248.
- Bass, A.L., y W.N. Witzell. 2000. Demographic composition of immature green turtles (*Chelonia mydas*) from the east central Florida coast: Evidence from mtDNA markers. *Herpetologica* **56**:357-367.
- Bass, A.L., S.P. Epperly y J. Braun-McNeill. 2004. Multi-year analysis of stock composition of a loggerhead turtle (*Caretta caretta*) foraging habitat using maximum likelihood and Bayesian methods. *Conservation Genetics* **5**:783-796.
- Bednarz, J.C., L.J. Goodrich, D.J. Klem y S.E. Senner. 1990. Migration counts of raptors at Hawk Mountain, Pennsylvania, as indicators of population trends, 1934-1986. *Auk* **107**:96-109.
- Bevanger, K. 1998. Biological and conservation aspects of bird mortality caused by electricity power lines: A review. *Biological Conservation* **86**:67-76.
- Bildstein, K.L., y K. Meyer. 2000. Sharp-shinned Hawk (*Accipiter striatus*), en A. Poole y F. Gill (eds.), *The birds of North America*, No. 482. The Birds of North America, Inc., Filadelfia, pp. 1-28.

- Bildstein, K.L., y J. Zalles. 2001. Raptor migration along the Mesoamerican land corridor, en K.L. Bildstein y D. Klem Jr. (eds.), *Hawk watching in the Americas*. Hawk Migration Association of North America, North Wales, Pensilvania, pp. 119-141.
- Bildstein, K.L., J.P. Smith, I.E. Ruelas y R.R. Veit. 2008. *State of North America's birds of prey*. Series in Ornithology No. 3. Nuttall Ornithological Club, Cambridge, Mass.-American Ornithologists' Union, Washington, D.C.
- BirdLife international. 2009. Species factsheet: *Phaethornis striigularis*, en <<http://www.birdlife.org>>, consultada en mayo de 2009.
- Black, N.A., A. Schulman-Janiger, R.L. Ternullo y M. Guerrero-Ruiz. 1997. *Killer whales of California and western Mexico: A catalog of photo-identified individuals*. National Marine Fisheries Service, NOAA Technical Memorandum NMFS-SWFSC-247.
- Bolten, A.B., K.A. Bjorndal, H.R. Martins, T. Dellinger, M.J. Biscoito *et al.* 1998. Transatlantic developmental migrations of loggerhead sea turtles demonstrated by mtDNA sequence analysis. *Ecological Applications* **8**:1-7.
- Bowen, B.W., F.A. Abreu-Grobois, G.H. Balazs, N. Kamezaki, C.J. Limpus *et al.* 1995. Trans-Pacific migrations of the loggerhead turtle (*Caretta caretta*) demonstrated with mitochondrial DNA markers. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **92**:3731-3734.
- Bowen, B.W., y J.C. Avise. 1996. Conservation genetics of marine turtles, en J.C. Avise y J.L. Hamrick (eds.), *Conservation genetics: Case histories from nature*. Chapman & Hall, Nueva York, pp. 190-237.
- Briggs, S.A., y J.H. Criswell. 1979. Gradual silencing of spring in Washington. *Atlantic Naturalist* **32**:19-26.
- Briseño, R., y F.A. Abreu-Grobois. 1994. *Las tortugas marinas y sus playas de anidación*. Informe Final del Proyecto P066. UNAM-CONABIO, México.
- Briseño-Dueñas, R. 1998. *Variación genética de la región control del ADN mitocondrial de poblaciones de la tortuga golfina Lepidochelys olivacea en el Pacífico oriental e implicaciones para su conservación*. Tesis de maestría, Universidad Autónoma de Sinaloa, Culiacán.
- Broderick, A.C., R. Frauenstein, F. Glen, G.C. Hays, A.L. Jackson *et al.* 2006. Are green turtles globally endangered? *Global Ecology and Biogeography* **15**:21-26.
- Broderick, A.C., M.S. Coyne, W.J. Fuller, F. Glen y B.J. Godley. 2007. Fidelity and over-wintering of sea turtles. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **274**:1533-1538.
- Brownell, R.L., L. Rojas-Bracho, S.L. Swartz, R.J. Urbán, M.L. Jones *et al.* 2001. *Status of the eastern gray whale population: Past and future monitoring*. International Whaling Commission, Scientific Committee paper SC/53/BRG21, Londres.
- Buchmann, S.L., y G.P. Nabhan. 1996. *The forgotten pollinators*. Island Press, Washington, D.C.
- Butler, R.W., T.D. Williams, N. Warnock y M.A. Bishop. 1997. Wind assistance: A requirement for migration of shore-birds? *Auk* **114**:456-466.
- Calambokidis, J., G.H. Steiger, J.C. Cubbage, K.C. Balcomb, P. Bloedel *et al.* 1989. *Abundance and distribution of blue and humpback whales in the Gulf of Farallones, California*. 8th Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals, Abstracts. Pacific Grove, 7 a 11 de diciembre de 1989.
- Calambokidis, J., G.H. Steiger, J.C. Cubbage, K.C. Balcomb, C. Ewald *et al.* 1990. Sightings and movements of blue whales off central California 1986-88 from photo-identification individuals. *Report of the International Whaling Commission* (special issue) **12**:343-348.
- Calambokidis, J., G.H. Steiger, J.R. Evenson, K.R. Flynn, K.C. Balcomb *et al.* 1996. Interchange and isolation of humpback whales off California and other North Pacific feeding grounds. *Marine Mammal Science* **12**:215-226.
- Calambokidis, J., G.H. Steiger, J.M. Straley, L.M. Herman, S. Cerchio *et al.* 2001. Movements and population structure of humpback whales in the North Pacific. *Marine Mammal Science* **17**:769-794.
- Calambokidis, J., E.A. Falcone, T.J. Quinn, A.M. Burdin, P.J. Clapham *et al.* 2008. *SPLASH: Structure of Populations, Levels of Abundance, and Status of Humpback Whales in the North Pacific*. AB133F-03-RP-00078 Final report, U.S. Dept. Commerce, Western Administrative Center, Seattle, Wash.
- Casas-Andreu, G. 1978. Análisis de la anidación de las tortugas marinas del género *Lepidochelys* en México. *Anales del Centro de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM* **5**:141-158.
- Ceballos, G., J. Arroyo-Cabrales y R.A. Medellín. 2002. The mammals of Mexico: Composition, distribution, and conservation status. *Occasional Papers of the Museum, Texas Tech University*, **218**:1-27.
- Chu, D.K.W., J.S.M. Peiris, H. Chen, Y. Guan y L.L.M. Poon. 2008. Genomic characterizations of bat coronaviruses (1A, 1B and HKU8) and evidence for co-infections in *Miniopterus* bats. *Journal of General Virology* **89**:1282-1287.
- CITES. s/f. *Hawksbill turtles in the Caribbean region: Basic biological characteristics and population status*. Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora (CITES). Disponible en <http://www.cites.org/common/prog/hbt/consolidated_paper.pdf>.
- Cleveland, C.J., M. Betke, P. Federico, J.D. Frank, T.G. Hallam *et al.* 2006. Economic value of the pest control service provided by Brazilian free-tailed bats in south-central Texas. *Frontiers in Ecology and the Environment* **4**:238-243.
- Cliffon, K., D.O. Cornejo y R.S. Felger. 1982. Sea turtles of the Pacific coast of Mexico, en K.A. Bjorndal (ed.), *Biology and conservation of sea turtles*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C., pp. 199-209.

- Criswell, J. 1975. Breeding bird population studies. *Atlantic Naturalist* **30**: 175-180.
- Crouse, D.T. 1999. Population modeling and implications for Caribbean hawksbill sea turtle management. *Chelonian Conservation and Biology* **3**: 185-188.
- Cuevas, E., V. Guzmán-Hernández, B. González-Garza, P.A. García-Alvarado, R. González-Díaz-Mirón *et al.* 2007. *Reunión preliminar para la diagnosis de la tortuga carey en el Golfo de México y Mar Caribe*. Pronatura Península de Yucatán-USFWS.
- Cui, J., D. Counor, D. Shen, G. Sun, H. He *et al.* 2008. Detection of Japanese encephalitis virus antibodies in bats in southern China. *The American Journal of Tropical Medicine and Hygiene* **78**: 1007-1011.
- Dahlheim, M.E., y J.E. Heyning. 1998. Killer whale *Orcinus orca* (Linnaeus, 1758), en S.H. Ridgway y S.R. Harrison (eds.). *Handbook of marine mammals*, Vol. 6 Academic Press, San Diego, pp. 281-322.
- Darling, J.D., y C.M. Jurasz. 1983. Migratory destination of North Pacific humpback whales (*Megaptera novaeangliae*), en R. Payne (ed.), *Communication and behavior of whales*. AAAS Selected Symposia Series, Westview Press, Boulder, pp. 359-368.
- Darling, J.D., y D.J. McSweeney. 1985. Observations on the migrations of North Pacific humpback whales (*Megaptera novaeangliae*). *Canadian Journal of Zoology* **63**: 308-314.
- Darling, J.D., y S. Cerchio. 1993. Movement of a humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) between Japan and Hawaii. *Marine Mammal Science* **9**: 84-88.
- Darling, J.D., y K. Mori. 1993. Recent observations of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) in Japanese waters off Ogasawara and Okinawa. *Canadian Journal of Zoology* **71**: 325-333.
- Darling, J.D., J. Calambokidis, K.C. Balcomb, P. Bloedel, K. Flynn *et al.* 1996. Movement of humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) from Japan to British Columbia and return. *Marine Mammal Science* **12**: 281-287.
- Del Ángel, R.J.A. 1997. *Hábitos alimentarios y distribución espacio-temporal de los rorcuales común* (Balaenoptera physalus) y azul (Balaenoptera musculus) en la Bahía de La Paz, B.C.S., México. Tesis de maestría, Cicimar, México.
- Del Hoyo, J., A. Elliott y J. Sargatal (eds.). 1999. *Handbook of the birds of the world*. Vol 5. *Barn-Owls to Hummingbirds*. Lynx Edicions, Barcelona.
- Delgado, S., y W.J. Nichols. 2005. Saving sea turtles from the ground up: Awakening sea turtle conservation in northwestern Mexico. *Maritime Studies* **4**: 89-104.
- Delgado Estrella, A., J.G. Ortega Ortiz y A. Sánchez Ríos. 1994. Varamientos de mamíferos marinos durante primavera y otoño y su relación con la actividad humana en el norte del Golfo de California. *Anales del Instituto de Biología, UNAM, Serie Zoológica* **65**: 287-295.
- DOF. 1986. Decreto por el que se determinan como zonas de reserva y sitios de refugio para la protección, conservación, repoblación, desarrollo y control, de las diversas especies de tortuga marina, los lugares en que anida y desova dicha especie, 29 de octubre de 1986.
- DOF. 1991. Decreto que adiciona un artículo 254 Bis al Código Penal para el Distrito Federal en materia de fuero común y para toda la República en materia de fuero federal. 30 de diciembre de 1991.
- DOF. 1992. Ley de Pesca. 25 de junio de 1992.
- DOF. 2000. Ley General de Vida Silvestre. 3 de julio de 2000.
- Donovan, G.P. 1991. A review of IWC stock boundaries. *Report of the International Whaling Commission* (special issue) **13**: 39-68.
- Dudley, P. 1725. An essay upon the natural history of whales, with a particular account of the ambergris found in the spermaceti whale. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London* **33**: 256-269.
- Duncan, C.D., B. Abel, D. Ewert, M.L. Ford, S. Mabey *et al.* 2002. *Protecting stopover sites for forest-dwelling migratory landbirds*. The Nature Conservancy, Arlington.
- Dunning Jr., J.B. 1992. *CRC handbook of avian body masses*. CRC Press, Boca Ratón.
- Eckert, K.L. 1993. *The biology and population status of marine turtles in the North Pacific Ocean*. National Marine Fisheries Service, NOAA Technical Memorandum NMFS-SWFSC-186.
- Eckert, S.A., y L. Sarti. 1997. Distant fisheries implicated in the loss of the world's largest leatherback nesting population. *Marine Turtle Newsletter* **78**: 2-7.
- Ehrhart, L.M., D.A. Bagley y W.E. Redfoot. 2003. Loggerhead turtles in the Atlantic Ocean: Geographic distribution, abundance, and population status, en A.B. Bolten y B.E. Witherington (eds.), *Loggerhead sea turtles*. Smithsonian Books, Washington, D.C., pp. 157-174.
- Elliott, J.E., C.A. Morrissey, C.J. Henny, E. Ruelas y P. Shaw. 2007. Satellite telemetry and prey sampling reveal contaminant sources to Pacific Northwest ospreys. *Ecological Applications* **17**: 1223-1233.
- Encalada, S.E., K.A. Bjorndal, A.B. Bolten, J.C. Zurita, B. Schroeder *et al.* 1998. Population structure of loggerhead turtle (*Caretta caretta*) nesting colonies in the Atlantic and Mediterranean as inferred from mitochondrial DNA control region sequences. *Marine Biology* **130**: 567-575.
- England, A.S., M.J. Bechard y C.S. Houston. 1997. Swainson's hawk (*Buteo swainsoni*), en A. Poole y F. Gill (eds.), *The birds of North America*, No. 265. The Academy of Natural Sciences, Philadelphia-The American Ornithologists' Union, Washington, D.C., pp. 1-28.
- Escalante Pliego, P., A.M. Sada y J. Robles Gil. 1996. *Listado de nombres comunes de las aves de México*. Agrupación Sierra Madre, México.

- Evans, P.R. 1976. Energy balance and optimal foraging strategies in shorebirds: Some implications for their distributions and movements in the non-breeding season. *Ardea* **64**: 117-139.
- FAO. 2005. *Report of the Technical Consultation on Sea Turtles Conservation and Fisheries*. FAO Fisheries Report, Bangkok.
- Farmer, A.H., y A.H. Parent. 1997. Effects of the landscape on shorebird movements at spring migration stopovers. *The Condor* **99**: 698-707.
- Farmer, C.J., L.J. Goodrich, E. Ruelas y J.P. Smith. 2008. Conservation status of North America's birds of prey, en K.L. Blistering, J.P. Smith, E. Ruelas y R.R. Veit (eds.), *State of North America's birds of prey*. Nuttall Ornithological Club-American Ornithologists. Union Series in Ornithology no. 3. Cambridge, Mass. y Washington, D.C., pp. 303-420.
- Feare, C.J. 1966. The winter feeding of the purple sandpiper. *British Birds* **59**: 165-179.
- Fenton, M.B., M. Davison, T.H. Kunz, G.F. McCracken, P.A. Racey *et al.* 2006. Linking bats to emerging diseases. *Science* **311**: 1098-1099.
- Fiedler, P.C., S.B. Reilly, R.P. Hewitt, D. Demer, V.A. Philbrick *et al.* 1998. Blue whale habitat and prey in the California Channel Islands. *Deep-Sea Research II* **45**: 781-1801.
- Fiscus, C.H., y K. Niggol. 1965. *Observation of cetaceans off California, Oregon, and Washington*. US Fish and Wildlife Service Special Scientific Report. Fisheries no. 498, pp. 1-27.
- Fleischer, L.A., F. Cervantes, R. Fuentes y E. Michel. 1984. *New records of whale strandings at the Bay of La Paz, Baja California Sur, Mexico*. Resúmenes: IX Reunión Internacional para el Estudio de los Mamíferos Marinos. Universidad Autónoma de Baja California Sur, La Paz.
- Frazier, J. 2003. Prehistoric and ancient interactions between humans and marine turtles, en P.L. Lutz, J.A. Musick y J. Wyneken (eds.), *The biology of sea turtles*, Vol. 2, CRC Press, Boca Ratón, pp. 1-38.
- Fuller, M.R., W.S. Seegar y L.S. Schueck. 1998. Routes and travel rates of migrating peregrine falcons *Falco peregrinus* and Swainson's hawks *Buteo swainsoni* in the western hemisphere. *Journal of Avian Biology* **29**: 433-440.
- Gardner, S.C., y W.J. Nichols. 2001. Assessment of sea turtle mortality rates in the Bahía Magdalena region, Baja California Sur, Mexico. *Chelonian Conservation and Biology* **4**: 197-199.
- Guardiño, M., C. Monroy y V. Guzmán. 2001. Tortuga de carey, en M.A. Cisneros, L.F. Beléndez, E. Zárate, M.T. Gaspar, L.C. López *et al.* (eds.). *Sustentabilidad y pesca responsable en México. Evaluación y manejo. 1999-2000*. Instituto Nacional de Pesca, México, pp. 1017-1032.
- Guardiño-Andrade, M., V. Guzmán, E. Miranda, R. Briseño-Dueñas y F.A. Abreu-Grobois. 1999. Increases in hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) nestings in the Yucatán Peninsula, Mexico (1977-1996): Data in support of successful conservation? *Chelonian Conservation and Biology* **3**: 286-295.
- Garrat, J.R. 1992. *The atmospheric boundary layer*. Cambridge University Press, Cambridge, RU.
- Gendron, D. 1990. *Relación entre la abundancia de eufáusidos y de ballenas azules (Balaenoptera musculus) en el Golfo de California*. Tesis de maestría, Cicimar, Instituto Politécnico Nacional, La Paz.
- Gendron, D. 1993. Índice de avistamientos y distribución del género *Balaenoptera* en el Golfo de California, México, durante febrero, marzo y abril de 1988. *Revista de Investigación Científica*, núm. esp. *SOMEMMA* **1**: 21-30.
- Gendron, D., S. Lanham y M. Carwardine. 1999. North Pacific right whale (*Eubalaena glacialis*) sighting south of Baja California. *Aquatic Mammals* **25**: 31-34.
- Gendron, D. 2000. Family Balaenidae, en S.T. Álvarez-Castañeda y J.L. Patton (eds.), *Mamíferos del noroeste de México II*. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, La Paz, pp. 685-687.
- Gendron, D. 2002. *Ecología poblacional de la ballena azul, Balaenoptera musculus, de la Península de Baja California*. Tesis de doctorado, CICESE, Ensenada.
- Gendron, D., y T. Gerrodette. 2003. *First abundance estimates of blue whales in Baja California waters from slip and aerial surveys*. Resúmenes: 15th Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals, Greensboro.
- Gerrodette, T., y D.M. Palacios. 1996. *Estimates of cetacean abundance in exclusive economic zone (EEZ) waters of the eastern Tropical Pacific*. NOAA Fisheries Service, Southwest Fisheries Science Center. Administrative Report LJ-96-10, La Jolla.
- Gilmore, R.M., y E. Ewing. 1954. Calving of the California grays. *Pacific Discovery* **7**: 13-15.
- Gilmore, R.M. 1956. Rare right whale visits California. *Pacific Discovery* **9**: 20-25.
- Gilmore, R.M. 1960. A census of the California gray whale. U.S. Fish and Wildlife Service Special Scientific Report. *Fisheries* **342**: 1-30.
- Gilmore, R.M., R.L. Brownell, J.G. Mills y A. Harrison. 1967. Gray whales near Yavaros southern Sonora, Golfo de California, Mexico. *Transactions of the San Diego Society of Natural History* **14**: 197-204.
- Goodrich, L.J., S.C. Crocoll y S.E. Senner. 1996. Broad-winged hawk (*Buteo platypterus*), en A. Poole y F. Gill (eds.), *The birds of North America*, Vol. 218. Academy of Natural Sciences, Philadelphia-The American Ornithologists' Union, Washington, D.C., pp. 1-28.
- Goodrich, L.J., y J.P. Smith. 2008. Raptor migration in North America, en K.L. Bildstein, J.P. Smith, E. Ruelas y R.R. Veit (eds.), *State of North America's birds of prey*. Nuttall Ornithological Club-American Ornithologists' Union Series in Ornithology no. 3, Cambridge, Mass. y Washington, D.C., pp. 37-150.

- Gordo, O., y J.J. Sanz. 2005. Phenology and climate change: A long-term study in a Mediterranean locality. *Oecologia* **146**:484-495.
- Goss-Custard, J.D., D.G. Kay y R.M. Blindell. 1977. The density of migratory and overwintering redshank, *Tringa totanus* (L.) and curlew *Numenius arquata* (L.), in relation to the density of their prey in southeast England. *Estuarine Coastal and Marine Science* **5**:497-510.
- Goss-Custard, J.D. 1984. Intake rates and food supply in migrating and wintering shorebirds, en J. Burger y B.L. Olla (eds.), *Shorebirds: Migration and foraging behavior*. Plenum, Nueva York, pp. 233-270.
- Green, D., y F. Ortiz-Crespo. 1982. Status of sea turtle populations in the central Eastern Pacific, en K.A. Bjorndal (ed.), *Biology and conservation of sea turtles*, Smithsonian Institution Press, Washington, D.C. pp. 221-233.
- Guerrero-Ruiz, M. 1997. *Conocimiento actual de la orca* (*Orcinus orca*, *Linnaeus, 1758*) en el Golfo de California. Tesis de licenciatura, Universidad Autónoma de Baja California Sur, La Paz.
- Guerrero-Ruiz, M., D. Gendron y J. Urbán. 1998. *Distribution, movements, and communities of killer whales* (*Orcinus orca*) in the Gulf of California, Mexico. International Whaling Commission Report **48**:537-543.
- Hagan III, J.M., T.L. Lloyd-Evans, J.L. Atwood y D.S. Wood. 1992. Long-term changes in migratory landbirds in the north-eastern United States: Evidence from migration capture data, en J.M. Hagan III y D.W. Johnston (eds.), *Ecology and conservation of neotropical migrant landbirds*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C., pp. 115-130.
- Hall, G.A. 1984a. A long-term bird population study in an Appalachian spruce forest. *The Wilson Bulletin* **96**:228-240.
- Hall, G.A. 1984b. Population decline of neotropical migrants in an Appalachian forest. *American Birds* **38**:14-18.
- Harrington, B.A. 1993. A coastal, aerial winter shorebird survey on the Sonora and Sinaloa coasts of Mexico, January 1992. *Wader Study Group Bulletin* **67**:44-49.
- Harrington, B.A. 1994. *A coastal, shorebird survey in Sonora, Sinaloa and Nayarit Mexico, January 1994*. Report for Manomet Bird Observatory, Manomet, Mass.
- Hederström, A. 1993. Migration by soaring or flapping flight in birds: The relative importance of energy cost and speed. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B* **342**:353-361.
- Henderson, D.A. 1984. Nineteenth century gray whaling: Grounds, catches and kills, practices and depletion of the whale population, en M.L. Jones, S.L. Swartz y S. Leatherwood (eds.), *The gray whale*, *Eschrichtius robustus*. Academic Press, Orlando, pp. 159-186.
- Heppell, S.S., M.J. Snover y L.B. Crowder. 2003. Sea turtle population ecology, en P.L. Lutz, J.A. Musick y J. Wyneken (eds.), *The biology of sea turtles*, Vol. II. CRC Press, Boca Ratón, pp. 275-306.
- Heppell, S.S., D.B. Crouse, L.B. Crowder, S.P. Epperly, W. Gabriel *et al.* 2005. A population model to estimate recovery time, population size, and management impacts on Kemp's ridley sea turtles. *Chelonian Conservation and Biology* **4**:767-773.
- Herrera, R. 2005. *Evaluación regional de la tortuga caguama, tendencias poblacionales y avances en el conocimiento y conservación*. XIII Taller Regional sobre Programas de conservación de tortugas marinas en la Península de Yucatán, Puerto Telchac, Yucatán.
- Hildebrand, H. 1963. Hallazgo del área de anidación de la tortuga "lora" *Lepidochelys kemp* (Garman), en la costa occidental del Golfo de México (Rept. Chel.). *Ciencia* **22**:105-112.
- Hildebrand, H. 1981. A historical review of the status of sea turtle populations in the western Gulf of Mexico, en K. Bjorndal (ed.), *Biology and conservation of sea turtles*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C., pp. 447-453.
- Hilton-Taylor, C. (comp.). 2000. *2000 IUCN red list of threatened species*. IUCN, Gland.
- Hockey, P.A.R., R.A. Navarro, B. Kalejta y C.R. Velásquez. 1992. The riddle of the sands: Why are shorebird densities so high in southern estuaries? *The American Naturalist* **140**:961-979.
- Holmes, R.T., y T.W. Sherry. 1988. Assessing population trends of New Hampshire forest birds: Local vs. regional patterns. *The Auk* **105**:756-768.
- Howell, S.N.G., y S. Webb. 1995. *A guide to the birds of Mexico and northern Central America*, Oxford University Press, Nueva York.
- Hussell, D.J.T., M.H. Mather y P.H. Sinclair. 1992. Trends in numbers of tropical- and temperate-wintering migrant landbirds in migration at Long Point Ontario, 1961-1988, en J.M. Hagan III y D.W. Johnston (eds.), *Ecology and conservation of neotropical migrant landbirds*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C., pp. 101-114.
- Hutson, A.M., S.P. Mickleburgh y P.A. Racey (comp.). 2001. *Microchiropteran bats: Global status survey and action plan*. IUCN/SSC Chiroptera Specialist Group, IUCN, Gland.
- Hutto, R.L. 1986. Migratory landbirds in Mexico: A vanishing habitat. *Western Wildlands* **11**:12-16.
- Ichihara, T. 1966. The pigmy blue whale, *Balaenoptera musculus breviceauda*, a new subspecies from the Antarctic, en K.S. Norris (ed.), *Whales, dolphins, and porpoises*. University of California Press, Berkeley, pp. 79-113.
- IUCN. 2007. *IUCN red list of threatened species*. Disponible en <<http://www.iucnredlist.org/>>.
- James, M.C. 2001. Update COSEWIC status report on the leatherback turtle *Dermochelys coriacea* in Canada, en COSEWIC assessment and update status report on the leatherback turtle *Dermochelys coriacea* in Canada.

- Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada, Ottawa.
- Jaquet, N., D. Gendron y A. Coakes. 2003. Sperm whales in the Gulf of California: Residency, movements, behavior, and the possible influence of variation in food supply. *Marine Mammal Science* **19**: 545-562.
- Jefferson, T.A., S. Leatherwood y M.A. Webber. 1993. *FAO species identification guide. Marine mammals of the world*. FAO, Roma.
- Johnsgard, P.A. 1997. *The hummingbirds of North America*, 2a. ed., Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.
- Johnson, D.R., C. Yeung y C.A. Brown. 1999. *Estimates of marine mammal and marine turtle bycatch by the U.S. Atlantic pelagic longline fleet in 1992-1997*. National Marine Fisheries Service, NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-418.
- Johnson, J.H., y A.A. Wolman. 1984. The humpback whale, *Megaptera novaeangliae*. *Marine Fisheries Review* **46**: 30-37.
- Johnston, D.W., y D.L. Winings. 1987. The decline of forest breeding birds on Plummers Island, Maryland, and vicinity, XXVII. Series Natural History of Plummers Island, Maryland. *Proceedings of the Biological Society of Washington* **100**: 762-768.
- Jones, E.T. 1986. The passerine decline. *North American Bird Bander* **11**: 74-75.
- Jones, M.L., y S.L. Swartz. 1984. Demography and phenology of gray whales and evaluation of whale-watching activities in Laguna San Ignacio, Baja California Sur, Mexico, en M.L. Jones, S.L. Swartz y S. Leatherwood (eds.), *The gray whale* *Eschrichtius robustus*. Academic Press, Nueva York, pp. 309-374.
- Kamezaki, N., Y. Matsuzawa, O. Abe, H. Asakawa, T. Fujii et al. 2003. Loggerhead turtles nesting in Japan, en A.B. Bolten y B.E. Witherington (eds.), *Loggerhead sea turtles*. Smithsonian Books, Washington, D. C., pp. 210-217.
- Kenney, R.D. 2002. North Atlantic, North Pacific, and southern right whales, en W.F. Perrin, B. Würsig, y J. G. M. Thewissen (eds.), *Encyclopedia of marine mammals*, Academic Press, Londres, pp. 806-813.
- Kerlinger, P. 1989. *Flight strategies of migrating hawks*. University of Chicago Press, Chicago.
- Kerlinger, P., y F.R. Moore. 1989. Atmospheric structure and avian migration. *Current Ornithology* **6**: 109-142.
- Kinzel, M. 2001. Satellite tracking of green sea turtles in the Gulf of Mexico. *Argos Newsletter* **58**: 4-7.
- Kirk, D.A., y M.J. Mossman. 1998. Turkey vulture (*Cathartes aura*), en A. Poole y F. Gill (eds.), *The birds of North America*, núm. 339. The Birds of North America, Inc., Filadelfia.
- Klinowska, M. 1991. *Dolphins, porpoises, and whales of the world. The IUCN red data book*. IUCN, Gland.
- Krebbs, K., R.A. Medellín, Y. Petryszyn, A. McIntire, L. Lewis et al. 2005. Lesser long-nosed bat: Conservation, research, and education. *Sonorensis, Newsletter of the Arizona-Sonora Desert Museum*. Winter 2005.
- Ladrón de Guevara, P.P. 1995. La ballena jorobada *Megaptera novaeangliae* (Borowski, 1781) (Cetacea: Balaenopteridae) en la Bahía de Banderas, Nayarit-Jalisco, México. Tesis de licenciatura, Facultad de Ciencias, UNAM.
- Lahanas, P.N., K.A. Bjorndal, A.B. Bolten, S.E. Encalada, M.M. Miyamoto et al. 1998. Genetic composition of a green turtle feeding ground population: Evidence for multiple origins. *Marine Biology* **130**: 345-352.
- Leatherwood, S., R.R. Reeves, W.F. Perrin y W.E. Evans. 1982. *Whales, dolphins, and porpoises of the eastern North Pacific and adjacent Arctic waters: A guide to their identification*. National Oceanic and Atmospheric Administration, National Marine Fisheries Service. NOAA Technical Report, NMF Circular 444.
- Leatherwood, S., y R.R. Reeves. 1983. *The Sierra Club handbook of whales and dolphins*. Sierra Club Books, San Francisco.
- Leck, C.F., B.G. Murray Jr. y J. Swinebroad. 1981. Changes in breeding bird populations at Hutcheson Memorial Forest since 1958. *William L. Hutcheson Memorial Forest Bulletin* **6**: 8-14.
- Lincoln, F.C., S.R. Peterson y J.L. Zimmerman. 1998. *Migration of birds*. U.S. Department of the Interior, U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, D.C. Circular 16. Northern Prairie Wildlife Research Center Online, Jamestown, en <<http://www.npwrc.usgs.gov/resource/birds/migratio/migratio.htm>>.
- Litwin, T.S., y C.R. Smith. 1992. Factors influencing the decline of neotropical migrants in a northeastern forest fragment: Isolation, fragmentation, or mosaic effects?, en J.M. Hagan III y D.W. Johnston (eds.), *Ecology and conservation of neotropical migrant landbirds* Smithsonian Institution Press, Washington, D.C., pp. 483-496.
- Luke, K., J.A. Horrocks, R.A. LeRoux y P.H. Dutton. 2004. Origins of green turtle (*Chelonia mydas*) feeding aggregations around Barbados, West Indies. *Marine Biology* **144**: 799-805.
- Maimone-Celorio, M.R., y E. Mellink. 2003. Shorebirds and benthic fauna of tidal mudflats in Estero de Punta Banda, Baja California, Mexico. *Bulletin of the Southern California Academy of Sciences* **102**: 26-38.
- Maldonado, G. 2005. Conferencia Estatal de Quintana Roo. XIII Taller regional sobre programas de conservación de tortugas marinas en la Península de Yucatán, Puerto Telchac.
- Mangels, K.F., y T. Gerrodette. 1994. *Report of cetacean sightings during a marine mammal survey in the eastern Pacific Ocean and the Gulf of California aboard the NOAA ships McArthur and David Starr Jordan, July 28-November 6, 1993*. NOAA Technical Memorandum NMFS-SWFSC-221.

- Márquez, M.R. 1976. *Estado actual de la pesquería de las tortugas marinas en México, 1974*. Serie Informativa INP/ SI 83, Instituto Nacional de Pesca, México.
- Márquez, M.R. 1994. Sinopsis de datos biológicos sobre la tortuga lora *Lepidochelys kempi* (Garman, 1880). FAO. Sinopsis sobre la Pesca núm. 152, INPS152, Instituto Nacional de Pesca, México.
- Márquez, R., A. Villanueva y C. Peñaflores. 1976. *Sinopsis de datos biológicos sobre la tortuga golfina, Lepidochelys olivacea (Eschscholtz, 1829)*. Sinopsis sobre la Pesca, núm. 2. Instituto Nacional de Pesca, México.
- Márquez, R. 1996. *Las tortugas marinas y nuestro tiempo*. Fondo de Cultura Económica, México.
- Márquez, R., M.C. Jiménez, M.A. Carrasco y N.A. Villanueva. 1998. Comentarios acerca de las tendencias poblacionales de las tortugas marinas del género *Lepidochelys* después de la veda total de 1990. *Oceánides* 13:41-62.
- Márquez, R. 2001. Estado de conservación y distribución de la tortuga lora, *Lepidochelys kempii*, en la región del Gran Caribe, en K.L. Eckert y F.A. Abreu-Grobois (eds.), *Memorias del taller Conservación de tortugas marinas en la región del Gran Caribe – Un diálogo para el manejo regional efectivo*. WIDECAST, IUCN/SSC/MTSG, WWF y Programa Ambiental del Caribe del PNUMA, Santo Domingo, 16-18 de noviembre de 1999, pp. 48-53.
- Márquez, R. 2004. *Sea turtles population dynamics, with special emphasis on sources of mortality and relative importance of fisheries impacts – Atlantic Ocean*. Papers presented at the Expert Consultation on Interactions between Sea Turtles and Fisheries within an Ecosystem Context. FAO Fisheries Report no. 738, supplement, FAO, Roma.
- Mate, B.R., B.A. Lagerquist y J. Calambokidis. 1999. Movements of North Pacific blue whales during the feeding season off southern California and their southern fall migration. *Marine Mammal Science* 15:246-1257.
- Mayr, G. 2005. Fossil hummingbirds in the Old World. *Biologist* 52:12-16.
- McClenachan, L., J.B.C. Jackson y M.J.H. Newman. 2006. Conservation implications of historic sea turtle nesting beach loss. *Frontiers in Ecology and the Environment* 4:290-296.
- McCracken, G.F., M.K. McCracken y A.T. Vawter. 1994. Genetic structure in migratory populations of the bat *Tadarida brasiliensis mexicana*. *Journal of Mammalogy* 75:500-514.
- McKinnon, H.B. 2005. *Las aves en la cultura maya*, en H.B. McKinnon (ed.), *Aves y reservas de la Península de Yucatán*, Amigos de Sian Ka'an, A.C., Cancún.
- Medellín, R.A., H.T. Arita y O. Sánchez. 1997. *Identificación de los murciélagos de México: claves de campo*. Publicaciones Especiales, Asociación Mexicana de Mastozoología, A.C., México.
- Medellín, R.A. 2003. Diversity and conservation of bats in Mexico: Research priorities, strategies, and actions. *Wildlife Society Bulletin* 31:87-97.
- Medellín, R.A., y S. Walker. 2003. Nightly wings, nectar sips. *Endangered Species Bulletin, U.S. Fish and Wildlife Service* 28:16-17.
- Medellín, R.A., J. Guillermo Téllez y J. Arroyo. 2004. Conservation through research and education. An example of collaborative integral actions for migratory bats, en G.P. Nabhan, R.C. Brusca y L. Holter (eds.), *Conservation of migratory pollinators and nectar corridors in North America*. University of Arizona Press, Tucson, pp. 43-58.
- Medrano-González, L. 1993. *Estudio genético del rorcuado jorobado en el Pacífico mexicano*. Tesis de doctorado, Facultad de Ciencias, UNAM, México.
- Meylan, A.B. 1999a. Status of the hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) in the Caribbean region. *Chelonian Conservation and Biology* 3:177-184.
- Meylan, A.B. 1999b. International movements of immature and adult hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) in the Caribbean region. *Chelonian Conservation and Biology* 3:189-194.
- Millán-Aguilar, O.G. 2008. Estructura genética poblacional de la tortuga verde, *Chelonia mydas*, en el Golfo de México determinada por análisis de secuencias del ADN mitocondrial. Tesis de maestría, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Unidad Académica Mazatlán, UNAM, México.
- Miller, J.D. 1997. Reproduction in sea turtles, en P.L. Lutz y J.A. Musick (eds.), *The biology of sea turtles*. CRC Press, Boca Ratón, pp. 51-81.
- Moncada, F., F.A. Abreu-Grobois, A. Muhlia-Melo, C. Bell, S. Tröeng et al. 2006. Movement patterns of green turtles (*Chelonia mydas*) in Cuba and adjacent Caribbean waters inferred from flipper tag recaptures. *Journal of Herpetology* 40:22-34.
- Montoya, A.E. 1969. Programas de investigación y conservación de las tortugas marinas en México. *IUCN Pub. New Ser. Supp. Pap.* 20:34-53.
- Moore, S.E., J. Urbán, W.L. Perryman, F. Gulland, H. Pérez-Cortés et al. 2001. Are gray whales hitting "K" hard? *Marine Mammal Science* 17:954-958.
- Mortimer, J.A., y M. Donnelly. 2007. Marine Turtle Specialist Group. 2007 IUCN red list status assessment. Hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*), en <www.iucn-mtsg.org/red_list/ei/2008-04-25%20Ei_Assess_Final.pdf> (consultado en 2008).
- Morrison, R.I.G. 1984. Migration systems of some new world shorebirds, en J. Burger y B.L. Olla (eds.), *Behavior of marine animals*, Vol. 6. Plenum Press, Nueva York, pp. 125-202.
- Morrison, R.I.G., y J.P. Myers. 1989. Shorebird flyways in the New World, en H. Boyd y J.Y. Pirot (eds.), *Flyways and reserve networks for water birds*. IWRB Special Publication no. 9, Slimbridge, RU, pp. 85-96.

- MTSG. *Hazards to marine turtles*. Marine Turtle Specialist Group, en <<http://www.iucn-mtsg.org/hazards/>> (consultado en 2008).
- Musick, J.A., y C.J. Limpus. 1997. Habitat utilization and migration in juvenile sea turtles, en P.L. Lutz y J.A. Musick (eds.), *The biology of sea turtles*. CRC Press, Boca Ratón, pp. 137-163.
- Musick, J.A. 2001. Planificación del manejo para especies longevas, en K.L. Eckert y F.A. Abreu-Grobois (eds.), *Memorias del taller Conservación de tortugas marinas en la región del Gran Caribe – Un diálogo para el manejo regional efectivo*. WIDECAST-IUCN-SSC-MTSG-WWF-Programa Ambiental del Caribe del PNUMA, Santo Domingo, 16 a 18 de noviembre de 1999, pp. 48-53.
- Myers, J.P. 1983. Conservation of migrating shorebirds: Staging areas, geographic bottlenecks, and regional movements. *American Birds* 37: 23-25.
- Nabhan, G.P., R.C. Brusca y L. Holter (eds.), *Conserving migratory pollinators and nectar corridors in western North America*. University of Arizona Press, Tucson.
- National Research Council. 1990. *Decline of the sea turtles: Causes and prevention*. National Research Council. The National Academies Press, Washington, D.C.
- National Research Council. 2007. *Status of pollinators in North America*. National Academy of Sciences. The National Academies Press, Washington, D.C.
- Navarrio Ornelas, M.L. 2001. Las aves en el mundo maya prehispánico, en B. de la Fuente (dir.), L. Staines (coord.), *La pintura mural prehispánica en México*, Vol. II, t. III. Instituto de Investigaciones Estéticas, UNAM, México, pp. 221-253.
- Navarro, A.G., y H. Benítez. 1993. Patrones de riqueza y endemismo de las aves. *Ciencias* (número especial) 7: 45-53.
- Navarro, L., J. Arroyo y R.A. Medellín. 1996. Bat awareness in Mexico begins with children. *Bats Magazine* 14: 3-6.
- Nishiwaki, M. 1966. Distribution and migration of the larger cetaceans in the North Pacific as shown by Japanese whaling results, en K.S. Norris (ed.), *Whales, dolphins, and porpoises*. University of California Press, Berkeley, pp. 171-191.
- NMFS. 1991. *Recovery plan for the humpback whale* (Megaptera novaeangliae). Prepared by the Humpback Whale Recovery Team for the National Marine Fisheries Service, Silver Spring, Maryland.
- NMFS. 1998. *Recovery plan for the blue whale* (Balaenoptera musculus). Prepared by R.R. Reeves, P.J. Clapham, R.L. Brownell Jr., y G.K. Silber for the National Marine Fisheries Service, Silver Spring, Maryland.
- Norman, S.A., M.M. Muto, D.J. Rugh y S.E. Moore. 2000. *Gray whale strandings in 1999 and a review of stranding records in 1995-1998*. Paper SC/52/AS5 presented to the International Whaling Commission, Scientific Committee, June 2000, Adelaide, Australia.
- Norris, K.S., B. Villa-Ramírez, G. Nichols, B. Würsig y K. Miller. 1983. Lagoon entrance and other aggregations of gray whales (*Eschrichtius robustus*), en R. Payne (ed.), *Communication and behavior of whales*. AAAS Selected Symposium 76, Westview Press, Boulder, pp. 259-293.
- Ornelas, J.F., y M.C. Arizmendi. 1995. Altitudinal migration: Implications for the conservation of the neotropical migrant avifauna of western Mexico, en M.H. Wilson y S.A. Sader (eds.), *Conservation of neotropical migratory birds in Mexico*, pp. 98-112. Maine Agricultural and Forest Experiment Station, Orono.
- Payne, R.S., y S. McVay. 1971. Songs of humpback whales. *Science* 173: 585-597.
- Peckham S.H., D. Maldonado Díaz, A. Walli, G. Ruiz, L.B. Crowder *et al.* 2007. Small-scale fisheries bycatch jeopardizes endangered Pacific loggerhead turtles. *PLoS One* 2(10): <e1041. doi:10.1371/journal.pone.0001041>.
- Pennycuik, C.J. 1969. The mechanics of bird migration. *Ibis* 111: 525-556.
- Pennycuik, C.J. 1975. Mechanics of flight, en D.S. Farner y J.R. King (eds.), *Avian biology*, Vol. 5. Academic Press, Nueva York, pp. 1-75.
- Peñaflores-Salazar, C., J. Vasconcelos-Pérez, E. Albavera-Padilla y M.C. Jiménez-Quiroz. 2001. Especies sujetas a protección especial. Tortuga golfina, en M.A. Cisneros, L.F. Beléndez, E. Zárate, M.T. Gaspar, L.C. López *et al.* (eds.), *Sustentabilidad y pesca responsable en México. Evaluación y manejo. 1999-2000*. Instituto Nacional de Pesca, México, pp. 1001-1021.
- Pérez Ríos, N.A. 2008. Estructura genética poblacional de la tortuga verde, *Chelonia mydas* en el Caribe mexicano determinada por análisis de secuencias del ADN mitocondrial. Tesis de maestría, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Unidad Académica Mazatlán, UNAM, México.
- Perryman, W.L. 2001. *Northbound gray whale calf survey for 2001-progress report*. Paper SC/53/BRG11 presented to the International Whaling Commission, Scientific Committee, julio de 2001, Londres.
- Peterson, A.T., M.A. Ortega-Huerta, J. Bartley, V. Sánchez-Cordero, J. Soberón *et al.* 2002. Future projections for Mexican faunas under global climate change scenarios. *Nature* 416: 626-629.
- Pienkowski, M.W. 1983. Surface activity of some intertidal invertebrates in relation to temperature and the foraging behaviour of their shorebird predators. *Marine Ecology Progress Series* 11: 141-150.
- Pike, G.C. 1953. Colour pattern of the humpback whales from the coast of British Columbia. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 171: 1-54.
- Pritchard, P.C.H. 1982. Nesting of the leatherback turtle, *Dermochelys coriacea* in Pacific Mexico, with a new estimate of the world population status. *Copeia* 1982: 741-747.

- Pritchard, P.C.H., y J.A. Mortimer. 2000. Taxonomía, morfología externa e identificación de las especies, en K.L. Eckert, K.A. Bjorndal, F.A. Abreu-Grobois y M. Donnelly (eds.) (traducción al español), *Técnicas de investigación y manejo para la conservación de las tortugas marinas*. Grupo Especialista en Tortugas Marinas UICN/CSE, publicación núm. 4 pp. 23-41.
- Proctor, H., e I. Owens. 2000. Mites and birds: Diversity, parasitism, and coevolution. *Trends in Ecology and Evolution* **15**: 358-364.
- Rappole, J.H. 1995. *The ecology of migrant birds: A neotropical perspective*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.
- Reeves, R.R., y S. Leatherwood. 1985. Sightings of right whales in the eastern North Pacific. Paper SC/37/PS3 presented to the International Whaling Commission, Scientific Committee, junio de 1985, Bournemouth, RU.
- Reilly, S.B., y V.G. Thayer. 1990. Blue whale (*Balaenoptera musculus*) distribution in the eastern Tropical Pacific. *Marine Mammal Science* **6**: 265-277.
- Rice, D.W., y C.H. Fiscus. 1968. Right whales in the southeastern North Pacific. *Norsk Hvalfangsttid* **57**: 105-107.
- Rice, D.W., y A.A. Wolman. 1971. *The life history and ecology of the gray whale* (*Eschrichtius robustus*). American Society of Mammalogists, special publication no. 3.
- Rice, D.W. 1974. Whales and whale research in the eastern North Pacific, en W.E. Schevill (ed.), *The whale problem. A status report*. Harvard University Press, Cambridge, pp. 170-195.
- Rice, D.W. 1977. *A list of the marine mammals of the world*, 3a. ed. National Oceanic and Atmospheric Administration, National Marine Fisheries Service. NOAA-TR-NMFS-SSRF-771.
- Rice, D.W. 1978. Blue whale, en D. Haley D. (ed.), *Marine mammals of eastern North Pacific and Arctic waters*. Pacific Search Press, Seattle, pp. 40-45.
- Rice, D.W., A.A. Wolman, D.E. Withrow y L.A. Fleischer. 1981. Graywhales on the winter grounds of Baja California. *Report of the International Whaling Commission* **31**: 477-493.
- Rice, D.W. 1992. The blue whales of the southeastern North Pacific Ocean. AFSC Quarterly Report, Oct-Nov-Dec 1992, Alaska Fisheries Science Center, Seattle.
- Rice, D.W. 1998. *Marine mammals of the world: Systematics and distribution*. The Society of Marine Mammalogy, special publication no. 4, Allen Press, Lawrence.
- Robbins, C.S. 1979. Effect of forest fragmentation on bird populations, en R.M. DeGraff y K.E. Evans (eds.), *Proceedings of the workshop on management of north central and northeastern forests for nongame birds*. U.S. Department of Agriculture, Forest Service General Technical Report NC-51, pp. 198-212.
- Rojas, L.M., R. McNeil, T. Cabana y P. Lachapelle. 1999. Diurnal and nocturnal visual capabilities in shorebirds as a function of their feeding strategies. *Brain, Behavior, and Evolution* **53**: 29-43.
- Rosenbaum, H.C., P.J. Clapham, J. Allen, M. Nicole-Jenner, L. Flores-González et al. 1995. Geographic variation in ventral fluke pigmentation of humpback whales *Megaptera novaeangliae* populations worldwide. *Marine Ecology Progress Series* **124**: 1-7.
- Ruelas, E., L.J. Goodrich, S.W. Hoffman y R. Tingay. 2000. Conservation strategies for the world's largest raptor migration flyway: Veracruz, the river of raptors, en R.D. Chancellor y B.U. Meyburg (eds.), *Raptors at risk*. Proceedings of 5th World Conference on Birds of Prey and Owls. The World Working Group on Birds of Prey and Owls, Towcester, RU, pp. 591-596.
- Ruelas, E., J.E. Montejo, S.W. Hoffman y L.J. Goodrich. 2002. *The migration of the hook-billed kite* (*Chondrohierax uncinatus*). Third North American Ornithological Conference, 24 a 28 de septiembre de 2002, Nueva Orleans.
- Ruelas, E. 2005. Raptor and wading bird migration in Veracruz, Mexico: Spatial and temporal dynamics, flight performance, and monitoring applications. PhD Thesis, University of Missouri, Columbia.
- Ruelas, E., S.W. Hoffman y L.J. Goodrich. 2005. Stopover ecology of neotropical migrants in Central Veracruz, Mexico, en C.J. Ralph y T.D. Rich (eds.), *Bird conservation implementation and integration in the Americas: Proceedings of the Third International Partners in Flight Conference*, 20 a 24 de marzo de 2002, Asilomar, California. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-191. Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture, Albany, pp. 657-672.
- Rugh, D., J. Breiwick, R. Hobbs, K. Sheldon y M. Muto. 2008. *Eastern North Pacific gray whale abundance in the winter of 2006-2007*. Paper SC/60/BRG6 presented to the International Whaling Commission, Scientific Committee, Santiago de Chile.
- Russell, A.L., R.A. Medellín y G.F. McCracken. 2005. Genetic variation and migration in the Mexican free-tailed bat (*Tadarida brasiliensis mexicana*). *Molecular Ecology* **14**: 2207-2222.
- Sagarpa. 2007. Norma Oficial Mexicana NOM-029-PESC-2006 – Pesca responsable de tiburones y rayas. Especificaciones para su aprovechamiento. *Diario Oficial de la Federación*, 14 de febrero de 2007.
- Salinas, M., y L.F. Bourillón. 1988. Taxonomía, diversidad y distribución de los cetáceos de la Bahía de Banderas, México. Tesis de licenciatura, Facultad de Ciencias, UNAM, México.
- Sarti, L., S.A. Eckert, N. García y A.R. Barragán. 1996. Decline of the world's largest nesting assemblage of leatherback turtles. *Marine Turtle Newsletter* **74**: 2-5.
- Sarti, L. 2000. *Dermochelys coriacea*, en 2008 *IUCN red list of threatened species*, en <www.iucnredlist.org>.

- Sarti, L., A. Barragán, P. Huerta, F. Vargas, A. Tavera *et al.* 2002. *Distribución y estimación del tamaño de la población de la tortuga laúd Dermochelys coriacea en el Pacífico mexicano y centroamericano. Temporada 2001-2002.* Informe Final de Investigación. DGVS-Semarnat-NMFS-US Geological Survey-Conservation International, México.
- Sarti, L. 2004. *Situación actual de la tortuga laúd (Dermochelys coriacea) en el Pacífico mexicano y medidas para su recuperación y conservación.* Semarnat, México.
- Sarti, L., A.R. Barragán, D. García, N. García, P. Huerta *et al.* 2007. Conservation and biology of the leatherback turtle in the Mexican Pacific. *Chelonian Conservation and Biology* 6:70-78.
- Sauer, J.R., y S. Droege. 1992. Geographic patterns in population trends of neotropical migrants in North America, en J.M. Hagan III y D.W. Johnston (eds.), *Ecology and conservation of neotropical migrant landbirds.* Smithsonian Institution Press, Washington, D.C., pp. 115-130.
- Sauer, J.R., J.E. Hines y J. Fallon. 2004. *The North American breeding bird survey, results and analysis 1966-2003. Version 2004.1.* USGS Patuxent Wildlife Research Center, Laurel. Disponible en <<http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/bbs/bbs.html>>.
- Scammon, C.M. [1874] 1968. *The marine mammals of the north-western coast of North America; described and illustrated, together with an account of American whale-fishery.* John H. Carman [1874]; reimpr. Dover Publications, 1968, Nueva York.
- Scarff, J.E. 1991. Historic distribution and abundance of the right whale (*Eubalaena glacialis*) in the north Pacific, Bering Sea, Sea of Okhotsk and Sea of Japan from the Maury Whale Charts. *Reports of the International Whaling Commission* 41:467-489.
- Sears, R. 1987. The photographic identification of individual blue whales (*Balaenoptera musculus*) in the Sea of Cortés. *Cetus* 7:14-17.
- Sears, R. 1990. The Cortés blues. *Whalewatcher* 24:12-15.
- Secretaría de Pesca. 1990. Acuerdo por el que se establece veda para las especies y subespecies de tortuga marina en aguas de jurisdicción federal del Golfo de México y Mar Caribe, así como las del Océano Pacífico, incluyendo el Golfo de California. *Diario Oficial de la Federación*, 31 de mayo de 1990.
- Secretaría de Pesca. 1993. Norma Oficial Mexicana NOM-002-PESC-1993 para ordenar el aprovechamiento de las especies de camarón en aguas de jurisdicción federal de los Estados Unidos Mexicanos. *Diario Oficial de la Federación*, 31 de diciembre de 1993.
- Semarnap. 1996. Norma Oficial Mexicana de Emergencia NOM-EM-OO1-PESC-1996 por la que se establece el uso obligatorio de dispositivos excluidores de tortuga marina en las redes de arrastre durante las operaciones de pesca de camarón en el Océano Pacífico, incluyendo el Golfo de California. *Diario Oficial de la Federación*, 18 de marzo de 1996.
- Semarnap. 2000. Norma Oficial Mexicana NOM-131-ECOL-1998 que establece lineamientos y especificaciones para el desarrollo de actividades de observación de ballenas, relativas a su protección y la conservación de su hábitat. *Diario Oficial de la Federación*, 10 de enero de 2000.
- Semarnat. 2002a. Acuerdo por el que se determinan como áreas naturales protegidas, con la categoría de santuarios, a las zonas de reserva y sitios de refugio para la protección, conservación, repoblación, desarrollo y control de las diversas especies de tortuga marina, ubicadas en los estados de Chiapas, Guerrero, Jalisco, Michoacán, Oaxaca, Sinaloa, Tamaulipas y Yucatán, identificadas en el decreto publicado el 29 de octubre de 1986. *Diario Oficial de la Federación*, 16 de julio de 2002.
- Semarnat. 2002b. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2001 – Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestre-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. *Diario Oficial de la Federación*, 6 de marzo de 2002.
- Semarnat 2002c. Decreto por el que se reforman diversas disposiciones de la Ley General de Vida Silvestre. *Diario Oficial de la Federación*, 10 de enero de 2002.
- Semarnat 2002d. Acuerdo por el que se establece como área de refugio para proteger a las especies de grandes ballenas de los subórdenes Mysticeti y Odontoceti, las zonas marinas que forman parte del territorio nacional y aquellas sobre las que la nación ejerce su soberanía y jurisdicción. *Diario Oficial de la Federación*, 24 de mayo de 2002.
- Seminoff, J. 2002. 2002 IUCN red list status assessment. Marine Turtle Specialists Group. Disponible en <http://www.iucn-mtsg.org/red_list/cm/MTSG_Chelonia_Assessment_26-4-2002.pdf>.
- Serrao, J. 1985. Decline of forest songbirds. *Records of New Jersey Birds* 11:5-9.
- Sharp, B. 1985. Avifaunal changes in central Oregon since 1899. *Western Birds* 16:63-70.
- Shaver, D.J. 1995. Sea turtle stranding along the Texas coast again cause for concern. *Marine Turtle Newsletter* 70:2-4.
- Smith, N.G., D.L. Goldstein y G.A. Bartholomew. 1986. Is long-distance migration possible for soaring hawks using only stored fat? *The Auk* 103:607-611.
- Spaar, R. 1997. Flight strategies of migrating raptors; a comparative study of interspecific variation in flight characteristics. *Ibis* 139:523-535.
- Steidl, R.J., C.R. Griffin, L.J. Niles y K.E. Clark. 1991. Reproductive success and eggshell thinning of a reestablished peregrine falcon population. *Journal of Wildlife Management* 55:294-299.
- Steiger, G.H., J. Calambokidis, R. Sears, K.C. Balcomb y J.C. Cabbage. 1991. Movement of humpback whales between California and Costa Rica. *Marine Mammal Science* 7:306-310.

- Stewart, P.A. 1987. Decline in numbers of wood warblers in spring and autumn migrations through Ohio. *North American Bird Bander* **12**: 58-60.
- Temple, S.A., y B.L. Temple. 1976. Avian population trends in central New York State, 1935-1972. *Bird Banding* **47**: 238-257.
- Tershy, B.R., D. Breese y C.S. Strong. 1990. Abundance, seasonal distribution, and population composition of balaenopterid whales in the Canal de Ballenas, Gulf of California, Mexico. *Report of the International Whaling Commission* (special issue) **12**: 369-375.
- Tershy, B.R., y D. Breese. 1991. Sightings of feeding gray whales in the northern Gulf of California. *Journal of Mammalogy* **72**: 830-831.
- Titus, K., M.R. Fuller y D. Jacobs. 1990. Detecting trends in hawk migration count data, en J.S. Sauer y S. Droege (eds.), *Survey designs and statistical methods for estimation of avian population trends*. U.S. Fish and Wildlife Service Biological Report, Vol. 90, núm. 1, Washington, D.C. pp. 105-113.
- Tomilin, A.G. 1957. *Mammals of the U.S.S.R. and Adjacent Countries*, Vol. IX: *Cetacea*. Israel Program For Scientific Translations Ltd., Jerusalén.
- Torres-Chávez, M.G., y A.G. Navarro. 2000. Los colibríes. *Biodiversitas* **28**: 1-6.
- Townsend, C.H. 1935. The distribution of certain whales as shown by logbook records of American whales ships. *Zoologica* **19**: 1-50.
- Tröeng, S., y E. Rankin. 2005. Long-term conservation efforts contribute to positive green turtle *Chelonia mydas* nesting trend at Tortuguero, Costa Rica. *Biological Conservation* **121**: 111-116.
- Turtle Expert Working Group. 2000. *Assessment update for the Kemp's Ridley and loggerhead sea turtle populations in the western North Atlantic*. Turtle Expert Working Group, U.S. Department of Commerce, NOAA Technical Memorandum, NMFS-SEFSC-444.
- Tuttle, M.D., D.A.R. Taylor, R.A. Medellín y S. Walker. 2000. *Murciélagos y minas*. Resource Publication no. 3A, Bat Conservation International, Austin.
- Urbán, J., y A. Aguayo. 1987. Spatial and seasonal distribution of the humpback whale, *Megaptera novaeangliae*, in the Mexican Pacific. *Marine Mammal Science* **3**: 333-344.
- Urbán, J., L. Bourillón, D.E. Claridge y K.C. Balcomb III. 1990. *La ballena gris, Eschrichtius robustus, en el extremo sur de la Península de Baja California durante sus temporadas de reproducción 1989-1990*. Resúmenes: XV Reunión Internacional para el Estudio de los Mamíferos Marinos, La Paz.
- Urbán, J., A. Gómez Gallardo, M. Palmeros y G. Velázquez. 1997a. Los mamíferos marinos de la Bahía de La Paz, en J. Urbán y M. Ramírez (eds.), *La Bahía de La Paz. Investigación y conservación*. UABCS-Cicimar-Scripps, La Paz, México, pp. 201-236.
- Urbán, J., A. Gómez-Gallardo, V. Flores de Sahagún, J. Cifuentes, S. Ludwig *et al.* 1997b. Gray whale studies at Laguna San Ignacio, B.C.S., Mexico, winter 1996. *Report of the International Whaling Commission* **47**: 625-633.
- Urbán, J., C. Álvarez, M. Salinas, J. Jacobsen, K.C. Balcomb III *et al.* 1999. Population size of humpback whale, *Megaptera novaeangliae*, in waters off the Pacific coast of Mexico. *Fishery Bulletin* **97**: 1017-1024.
- Urbán, J., L. Rojas-Bracho, H. Pérez-Cortez, A. Gómez-Gallardo, S.L. Swartz *et al.* 2003. A review of gray whales *Eschrichtius robustus* on their wintering grounds in Mexican waters. *Journal of Cetacean Research and Management* **5**: 281-295.
- Urbán, J., U. González-Peral, G. Cárdenas-Hinojosa y L. Rojas-Bracho. 2007a. Informe para la Comisión para la Cooperación Ambiental del Plan de Acción de América del Norte para la Conservación de la Ballena Jorobada. 2004-2007.
- Urbán, J., M. Guerrero-Ruiz, D. Gendron, G. Cárdenas y L. Rojas-Bracho. 2007b. *Current knowledge of killer whales in the Gulf of California*. Paper SC/59/SM15 presented to the International Whaling Commission, Scientific Committee, junio de 2007, Anchorage.
- USFWS-NMFS. 1992. *Recovery Plan for the Kemp's Ridley sea turtle (Lepidochelys kempii)*. U.S. Fish and Wildlife Service-National Marine Fisheries Service, St. Petersburg.
- Vidal, O. 1989. La ballena gris, *Eschrichtius robustus*, en las áreas de crianza del Golfo de California, México. Tesis de maestría, Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey, Campus Guaymas, México.
- Vidal, O. 1991. *Catalog of osteological collections of aquatic mammals from Mexico*. National Oceanic and Atmospheric Administration, National Marine Fisheries Service, NOAA Technical Report NMFS-97.
- Vidal, O., L.T. Findley y S. Leatherwood. 1993. Annotated checklist of marine mammals of the Gulf of California. *Proceedings of San Diego Society of Natural History* **28**: 1-16.
- Vidal, O., K. Van Waerebeek y L.T. Findley. 1994. Cetaceans and gillnet fisheries in Mexico, Central America and the wider Caribbean: A preliminary review. *Report of the International Whaling Commission* (special issue) **15**: 221-233.
- Villa Guzmán, J. 1980. Pesquería de tortugas marinas en el estado de Jalisco. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias, UNAM, México.
- Visser, M.E., y C. Both. 2005. Shifts in phenology due to global climatic change: The need of a yardstick. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **272**: 2561-2569.
- Wade, L.S., y G.L. Friedrichsen. 1979. Recent sightings of the blue whales, *Balaenoptera musculus*, in the northeastern tropical Pacific. *Fishery Bulletin* **76**: 915-919.
- Wade, P., y T. Gerrodette. 1993. Estimates of cetacean abundance and distribution in the eastern Tropical Pacific. *Report of the International Whaling Commission* **43**: 477-493.

- Weller, D.W., B. Wursig, A.L. Bradford, A.M. Burdin, S.A. Blokhin *et al.* 1999. Gray whales (*Eschrichtius robustus*) off Sakhalin Island, Russia: Seasonal and annual patterns of occurrence. *Marine Mammal Science* **15**: 1208-1227.
- Widen, P. 1994. Habitat quality for raptors: A field experiment. *Journal of Avian Biology* **25**: 219-223.
- Wilcove, D.S. 1983. *Population changes in the Neotropical migrants of the Great Smoky Mountains 1947-1982*. Report to the World Wildlife Fund, Washington, D.C.
- Wilkinson, G.S., y T.H. Fleming. 1996. Migration and evolution of lesser long-nosed bats *Leptonycteris curasoae*, inferred from mitochondrial DNA. *Molecular Ecology* **5**: 329-339.
- Wishart, R.A., y S.G. Sealy. 1980. Late summer time budget and feeding behaviour of marbled godwits (*Limosa fedoa*) in southern Manitoba. *Canadian Journal of Zoology* **58**: 1277-1282.
- Witham, J.W., y M.L. Hunter. 1992. Population trends of Neotropical migrant landbirds in northern coastal New England, en J. Hagan III y D.W. Johnston (eds.), *Ecology and conservation of Neotropical migrant landbirds*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C., pp. 85-95.
- Witherington, B., P. Kubilis, B. Brost y A. Meylan. 2009. Decreasing annual nest counts in a globally important loggerhead sea turtle population. *Ecological Applications* **19**: 30-54.
- Wolman, A.A. 1985. Gray whale, *Eschrichtius robustus* (Lilljeborj, 1861), en S.H. Ridway y R.J. Harrison (eds.), *Handbook of marine mammals*, Vol. 3, *The Sirenians and Baleen whales*. Academic Press, Londres, pp. 67-90.
- Yochem, P.K., y S. Leatherwood. 1985. Blue whale *Balaenoptera musculus* (Linnaeus, 1758), en S.H. Ridway y R.J. Harrison (eds.), *Handbook of marine mammals*, Vol. 3, *The Sirenians and Baleen whales*. Academic Press, Londres, pp. 193-240.
- Zalles, J.I., y K.L. Bildstein. 2000. *Raptor watch: A global directory of raptor migration sites*. BirdLife Conservation Series No. 9. BirdLife International-Hawk Mountain Sanctuary, Kempton.
- Zavala, H.V. 1996. Distribución de *Balaenoptera musculus* y *B. physalus* en función de algunos factores físicos, en la zona comprendida entre Bahía Magdalena y Punta Concepción, Baja California Sur, México. Tesis de licenciatura, ENEP-Iztacala, UNAM, México.
- Zurita, J.C., A. César-Dachary y E. Suárez. 1992. Aspectos históricos de la pesquería de las tortugas marinas en las costas del Mar Caribe mexicano, en M. Benabib y L. Sarti (eds.), *Memorias del VI Encuentro Interuniversitario sobre Tortugas Marinas*. Publicaciones de la Sociedad Herpetológica Mexicana, México, pp. 75-81.
- Zurita, J.C., R. Herrera y B. Prezas. 1993. Tortugas marinas del Caribe, en S.I. Salazar-Vallejo y N.E. González (eds.), *Biodiversidad marina y costera de México*. CONABIO-CIQRO, México, pp. 735-751.
- Zurita, J.C., R. Herrera, A. Arenas, M.E. Torres, C. Calderón *et al.* 2003. Nesting loggerhead and green sea turtles in Quintana Roo, Mexico, en J.A. Seminoff (ed.), *Proceedings of the Twenty-Second Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation*. National Marine Fisheries Service, NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-503, pp. 125-127.