

5 Impacto de los factores antropogénicos de afectación directa a las poblaciones silvestres de flora y fauna

AUTORES RESPONSABLES: Eduardo J. Naranjo • Rodolfo Dirzo

COAUTORES: Juan Carlos López Acosta • Jaime Rendón-von Osten • Adrián Reuter •
Óscar Sosa-Nishizaki

AUTORES DE RECUADROS: 5.1, Gabriel Gutiérrez-Granados, Rodolfo Dirzo •
5.2, Andrea Martínez Ballesté, María del Carmen Mandujano

REVISORES: Roberto Iglesias Prieto • Héctor Manuel Hernández Macías • Roberto Mendoza Alfaro

CONTENIDO

- 5.1 Introducción / 248
 - 5.2 Extracción de plantas / 249
 - 5.2.1 El potencial de manejo sustentable / 249
 - 5.2.2 Extracción ilegal / 250
 - 5.3 Flora maderable para propósitos comerciales / 251
 - 5.4 Flora no maderable / 251
 - 5.5 Tráfico ilegal de especies silvestres / 257
 - 5.5.1 Cícadas / 259
 - 5.5.2 Orquídeas / 260
 - 5.5.3 Cactus / 262
 - 5.6 Extracción de animales: cacería / 263
 - 5.7 Pesca / 266
 - 5.8 Afectación por contaminación / 269
 - 5.9 Sinergias entre factores de impacto directo y factores indirectos / 271
 - 5.10 Epílogo / 271
- Referencias / 272

RECUADROS

Recuadro 5.1. *Extracción de madera en la zona maya de Quintana Roo: un análisis de tres ejidos sugiere un manejo forestal sustentable* / 252

Recuadro 5.2. *Extracción de candelilla en el ejido San Lorenzo, municipio de Cuatrociénegas, Coahuila: un ejemplo de extracción sustentable* / 255

Naranjo, E.J., R. Dirzo *et al.* 2009. Impacto de los factores antropogénicos de afectación directa a las poblaciones silvestres de flora y fauna, en *Capital natural de México*, vol. II: *Estado de conservación y tendencias de cambio*. CONABIO, México, pp. 247-276.

Resumen

La extracción representa un factor de afectación directa de las poblaciones silvestres de flora y fauna en México. En este capítulo se analiza la magnitud de la extracción de especies vegetales y animales para consumo, para comercialización local y por tráfico ilegal, así como las sinergias entre factores de impacto directo e indirecto. También se incluye un apartado breve sobre los efectos de la contaminación en el deterioro de algunas poblaciones animales en ecosistemas acuáticos. El análisis indica que, fuera de los casos de extracción, principalmente de plantas, en particular cuando involucra un conocimiento tradicional por parte de los pobladores locales, en general esta tiene un impacto negativo importante sobre las poblaciones de varias especies de plantas y animales. Esto se hace evidente sobre todo a partir de la información derivada del estudio de algunas especies de plantas como las cactáceas, las cícadas y las orquídeas, así como de algunas aves, en particular pericos, en el caso de los animales. Asimismo, la información recabada a partir de actividades pesqueras indica un daño profundo sobre las poblaciones de peces. En general los datos apuntan a que la extracción representa, después de la destrucción del hábitat, el segundo factor de más impacto sobre la biodiversidad silvestre,

si bien en algunos casos particulares aparece como el factor de mayor afectación. Además del impacto de la extracción directa, este análisis muestra la importancia de las coextinciones resultantes de la extinción colateral de especies que interactúan con las especies dañadas en primera instancia, pero este aspecto se ha estudiado poco en México; lo mismo sucede con la importancia de las sinergias entre la extracción y otros efectos antropogénicos, de los cuales apenas existen algunas investigaciones. Este análisis también muestra que la contaminación de origen orgánico e inorgánico, si bien no es un mecanismo de extracción directa de especies, es un factor importante de deterioro para la flora y fauna terrestres y acuáticas. En general, la información fragmentada que se integró en este capítulo señala una trayectoria de gran impacto antropogénico sobre las poblaciones de flora y fauna del país. Todo esto demanda que se dediquen esfuerzos y atención inmediata para detener, y de ser posible revertir, las proyecciones esbozadas en este análisis. Para alcanzar esta meta es necesario depurar y aplicar los marcos legales vigentes, así como la colaboración entre los sectores gubernamental, académico y social.

5.1 INTRODUCCIÓN

Desde sus orígenes, la especie humana ha logrado sobrevivir mediante el uso constante de las especies silvestres encontradas a su alrededor y, en algunos casos, traídas de regiones distantes. De hecho, algunos periodos de prosperidad de diversas culturas antiguas, a lo largo de la historia, se relacionan con el aprovechamiento de una variedad de especies de plantas y animales. La utilización de poblaciones de flora y fauna por parte de estos grupos humanos incluye desde la extracción esporádica, la domesticación y la explotación sustentable; en tiempos recientes se ha llegado a una sobreexplotación que ha llevado al deterioro o la desaparición local o global de las especies más vulnerables o más sobreexplotadas. En México, los ejemplos que ilustran estas facetas de uso son: 1] numerosas plantas medicinales, ornamentales o ceremoniales (por ejemplo, barbascos, peyote y cuajotes, entre otras) en el grupo de las especies que se extraen de su hábitat de manera esporádica u oportunista; 2] una amplia gama de especies domesticadas como el maíz, calabazas y frijoles, entre las plantas, así como guajolotes y loros

entre los animales; 3] las que se aprovechan de manera sostenida sin evidencia de que su uso afecte a las poblaciones naturales, ejemplo de esto son la “palmita” (*Brahea dulcis*) y los copales (*Bursera glabrifolia*), y 4] finalmente, algunas plantas como las cícadas y las cactáceas se han sobreexplotado de tal manera que se han diezmando sensiblemente sus poblaciones naturales, en algunos casos llevándolas a la erradicación local y en otros a la extinción. La extracción directa se reconoce como un factor de impacto sobre la biodiversidad natural en el ámbito global. La información disponible sugiere que, dependiendo del grupo de organismos analizado, así como de la región de interés y el tipo de ecosistema (por ejemplo, continental, insular), la extracción se ubica entre el primero y el tercer factor responsables de la extinción local de plantas o animales, pero en la mayoría de los casos esta representa el segundo factor de impacto (Dirzo y Raven 2003).

En el presente capítulo se describe, como preámbulo, el potencial de utilización racional de algunas especies de plantas, pero se centra en casos con datos cuantitativos y en aquellas especies silvestres que se extraen directamen-

te de su hábitat natural y cuyo aprovechamiento tiene o puede llegar a tener un impacto poblacional negativo. También se ofrece una síntesis de los factores más relevantes de afectación directa a las poblaciones de plantas y animales de México por parte del ser humano y sus actividades actuales, y se analiza la magnitud probable de tales impactos, así como las posibles trayectorias actuales y futuras de los mismos. Si bien nuestro propósito central es describir los impactos que ponen en riesgo de deterioro o de pérdida local a las poblaciones silvestres, también es necesario mencionar que dichos deterioros implican una afectación a los servicios ambientales que las especies silvestres proveen a la sociedad, como se analiza en el capítulo 4 de este volumen.

Los daños directos a las poblaciones de plantas y animales que aquí se analizan tienen su origen en las siguientes actividades o factores próximos (véanse los tipos de factores en el capítulo 1 de este volumen): la extracción de especies vegetales y animales para consumo y para comercialización local, el tráfico ilegal y las sinergias entre factores de impacto directos e indirectos. Además incluimos una sección breve sobre los efectos de la contaminación en el deterioro de algunas poblaciones animales.

El análisis del impacto antropogénico sobre las especies vegetales domesticadas y sus parientes silvestres se analiza en otro capítulo de este volumen (capítulo 8), mientras que el caso de los efectos antropogénicos indirectos por la transformación del hábitat que amenazan de extinción local a las poblaciones de plantas y animales se estudia en el capítulo 1 de este volumen.

5.2 EXTRACCIÓN DE PLANTAS

5.2.1 El potencial de manejo sustentable

La extracción de plantas en poblaciones naturales tiene una historia larga en el país, debido al uso tradicional que se da a numerosas especies con valor medicinal, alimenticio, ornamental, ritual, artesanal y para obtener fibra. Aunque no en todos los casos, este tipo de extracción se dirige en buena medida al consumo local y no comercial. Por ejemplo, con propósitos medicinales (Bye 1976) los tarahumaras de Chihuahua utilizan 176 especies de plantas de vegetación semiárida que se encuentran en las zonas bajas de la región, y la evidencia sugiere que en este y en numerosos casos similares los niveles de extracción observados no han mermado las poblaciones.

El guácimo (*Guazuma ulmifolia*) es una planta típica de las selvas tropicales, principalmente de las selvas secas del país, cuyas semillas, producidas en decenas de millares por árbol, se muelen y tuestan para producir una bebida semejante al café en zonas del centro-sur del país, como en la región del Balsas (R. Dirzo, datos no publicados) y, también en este caso, no hay evidencia de que este consumo local sea una amenaza para las poblaciones.

Otro tipo de planta con manejo tradicional es la palma de guano (*Sabal mexicana*), la cual se usa como material de construcción (techos y vigas) en gran parte de su área de distribución, concentrada sobre todo en las vertientes costeras tanto del Pacífico como del Golfo de México y la Península de Yucatán (Pennington y Sarukhán 1998). La explotación de esta palma es particularmente intensa en la Península de Yucatán, donde estudios etnobiológicos muestran que su uso se remonta a más de mil años, proporcionando a los mayas de esa región alimento, medicinas, utensilios, forraje y materiales para construcción (Caballero 1991; Caballero *et al.* 2001). A pesar de todos estos usos, se ha encontrado que las poblaciones no se ven seriamente afectadas (Martínez-Ballesté *et al.* 2001). En contraste, en algunas poblaciones enclavadas en la Selva Lacandona, los hach winik o mayas lacandones de Lacanjá sufren escasez de palma de guano para construir sus viviendas, debido a la sobreexplotación por otros grupos indígenas y mestizos que han emigrado a la selva. Este problema se agudiza por los desmontes para ganadería que afectan la abundancia de este importante recurso (I. March, com. pers., agosto de 2007). Por otro lado, en los alrededores de Alvarado, Veracruz, en zonas donde el conocimiento tradicional ya no existe o no se practica, la extracción de estas palmas pone en riesgo su potencial de regeneración (López y Dirzo 2007).

En otros casos, las comunidades locales se han dedicado a la extracción con fines comerciales y existen ejemplos de que, aun con este enfoque, las poblaciones de plantas utilizadas no necesariamente muestran un impacto negativo. Por ejemplo, tienen un buen manejo de la palma *Brahea dulcis*, que se usa para sombreros o techos de casas; comunidades de la Montaña de Guerrero la manejan bien e incluso la mantienen en densidades elevadas en “manchoneras” y “soyacahuiteras”. También se ha documentado que la extracción sustentable de hojas de esta palma puede modificar los patrones demográficos y la fisonomía de los palmares, reduciendo su altura y por ende facilitando la recolecta de las hojas (Illsley *et al.* 2001; Pavon *et al.* 2006).

Otro ejemplo destacado es el copal (*Bursera glabrifolia*)

que utilizan comunidades rurales de Oaxaca para elaborar alebrijes, ya que algunos estudios ecológicos de las poblaciones, incluyendo matrices de proyección como herramienta demográfica para evaluar el crecimiento de las poblaciones a mediano y largo plazos, sugieren que el manejo de este recurso es sustentable (Hernández-Apolinar *et al.* 2006).

También es notable el caso de los llamados bosques comunitarios de México, donde se aplica un manejo claramente sustentable de los paisajes forestales de varios estados del país, como Oaxaca, Durango y Quintana Roo (Bray *et al.* 2007). Los alcances y retos de este enfoque de extracción forestal sustentable se analizan en la tercera parte de este volumen.

5.2.2 Extracción ilegal

En contraste, aun cuando es poca la información sobre extracción ilegal con fines comerciales de algunos de los recursos vegetales y animales silvestres, en particular en décadas recientes, esta sugiere que su impacto podría ser considerable. Por ejemplo, los datos de decomisos y aseguramientos de la Procuraduría Federal de Protección al Ambiente (Profepa) indican que el ritmo de extracción ilegal de madera (volumen decomisado y asegurado en conjunto; Fig. 5.1a) osciló entre 20 000 y 120 000 m³ en el periodo 2001-2005, aunque el curso temporal de tal extracción muestra un descenso a lo largo de este lapso, con un valor en 2005 que corresponde a menos de un quinto del observado en 2001 (Profepa 2006b). Si bien esta variación temporal podría sugerir que la extracción ilegal de madera sigue una trayectoria de disminución considerable, no se descarta la posibilidad de que la figura refleje que la disponibilidad de madera susceptible de ser explotada ilegalmente está en declive, o que la capacidad de detección, aseguramiento y decomiso haya disminuido en este periodo, o una combinación de ambos factores. Desafortunadamente, estos datos de extracción ilegal de madera no permiten estimar la cantidad correspondiente de árboles cortados ni su procedencia.

Más allá de estas limitantes, en general estos datos oficiales seguramente subestiman de manera considerable la seriedad del problema. Por ejemplo, se calcula que el volumen de extracción ilícita de madera para fines comerciales e industriales es de alrededor de 13 millones de m³ por año (Torres-Rojo 2004), cifra aproximadamente 21 veces mayor que los 600 000 m³ detectados en un año pico de decomisos y aseguramientos de la Profepa (Fig. 5.1a) (Torres-Rojo 2004).

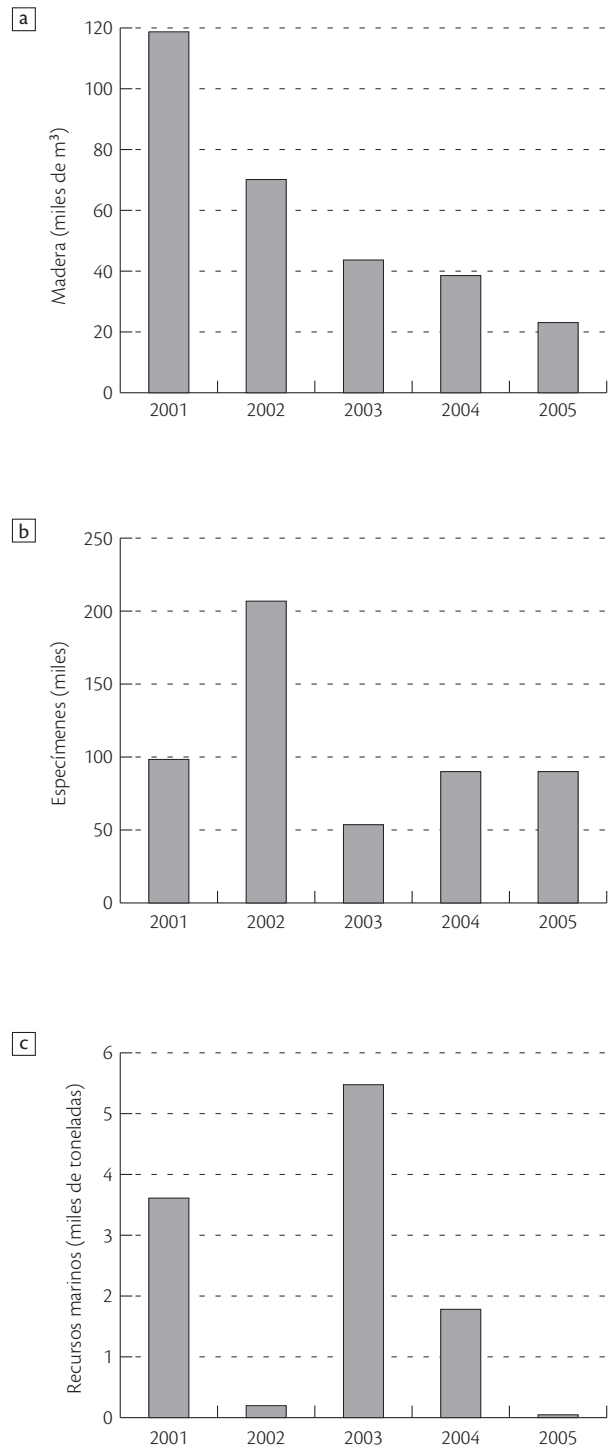


Figura 5.1 Acciones realizadas por la Profepa en materia de decomiso-aseguramiento de recursos naturales extraídos ilegalmente, 2001-2005: **(a)** madera (asegurada –incluye leña–, en escuadría y decomisada); **(b)** especímenes (incluye flora y fauna), y **(c)** recursos marinos (producto pesquero decomisado y asegurado). Fuente: Profepa (2006b).

5.3 FLORA MADERABLE PARA PROPÓSITOS COMERCIALES

El potencial de producción maderera en México es considerable si tomamos en cuenta la enorme superficie del país con vocación forestal, unos 128 millones de hectáreas (INEGI 2005). Sin embargo, la producción de madera es deficitaria debido en parte a que: 1] la producción se basa mayoritariamente en el uso de pinos (*Pinus* spp.); 2] las tecnologías para el manejo y procesamiento de otras especies son muy deficientes, y 3] la extracción ilícita de madera referida antes, del orden de 13 millones de m³ por año, es mucho mayor que la que se realiza según esquemas legales. Suponiendo una situación de extracción ilegal de árboles de pino con una altura promedio de 20 m y un diámetro promedio de 60 cm, utilizando la fórmula de conversión $V = (D^2) (L) (0.7854)$ [donde D = diámetro; L = longitud] (Mancilla-Terrazas 2003), podemos calcular que tal volumen de extracción correspondería a una tasa de 2.3 millones de árboles en el país por año.

En el caso de las zonas tropicales la información histórica muestra un impacto considerable, en particular respecto a maderas preciosas como la caoba y el cedro (véase la reseña histórica en Masera *et al.* 1997). Recientemente, tal magnitud de extracción ha disminuido debido tanto a la deforestación, que merma los terrenos forestales, como a la dificultad de extracción o falta de rentabilidad, dados los bajos volúmenes de explotación. En contraste, la ten-

dencia en los sitios de selva aún extensa, como en la Península de Yucatán, en particular en asociación con el Plan Piloto Forestal de Quintana Roo, es extraer dentro de un marco de sustentabilidad mediante la aplicación de un programa de rotación y diversificación, replantando árboles y manteniendo áreas de reserva que pueden operar como fuente de propágulos que colonizan los sitios de explotación (Flaschenberg y Galletti 1999) (véase recuadro 5.1). No obstante, fuera de esos sitios la extracción ilegal, por su naturaleza clandestina, no permite tener un panorama claro del impacto antropogénico de esta actividad, excepto por la estimación mencionada líneas antes que además, desafortunadamente, es un sesgo que impide analizar el caso de las zonas tropicales por separado. De confirmarse mediante estudios ecológicos detallados que tal programa de extracción de maderas tropicales no tiene repercusiones ambientales de gran impacto, este caso sería un ejemplo de sustentabilidad en el uso extractivo de maderas tropicales (véase el recuadro 5.2).

5.4 FLORA NO MADERABLE

Los recursos forestales no maderables son una serie de bienes que incluyen hojas, fibras, raíces, rizomas, cortezas, ceras, gomas, frutos y en algunos casos plantas vivas (Fig. 5.2) (Semarnat 2005), algunos de los cuales históricamente se han explotado con fines comerciales. Desde

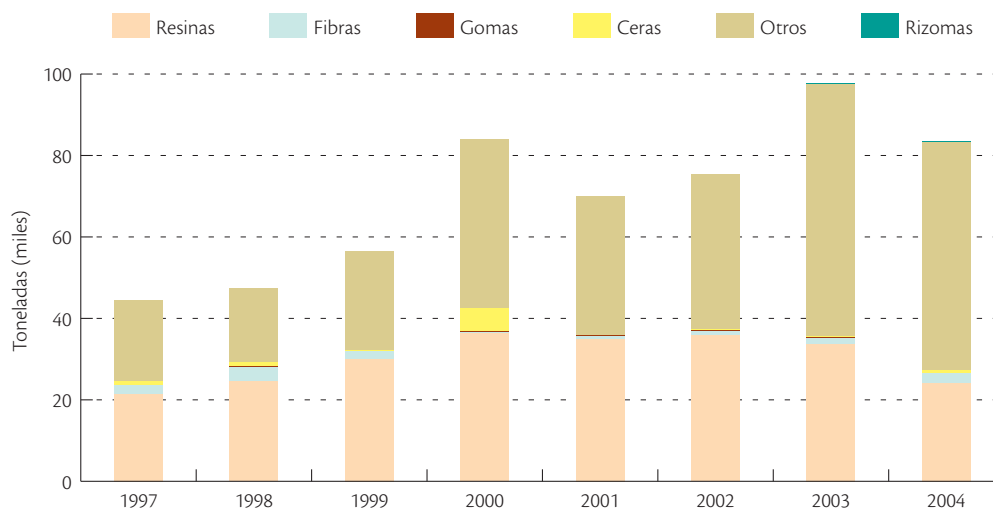


Figura 5.2 Producción forestal no maderable por producto en el periodo 1997-2004. Nota: otros incluye hojas (orégano, palma, laurel, etc.); frutos (corozo o coyol, coquito de aceite, cascote, nuez, almendra, piñón, pimienta, entre otros); cortezas (mezquite, mauty, guamúchil, timbe, otras especies tropicales); tintes (palo tinte, añil, etc.); esencias y aceites (lináloe, jojoba); pencas de maguey, sotol y plantas completas (cactáceas, orquídeas). Fuente: Semarnat (2005).

RECUADRO. 5.1 EXTRACCIÓN DE MADERA EN LA ZONA MAYA DE QUINTANA ROO:
UN ANÁLISIS DE TRES EJIDOS SUGIERE UN MANEJO FORESTAL SUSTENTABLE

Gabriel Gutiérrez-Granados • Rodolfo Dirzo

En 1983, en el sur del estado de Quintana Roo se estableció un programa de extracción forestal denominado Plan Piloto Forestal (Galletti 1999). Este programa comenzó con dos premisas: 1] la selva debe constituir un atractivo económico; en caso contrario, corre el riesgo de ser destruida, y 2] los propietarios son los principales actores sociales y los más interesados en conservar la selva (Galletti 1999). Poco tiempo después (1985), el modelo establecido en el sur se implementó en la parte central del estado, región conocida como la zona maya de Quintana Roo (Santos *et al.* 1998). Se espera que para el año 2010 la gran mayoría de los ejidos forestales de la zona maya y del sur del estado terminen el primero de los tres ciclos de corta propuestos (de 25 años cada uno).

A partir del establecimiento del Plan Piloto Forestal en el sur del estado, se promovió el aprovechamiento forestal basado en una serie de conceptos entre los que destacan los siguientes (Flaschenberg y Galletti 1999): 1] que sean los propios ejidatarios quienes se hagan cargo del manejo forestal; 2] que los ejidos delimiten parte de su superficie como área forestal permanente, destinada exclusivamente para ese uso, y 3] que se deje de vender el monte en pie, cambiando esta estrategia por la de venta de madera en rollo. Como resultado de lo anterior, algunos ejidos adquirieron el equipo necesario para extraer y transportar la madera y comenzaron a tomar decisiones conjuntas acerca del precio y condiciones de entrega.

Estos cambios repercutieron positivamente en los ejidatarios, que fundaron en 1986 la Organización de Ejidos Productores Forestales de la Zona Maya (OEPFZM). En la actualidad esta organización está integrada por 23 ejidos que en conjunto representan una superficie de 330 561 hectáreas, de las cuales aproximadamente 65% están destinadas al aprovechamiento forestal. A partir de esto, cada ejido definió sus áreas forestales permanentes (AFP), que serán aprovechadas de acuerdo con un plan de manejo, favoreciendo la creación de algo muy similar a una reserva productiva. Con este esquema, el labrado de durmientes, la extracción de chicle y la venta de madera en rollo son las principales actividades económicas en los ejidos forestales (EF). Es decir, se promueve un programa más diversificado de uso forestal, combinando el corte de madera con otros tipos de extracción.

EL PROGRAMA DE EXTRACCIÓN FORESTAL

El programa de manejo forestal establecido en la zona consta de un turno de 75 años, con tres ciclos de corte de 25 años

cada uno. En cada rodal se extraen tanto maderas preciosas como tropicales comunes. Para la extracción forestal, previamente se realiza un inventario con un muestreo de aproximadamente 5% del área forestal permanente. Una vez determinadas las existencias se marcan los árboles destinados para la extracción. Con el objetivo de una mejor organización, las maderas preciosas están dentro de lo que se ha definido como el Grupo I, en el cual el diámetro mínimo de corta (DMC) es de 55 cm. En el Grupo II están las denominadas especies tropicales comunes, que se cortan a un DMC de 35 cm. Finalmente, se extraen los árboles y, dependiendo de la capacidad de cada ejido para procesar la madera, esta se vende en rollo o se procesa en aserraderos ejidales y se vende como tablón.

MANEJO Y PRODUCCIÓN FORESTAL
EN TRES EJIDOS REPRESENTATIVOS

Los tres ejidos seleccionados para este análisis son Petcacab, Naranjal y X-Maben (Señor), que en conjunto han comercializado consistentemente volúmenes anuales de madera del orden de 600 m³ desde 1997, los cuales representan de 28 a 43 por ciento del total producido por la OEPFZM. Por otro lado, Petcacab tiene un programa de manejo a largo plazo con áreas de corte bien definidas hasta 2008, cuando termina el primer ciclo de corta de 25 años. En este ejido se han extraído alrededor de 1 500 m³ por año, volumen que duplica lo que extrajeron en Naranjal y Señor en conjunto, pero en casi el doble de superficie asignada por rodal. Este aprovechamiento se ha dado con un esquema aparentemente sustentable delimitando áreas de corta y áreas de reserva (Fig. 1).

En el aspecto cuantitativo, la información analizada muestra una gran heterogeneidad en cuanto al tipo de madera que se extrae (preciosas y tropicales comunes, que a su vez se subdividen en duras y blandas) en los tres ejidos seleccionados (Fig. 2). En promedio la producción forestal en los tres ejidos se ha dirigido al corte de maderas blandas (como *Bursera simaruba*, *Spondias mombin*, *Pseudobombax ellipticum*) durante los últimos 13 años.

Por otro lado, el volumen y la cantidad de árboles de caoba que se extraen por temporada no son constantes, ya que dependen de la distribución de frecuencias de los tamaños (diámetro del tronco) y del volumen de corta autorizado. Por ejemplo, en 1999 en el ejido Señor se cortaron 144 árboles de

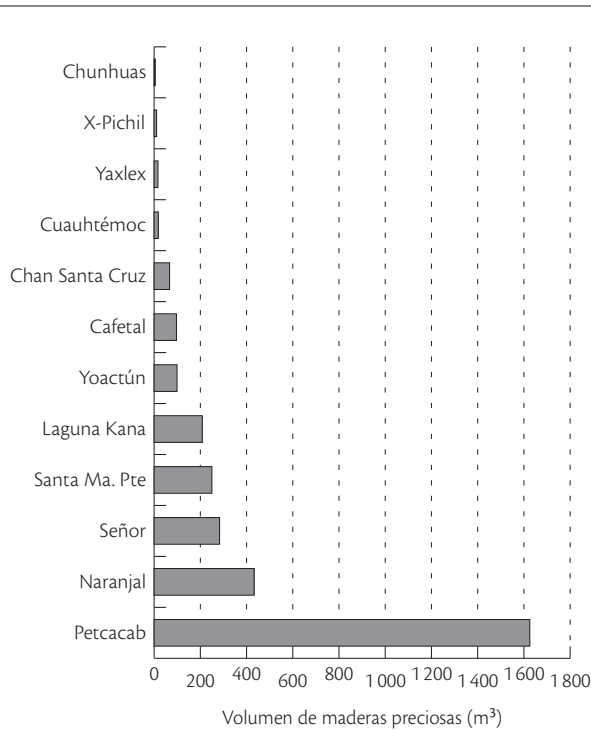


Figura 1 Extracción promedio de maderas preciosas en los principales ejidos de la Organización de Ejidos Productores Forestales de la Zona Maya y en Petcacab durante los últimos 10 años (1994-2004) con datos disponibles.

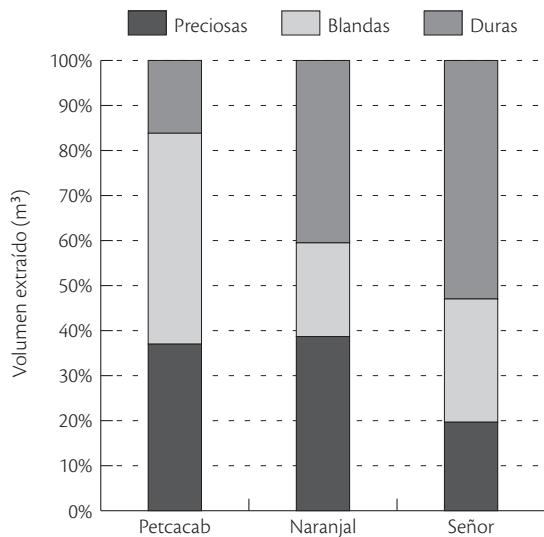


Figura 2 Volumen de extracción por tipo de madera en los ejidos productores forestales de la zona maya.

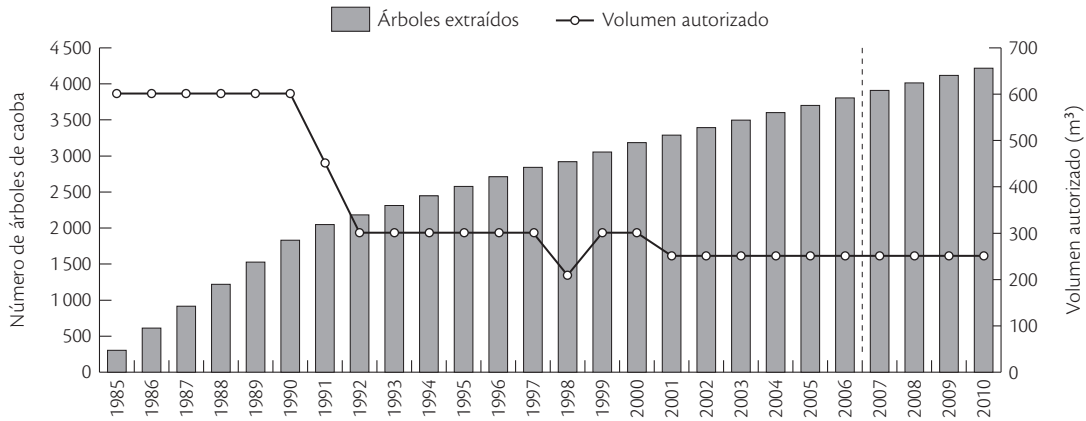
caoba con un diámetro a la altura del pecho de 55 cm o mayor para completar un volumen autorizado, para ese año, de 300 m³, mientras que en Naranjal y Petcacab se necesitaron 182 y 172 árboles, respectivamente, para obtener un volumen similar. En estos ejidos hubo una correlación positiva entre el volumen de madera extraído y el número de árboles de caoba necesarios para cubrir dicho volumen. Si esta tendencia se mantiene a lo largo de todo el ciclo de corta (25 años), el número de árboles que se deberán extraer del ejido Señor será de 4 220 en 40 000 hectáreas (0.1 individuos/hectárea). En Naranjal se extraerán aproximadamente 4 227 árboles en 8 750 hectáreas (0.5 individuos/hectárea), mientras que para Petcacab el estimado de árboles cortados sería de 24 500 en una superficie de 30 715 hectáreas (0.8 individuos/hectárea; Fig. 3). Sin embargo, se debe considerar que la densidad de árboles de caoba por rodal no es la misma en todos los sitios, por lo que este dato solo es aproximado. Por ejemplo, en 1996 la densidad de árboles extraídos fue muy similar en los tres ejidos (0.5, 0.3 y 0.3 individuos/hectárea, respectivamente). De manera global, utilizando un valor promedio de 0.5 árboles por m³, podemos estimar que la cantidad de árboles extraídos en toda la OEPFZM y en Petcacab es de 1 500 individuos de caoba por año, lo que da una cantidad aproximada de 112 500 árboles de caoba extraídos en el turno completo (75 años).

El efecto de esta actividad maderera sobre la cobertura forestal aún no se ha evaluado completamente en la zona, pero existe evidencia a partir de imágenes de satélite que apoya la idea de que, al menos, la continuidad de la selva no se ha perdido (Bray *et al.*, 2007). En contraste, estudios recientes basados en imágenes de alta resolución permiten detectar efectos crípticos adjudicables a la extracción forestal. Por ejemplo, se ha encontrado que en la Amazonia brasileña la extracción intermitente de árboles tiene un impacto que, cuando es agregado, es similar al que causa la conversión de selva en potreros ganaderos (Asner *et al.* 2005). Son necesarios más estudios que permitan confirmar si en la zona maya no se generan impactos similares.

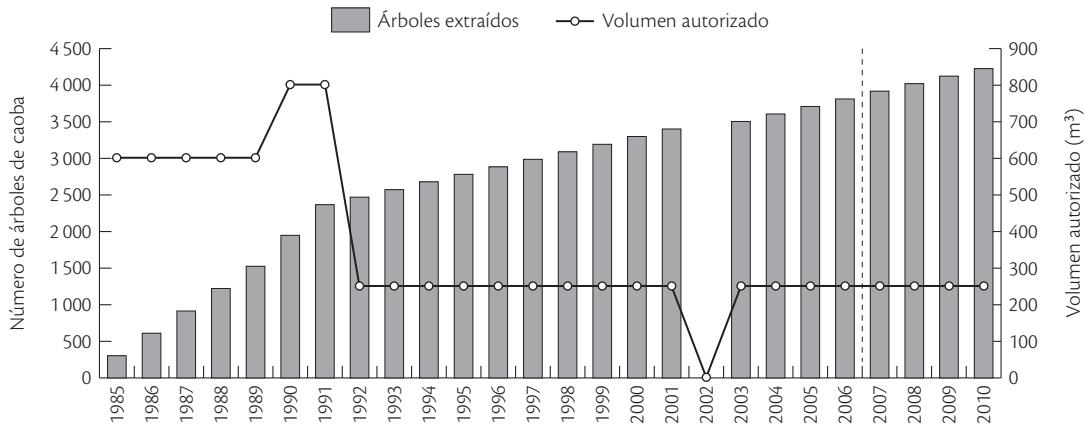
A 20 años de iniciado el proyecto de manejo forestal en la zona maya, este muestra signos de que es un ejercicio exitoso de manejo que ha llevado a tener un sistema de extracción potencialmente sustentable. Sin embargo, se necesita un programa de investigación y monitoreo que permita cuantificar, a largo plazo, los impactos ecológicos del manejo forestal en la zona y las posibles medidas de mitigación. Los datos sobre volúmenes y cantidad de árboles extraídos en los tres ejidos analizados se encuentran, por ejemplo, dentro del promedio en un sistema de extracción tradicional en Pará, Brasil, en el cual se comprobaron daños ecológicos importantes, como la pérdida de algunas especies arbóreas (Pereira *et al.* 2002).

RECUADRO 5.1 [continúa]

a) X-Maben



b) Naranjal



c) Petcacab

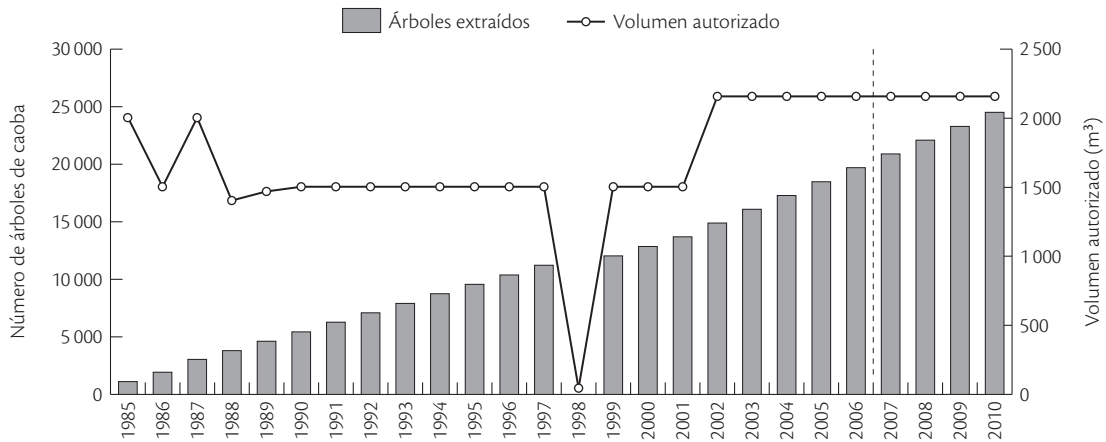


Figura 3 Número acumulado de árboles extraídos (barras) y volúmenes anuales autorizados (puntos) de caoba durante un ciclo de corta de 25 años, en los tres ejidos seleccionados. Cifras estimadas a partir de 2007.

El manejo de ecosistemas tropicales es un reto que requiere un trabajo conjunto entre investigadores, administradores y dueños del recurso, así como los encargados de tomar decisiones. De la capacidad de asimilar y aprender de las experiencias depende el éxito del

“experimento” social y ecológico que se está desarrollando en la zona maya de Quintana Roo, donde el manejo forestal puede llegar a constituir la base para una mejor calidad de vida de los habitantes, así como para la conservación de las selvas de la región.

RECUADRO 5.2 EXTRACCIÓN DE CANDELILLA EN EL EJIDO SAN LORENZO, MUNICIPIO DE CUATROCIÉNEGAS, COAHUILA: UN EJEMPLO DE EXTRACCIÓN SUSTENTABLE

Andrea Martínez Ballesté • María del Carmen Mandujano

En las regiones áridas de México las condiciones ambientales extremas han limitado el desarrollo de las actividades agrícolas. En su lugar, la recolección de recursos silvestres ha sido una de las formas de subsistencia más importantes para el mantenimiento de muchas poblaciones rurales. La explotación en pequeña escala de diversas especies del desierto se ha mantenido por cientos de años, sin que al parecer haya afectado a las poblaciones naturales. Sin embargo, algunas especies han cobrado gran importancia comercial. A principios del siglo xx la demanda nacional e internacional de candelilla (*Euphorbia antisyphilitica*) se incrementó por ser un recurso importante para extraer cera vegetal. El texano Ralph Ogden instaló la primera fábrica en México y en 1910 el químico Óscar Pacius diseñó el primer proceso industrial para obtener cera de candelilla. A partir de entonces, los volúmenes de extracción aumentaron en cientos de miles de toneladas de plantas anualmente.

La cera de candelilla sigue siendo un producto muy demandado y se utiliza para fabricar pulidores y abrillantadores, para el transporte y almacenaje de productos, así como en diversas industrias como la alimentaria, cosmética, eléctrica, mecánica y productora de plástico (Torres y Román-Domínguez 1980; Tunell 1981; Cervantes-Ramírez 2002; Canales-Gutiérrez *et al.* 2005). México es el único productor del mundo y Coahuila es el estado que contribuye con la mayor producción (80%), en particular en municipios como Cuatrociénegas y Ocampo. Tras un proceso (que por cierto requiere el manejo de sustancias peligrosas como el ácido sulfúrico) se obtiene la cera que se vende actualmente a los intermediarios a 27 pesos el kilo (~2.1 USD). Después, las grandes industrias dedicadas al procesamiento de la cera exportan el producto en diferentes presentaciones, del que obtienen ganancias 20 veces mayores. La extracción de este recurso implica que de 100 kg de candelilla apenas se obtienen dos o tres kilos de cera. Si bien las actividades de los ejidatarios se han diversificado, se sigue cosechando con

diferente intensidad, algunos mes con mes y otros de manera esporádica. No obstante la intensa presión a que están sujetas las poblaciones de candelilla, aquí presentamos un ejemplo que sugiere la posibilidad de mantener la producción a largo plazo. En cinco sitios muestreados del ejido San Lorenzo estimamos densidades de entre 10 000 y 70 000 individuos por hectárea. Aunque 27% de los candelilleros entrevistados cosechan toda la planta, incluyendo la raíz, la mayoría deja algunas ramas y coinciden en que la planta se recupera fácilmente a partir de un tallo subterráneo del cual salen numerosas “raicillas”. Asimismo, un estudio cuantitativo en cinco poblaciones, en las que se evaluó el crecimiento de la candelilla después de la cosecha, muestra que las plantas producen, en promedio, 60 ramas nuevas en tres meses, aunque la variación es muy grande.

El tiempo transcurrido desde la última cosecha y el tamaño inicial de los individuos de candelilla (medido en número de ramas) son variables sumamente importantes para la producción de flores. Con base en nuestros resultados estimamos una mayor producción de flores en individuos con mayor número de ramas cuando el periodo de descanso entre cosechas es mayor. Esto es muy importante para asegurar la producción de semillas y así promover el posible crecimiento esporádico de nuevos individuos en la población; además, a largo plazo estaríamos asegurando la diversidad genética de las poblaciones. Quizá por ser el ejido con mayor densidad de candelilla de los cuatro estudiados, en San Lorenzo acostumbran descansar de tres a cinco años una población cosechada. Nuestros datos en este ejido muestran que el mejor manejo consiste en dejar algunas ramas en pie y espaciar los periodos entre cosechas por lo menos dos años.

Implementar un manejo sustentable de este recurso puede evitar casos como el del ejido La Vega, donde las poblaciones de candelilla se agotaron y los productores tuvieron que rentar terrenos en otros ejidos para seguir cosechando.

el punto de vista cualitativo (es decir, tipos o variedad de productos explotados), en todo el país se han identificado aproximadamente 5 000 taxa de plantas útiles y 215 especies de hongos (Torres-Rojo 2004), los cuales, aunque no sean elementos de la flora, se pueden considerar como recurso forestal no maderable. Solo en los bosques templados de Chihuahua, Durango, Jalisco, Michoacán, Guerrero y Oaxaca se ha documentado el aprovechamiento de 1 293 especies de plantas que pertenecen a 171 familias taxonómicas (Procymaf 2000). Desgraciadamente, buena parte del aprovechamiento de esta riqueza se hace de manera clandestina y muchas veces se restringe a una intensa explotación de unas pocas especies que ya muestran los efectos de esta práctica (Semarnat 2005), como se analiza a continuación.

Desde el punto de vista cuantitativo, en general la magnitud de extracción de los productos forestales no maderables (PFNM) es considerable, y se estima que entre 1997 y 2004 se explotó un promedio anual de 60 000 toneladas de estos productos, con oscilaciones que van de 42 000 a 90 000 toneladas por año, lo que da un total de cerca de 558 000 toneladas (Fig. 5.2). De manera consistente, el producto con mayor representación son las resinas de pino de especies como *Pinus oocarpa*, *P. leiophylla*, *P. lawsonii*, *P. teocote*, *P. herrerae*, *P. tenuifolia*, *P. montezumae*, *P. ponderosa*, *P. pringlei*, *P. michoacana*, *P. pseudostrobus* y *P. douglasiana*, cuya distribución natural abarca principalmente los estados de Colima, Chihuahua, Durango, Guerrero, Jalisco, México, Michoacán y Oaxaca. Esta extracción representa de 25 a 50 por ciento del volumen anual, lo cual sugiere que estos PFNM se encuentran entre los más explotados.

Muchos procedimientos de extracción de estos recursos implican la recolecta de individuos para su comercialización como unidades completas (por ejemplo, bromelias, palmas, yucas, orquídeas, cícadas, candelilla y cactus). En general, este tipo de explotación tiene como fuente principal poblaciones naturales que se extraen con escasos o improcedentes elementos de regulación. Por ejemplo, solo entre 2004 y 2006 se extrajeron 3 755 yucas o palmitos del desierto (*Yucca thomsoniana*) del Área de Protección de Flora y Fauna Cuatrociénegas (Profepa 2006a), una región donde la extracción ilegal debería estar controlada.

Históricamente han existido PFNM que se extraen sobre todo en forma de partes de la planta (en contraposición con la extracción de plantas enteras), como consecuencia de su alta importancia económica. Tal es el caso de las palmas camedor o "xate" (*Chamaedorea* spp.), las cuales hacia los años ochenta tenían un valor a precio de

mercado en Estados Unidos superior a los 30 millones de dólares al año, lo que generó más de 10 000 empleos (González-Pacheco 1984). Solo el mercado norteamericano demandaba 363.2 millones de hojas de palma camedor anualmente. En la actualidad el comercio de estas plantas tiene un mercado bien establecido y constante (CEC 2002). Sin embargo, y aunque se han desarrollado técnicas para su cultivo en viveros, la extracción ilegal es un problema persistente. Por ejemplo, en 2004 se aseguraron dos avionetas que transportaban de forma ilegal 55 512 hojas de palma xate, presumiblemente recolectadas en la Reserva de la Biosfera Montes Azules, Chiapas (Profepa 2004). Desafortunadamente esto no es exclusivo de dicha reserva en la Selva Lacandona. Por ejemplo, Ramírez (2001) señala que en Tamaulipas los bosques de la Reserva de la Biosfera El Cielo siguen siendo el origen de la mayor parte del follaje de *Chamaedorea radicalis* comercializado en ese estado. Lo mismo sucede en la región de la Chinantla, Oaxaca, donde alrededor de 50 comunidades extraen follaje y semillas, y 20 de ellas aprovechan alrededor de 1 000 toneladas de hojas por año (Ramírez 2001). Lamentablemente, dicho aprovechamiento se lleva a cabo de manera no sustentable y sin contar con un mercado que reditúe de manera justa y digna a los pobladores locales.

Otro ejemplo ilustrativo es el de la "pita" (*Aechmea magdalenae*), una bromelia terrestre cuyo hábitat son las selvas altas perennifolias del sureste de México, que ha sido explotada históricamente por las comunidades indígenas y mestizas comerciantes del sureste del país para extraer su fibra a partir de plantas de las poblaciones silvestres (Edouard 2003, 2006). Las principales áreas de cosecha se ubican en las regiones de la Chinantla de Oaxaca, la Selva Lacandona de Chiapas y en diversas y pequeñas zonas del estado de Veracruz (por ejemplo, Los Tuxtlas). Aunque se trata de un recurso valioso, su rendimiento es intrínsecamente bajo, pues se calcula que para obtener 1 kg de pita se requiere cortar entre 250 y 350 hojas, y una hectárea de selva puede rendir de 15 a 25 kg de fibra por año (Edouard 2006). Esto hace evidente la necesidad de contar con programas de cultivo, extracción y comercialización sostenibles que brinden beneficios netos y justos a los pobladores locales, dueños del recurso. Actualmente, aunque la demanda de pita se ha estabilizado, e incluso ha disminuido, en algunas regiones se empieza a vislumbrar el desarrollo de procesos de organización de la cadena productiva y de comercialización (Edouard 2006).

La planta *Euphorbia antisyphilitica*, mejor conocida como "candelilla", es otro buen ejemplo del impacto negativo de la extracción sobre las poblaciones naturales.

Su explotación, dirigida a la producción de cera, es importante en la economía de muchos habitantes de zonas desérticas de México, y en algunos casos es su único modo de subsistencia (Canales *et al.* 2006).

A pesar su importancia económica, no hay estadísticas detalladas acerca de la variación histórica de extracción de la cera de candelilla (Hernández 2006). Maldonado (1979) menciona que durante los años setenta alrededor de 8 500 campesinos de 260 ejidos de los estados de Coahuila, Chihuahua, Durango y Zacatecas la explotaban, con una producción media durante ese periodo de 3 000 toneladas de cera al año. Hernández (2006) calcula que dicho nivel de producción corresponde a una extracción de 150 000 toneladas de biomasa anual de esta especie. Para finales de los años ochenta se estimó una producción anual mayor de 4 000 toneladas anuales de cera, lo cual implica que se destruían 200 000 toneladas de planta viva (Cervantes-Ramírez 2002). Actualmente se estima que hay más de 3 500 pequeños productores de cera de candelilla en 230 ejidos de 33 municipios del noreste rural de México (Instituto de la Candelilla 2008). Se trata, pues, de una planta fuertemente afectada por la extracción directa (Cervantes-Ramírez 2002; Hernández 2006).

Esta intensa extracción ha ocasionado que, a pesar de la gran capacidad de regeneración de las plantas, muchas poblaciones naturales hayan sido eliminadas como resultado de la práctica tradicional de explotación del recurso, que implica la destrucción total de la planta, incluidas las raíces (Maldonado 1979; Del Campo 1986; Canales *et al.* 2006). Cervantes-Ramírez (2002) señala que muchos productores locales de cera han agotado las poblaciones naturales cercanas a sus ejidos, por lo que han tenido que trasladarse a propiedades cuyos dueños les cobran derecho de explotación. No obstante, existen evidencias de que es posible implementar programas de manejo racional que pueden mantener las poblaciones naturales, asegurando su explotación a futuro, como se reseña en el recuadro 5.2.

Si bien estos ejemplos aislados difícilmente representan la situación real de la extracción vegetal en México (el énfasis central del Estudio de país), sirven para exponer los elementos generales de este impacto antropogénico y sus repercusiones por el deficiente aprovechamiento del capital natural que estos recursos suponen. Con base en los ejemplos anteriores, los riesgos de la sobreexplotación de estos recursos se pueden resumir en los siguientes términos: 1] la disminución de las poblaciones silvestres en las áreas forestales por la sobreexplotación y malas prácticas de manejo; 2] la exacerbación del efecto

de extracción por la transformación de los hábitats naturales debido a cambios de uso del suelo; 3] el hecho de que la mayor parte de la explotación de estos recursos se lleva a cabo de manera ilegal, a veces incluso dentro de áreas naturales protegidas; 4] los canales de comercialización son inciertos y frecuentemente con desventajas para los productores rurales (véase De los Santos Espinoza *et al.* 2003 para un análisis detallado del caso de la palma xate). Además de esto, muchas comunidades rurales aún no cuentan con niveles de organización apropiados para poner en práctica estrategias de uso sustentable.

Un efecto colateral de la explotación de unos pocos productos forestales no maderables es que las personas que dependen de ellos están en la incertidumbre por las constantes fluctuaciones del precio de los productos en los mercados nacionales e internacionales. Esta situación la han vivido los productores de cera de chicle (*Manilkara zapota*), barbasco (*Dioscorea mexicana*, *D. composita*) y candelilla (Semarnat 2005).

Además de los datos puntuales de explotación de gran magnitud que se han mencionado, poco se sabe de las consecuencias de la extracción de especies no maderables sobre su dinámica poblacional, o de la afectación indirecta de otras especies con las que interactúan de manera mutualista (por ejemplo, polinizadores, dispersores, hongos micorrízicos) o antagonista (herbívoros, patógenos). Como se ha descrito, la información sobre la extracción ilegal de flora no maderable es sumamente escasa y los mejores datos que existen están dispersos y se enfocan fundamentalmente en algunas plantas de importancia ornamental o bien, en el caso de animales, a especies que se utilizan como mascotas. Este aspecto se analiza en detalle en la siguiente sección.

5.5 TRÁFICO ILEGAL DE ESPECIES SILVESTRES

Además de la extracción ilícita de madera, el impacto de la extracción comercial ilegal de fauna silvestre se puede inferir, al menos superficialmente, por el número de especímenes asegurados por la Profepa en el periodo 2001-2005 (Fig. 5.1b), el cual muestra una tendencia irregular, con un pico de casi 207 000 ejemplares extraídos en 2002, mientras que durante el resto del periodo el número oscila entre ~54 000 y ~100 000. Finalmente, la extracción de recursos marinos en términos del volumen de productos pesqueros asegurados en este lapso (Fig. 5.1c) muestra un patrón errático que va de 47 a 5 476 toneladas por año. Al igual que en el caso de la extracción ilegal de ma-

dera, estos datos no son confiables del todo, pero sugieren que la extracción ilegal de flora y fauna en México es de gran magnitud.

Actualmente, el comercio internacional de especies silvestres es un negocio que representa varios miles de millones de dólares cada año (Broad *et al.* 2002; Roe *et al.* 2002), y México es un actor importante en este comercio, tanto en el papel de proveedor como en el de consumidor, como lo revela el balance de importación y exportación (Fig. 5.3). Como se indicó, en los últimos años la Profepa ha realizado un número variable, pero en general grande, de aseguramientos y decomisos de vida silvestre (Fig. 5.1). Sin embargo, la magnitud del tráfico de algunas especies animales, igual que en el caso de las plantas, está muy por encima de las capacidades gubernamentales para detenerlo. Como ejemplo de ello, se estima que los aseguramientos de la Profepa representan un promedio de alrededor de 2% del tráfico ilegal anual de psitácidos (pericos), de manera que la tasa de aseguramientos parece que se relaciona sobre todo con los niveles de esfuerzo de inspección, los cuales generalmente son insuficientes (Cantú Guzmán *et al.* 2007).

En nuestro país existe un marco legal que permite el comercio de algunas especies de acuerdo con esquemas de uso sustentable. No obstante, y a pesar de que hay instrumentos reguladores del comercio internacional, como la Convención Internacional para el Tráfico de Especies de Flora y Fauna Amenazadas (CITES), la situación en México es apremiante. Por ejemplo, en el país hay

al menos 16 uniones de pajareros (captoreadores y comerciantes de aves canoras y de ornato) que no operan con el esquema del SUMA (Sistema de Unidades de Manejo, Conservación y Aprovechamiento Sostenible de Vida Silvestre), sino de acuerdo con el de “uso de subsistencia”, que no requiere planes de manejo ni estudios previos sobre el estatus de las poblaciones silvestres de las aves sujetas a extracción.

En el plano internacional, muchas especies silvestres mexicanas se exportan ilegalmente a países europeos (Austria, Bélgica, Holanda y República Checa), asiáticos (Japón) y a Estados Unidos. Un alto porcentaje de las exportaciones a Europa y Asia se hacen por el territorio estadounidense. Un ejemplo de esta situación es el caso de dos norteamericanos detenidos en su país en 1999 por introducir ilegalmente a Texas 21 000 plantas de ocotillo (*Fouquieria splendens*) procedentes del norte de México (Jordan y Sullivan 2003). El caso de los cactus es ilustrativo del tráfico ilegal de plantas en el ámbito global. Se ha documentado que este grupo de plantas, muchas de las cuales se extraen en México, representa un comercio de unos 7 a 8 millones de especímenes por año, con valores que generalmente varían desde unas decenas hasta varios cientos de dólares por ejemplar (CCA 2005), con casos excepcionales como *Mamillaria luethyi*, que puede llegar a costar 1 000 dólares (Hernández 2006). Otras especies comúnmente comercializadas en o desde México son las orquídeas, palmas, cícadas, tarántulas y aves canoras y de ornato.

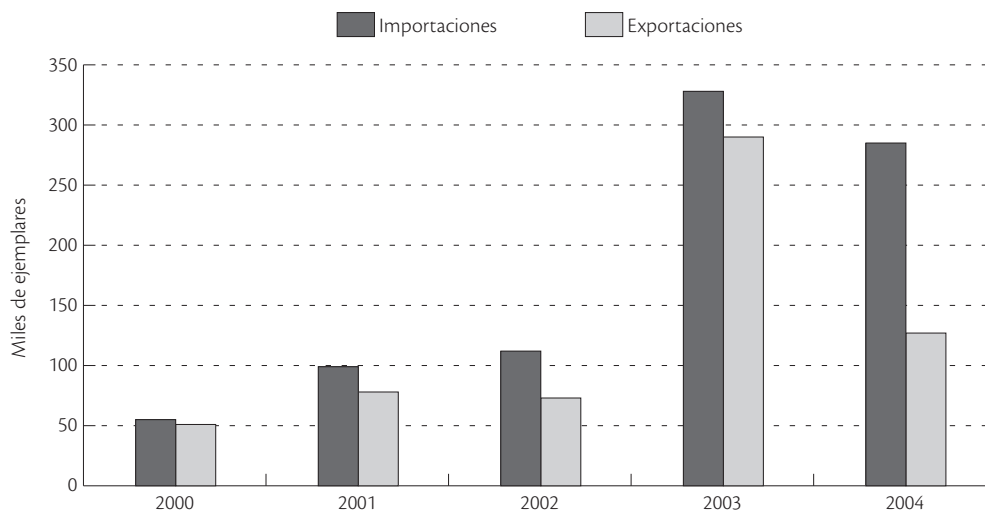


Figura 5.3 Importaciones y exportaciones de ejemplares vivos de flora y fauna silvestres en México durante el periodo 2000-2004. Fuente: Reuter y Habel (2004).

El comercio inmoderado de flora y fauna silvestres pone en riesgo a numerosas especies no solo por la sobreexplotación, sino también por la dispersión potencial de enfermedades infectocontagiosas. Al respecto, en el año 2000 el Consejo Consultivo Nacional de Sanidad Animal (Conasa) identificó 203 enfermedades infecciosas en reptiles, aves y mamíferos en el país, de las cuales 25 eran exóticas y siete de alto riesgo, de acuerdo con la Oficina para las Enfermedades Epizooticas (CCA 2005).

La demanda de especies silvestres para ornato entre la población urbana de México y otros países constituye el motor del tráfico ilegal a pesar de sus altos precios. Por ejemplo, una guacamaya roja (*Ara macao*) puede alcanzar hasta 2 000 dólares en el mercado negro de Estados Unidos o Europa; un loro de nuca amarilla (*Amazona ochrocephala*) se cotiza hasta en 500 dólares, y ciertas palmas y cícadas las pueden comprar en más de 300 dólares coleccionistas o diseñadores de paisaje (Cantú Guzmán *et al.* 2007).

A continuación se presenta la situación de tres grupos de plantas que históricamente han sido amenazadas en México, y de las cuales existe información que ilustra los patrones emergentes de comercio ilegal de plantas: cícadas (Zamiaceae), orquídeas (Orchidaceae) y cactus (familia Cactaceae). Estos grupos son de particular importancia porque un número importante de sus especies están protegidas por la norma oficial mexicana NOM-059-2001 (Semarnat 2002), situación que refleja el serio problema que ocasiona o potencia su extracción.

5.5.1 Cícadas

Sin duda, las cícadas representan uno de los grupos de plantas que está en mayor riesgo en México y en el mundo, dado el endemismo y la riqueza de especies de esta familia en nuestro país. De las cerca de 300 especies que componen este grupo, casi 52% están clasificadas por la UICN como amenazadas en su medio natural (Donaldson 2003). Se conoce que en los últimos años el número de especies registradas en el comercio ilegal ha ido en aumento en todo el mundo. La extracción de cícadas para comercio, en sinergia con la destrucción de su hábitat, ha potenciado el hecho de que estas se encuentren en grave peligro de extinción local o global.

En el ámbito global, en los últimos 20 años el número de taxa comercializados ha mostrado un aumento notable, con una trayectoria de cambio de 60 especies comercializadas en 1979 a casi 200 especies en 2001. Si bien este aumento se relaciona con la descripción de nuevos taxa, es evidente que su inserción ilegal en los mercados inter-

nacionales como plantas de ornato ha aumentado la presión sobre las poblaciones en el medio silvestre, debido a su rareza natural y a que generalmente estas especies están representadas por poblaciones únicas y pequeñas, distribuidas en regiones geográficas restringidas (Carabias *et al.* 2000).

En el país existen 44 especies de cícadas representadas por tres géneros: *Ceratozamia*, *Dioon* y *Zamia*; México es el mayor poseedor de especies en América, y el segundo mayor en diversidad en todo el planeta, solo superado por Australia (77 especies). Todas las especies mexicanas están clasificadas como en peligro de extinción en la NOM-059-SEMARNAT-2001 (Semarnat 2002). Además, 56% de las especies de cícadas mexicanas se encuentra en las categorías de “críticamente en peligro” y “en peligro”, según la UICN (IUCN 2007). Si bien se podría argumentar que tal concentración de especies de cícadas mexicanas clasificadas como seriamente amenazadas (Fig. 5.4) es simplemente un efecto del alto número de especies que existen en el país, podemos sugerir que este no es el caso. Al graficar la cantidad total de especies contra el número de especies clasificadas como “críticamente en peligro” y “en peligro” en diferentes países (Fig. 5.5), vemos que México posee una cifra inusual: 59% de las especies. Este valor se encuentra, estadísticamente hablando, por arriba de lo esperado, lo cual demuestra que, más allá del efecto de la riqueza de especies, hay un efecto de amenaza importante sobre las cícadas. Esta magnitud de amenaza es mayor a la que muestra Sudáfrica (49% de las especies), donde la

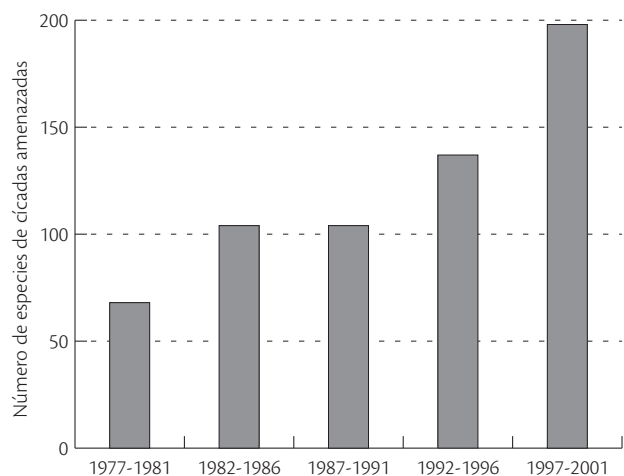


Figura 5.4 Especies de cícadas objeto de comercio por intervalos entre 1977 y 2001.

Fuente: NOM-059-SEMARNAT-2001 (Semarnat 2002).

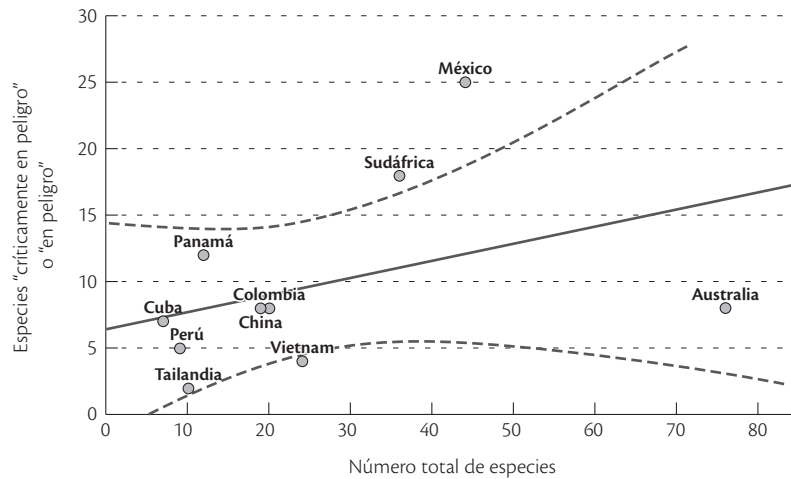


Figura 5.5 Relación entre la riqueza y el número de especies de cícadas seriamente amenazadas en varios países, según la UICN. Fuente: Donaldson (2003).

extracción de cícadas es sumamente intensa (Donaldson 2003), y contrasta aún más con Australia, país con una gran riqueza de especies (77) pero con solo ocho (10.3%) de ellas en alguna categoría de amenaza.

Por otra parte, hay razones para pensar que esa inusual concentración de especies amenazadas se deba en gran medida a la sobreexplotación. En México, si bien la destrucción del hábitat supone un riesgo de extinción para poco más de la mitad de las especies que se consideran amenazadas, la sobrerrecolecta representa un riesgo casi comparable (Fig. 5.6), ya que para 45% de dichas especies esto constituye el principal factor de disminución de sus poblaciones naturales. Destacan los casos de *Dioon sonorense*, *D. merolae*, *D. spinulosum*, *Ceratozamia norstogii*, *C. miqueliana* y *Zamia furfuracea*, especies a las que la sobrerrecolecta para el mercado en México ha mermado considerablemente sus poblaciones silvestres (Donaldson 2003; Stevenson *et al.* 2003), mientras que la extracción de *Dioon holmgrenii*, *Zamia lacondona*, *Z. purpurea* y *Z. vasquezii* constituye una amenaza para sus poblaciones debido a la demanda del comercio internacional.

Cerca de 20% de las especies de cícadas en el mundo son endémicas de México, e incluso algunos autores han considerado a México como el centro de diversidad de este grupo (Stevenson *et al.* 2003). Esto confiere al país una responsabilidad grande en la conservación de este grupo de plantas, ya que la extracción desmedida de individuos de las especies endémicas pone en riesgo la diversidad global de esta familia. La figura 5.6 muestra que la sobrerrecolecta afecta el total de las especies en-

démicas, y que 60% de las especies sobrerrecolectadas son de distribución extremadamente restringida: 25% de distribución puntual y 35% local. El restante 40%, también sobrerrecolectado, corresponde a especies de distribución regional. Por otra parte, el impacto de la extracción puede ser sumamente fuerte dependiendo de las características ecológicas de la especie en cuestión, con mayor vulnerabilidad en el caso de las especies de distribución muy restringida y que dependen de otras especies (como sus polinizadores), también vulnerables al impacto antropogénico. Por ejemplo, en el caso de *Zamia inermis*, especie de la cual se conoce una sola localidad (un potrero) y que está representada globalmente por unas pocas decenas de individuos, el riesgo de extinción es más serio aún dado que aparentemente ha desaparecido el insecto polinizador específico, por lo que no existen semillas fértiles ni individuos juveniles que se recluten y renueven la población en condiciones naturales (Vovides *et al.* 1997).

5.5.2 Orquídeas

La familia de las orquídeas es uno de los grupos taxonómicos más diversos morfológicamente y con el mayor número de especies: se estima en alrededor de 25 000 (Dressler 1990). Históricamente, las orquídeas han sufrido el deterioro de sus poblaciones naturales por la deforestación, la fragmentación y sobre todo la extracción masiva de plantas enteras (Koopowitz 1992; Williams-Linera *et al.* 1995; Sosa y Platas 1998); la extracción es motivada

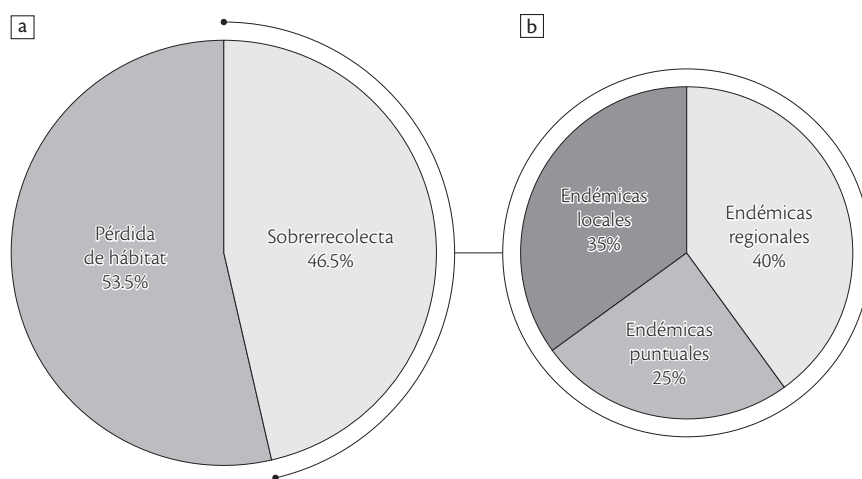


Figura 5.6 (a) Especies de cícadas afectadas por pérdida de hábitat y sobrecolecta en México. (b) Porcentaje de cícadas con diferentes tipos de endemismos amenazadas por la sobrecolecta.

por su alto valor hortícola y comercial, lo que en general promueve su recolecta ilegal.

La flora orquideológica de México comprende más de 1 200 especies y subespecies, distribuidas en 164 géneros (Hágsater *et al.* 2005). Una de sus características más sobresalientes es la alta proporción de endemismos, ya que se han registrado 444 especies o subespecies endémicas que corresponden aproximadamente a 40% del total de taxa registrados en el país (Soto-Arenas 1996). De estas, 181 especies se encuentran en alguna categoría de riesgo, de acuerdo con la norma oficial vigente NOM-059-SEMARNAT-2001, y 74 de ellas se consideran amenazadas o en peligro de extinción. La extracción ilegal es un importante factor de disminución de las poblaciones naturales.

En México, la recolecta y venta de orquídeas silvestres está prohibida. Sin embargo, la extracción para venta local e internacional es uno de los mayores problemas para la conservación de este grupo. Se estima que el tráfico ilegal de orquídeas entre 1993 y 1996 fue de 9 a 12 millones de plantas, mientras que legalmente solo se comercializaron 152 000 de ellas (Flores y Brewster 2002). Además de la extracción de individuos completos, el corte de flores puede tener consecuencias críticas en la producción de semillas de las poblaciones silvestres, incluso en algunos sitios las poblaciones están en declive por el bajo o escaso reclutamiento de nuevos individuos (Hernández 1992).

Un ejemplo típico de la extracción de orquídeas es el de *Laelia speciosa*, la cual produce flores grandes, de 10

a 16 cm de diámetro, y se considera una de las especies más hermosas del género y la orquídea silvestre más ampliamente recolectada en México por su valor ornamental y cultural (Halbinger 1993; Soto-Arenas 1996). Se estima que solo en el estado de Michoacán anualmente se extraen alrededor de 6 000 plantas o segmentos de plantas (lo cual en general también tiene consecuencias letales para la planta) (Ávila Díaz y Oyama 2002). Se considera que el número de flores con uno o dos pseudobulbos vendidas en la ciudad de México es del orden de miles a cientos de miles cada temporada, ya que, en la época de máxima floración, se estima que se venden alrededor de 1 500 flores diariamente (Ávila Díaz y Oyama 2002). Además de la extracción con fines ornamentales, en Michoacán se cortan grandes cantidades de esta planta con fines religiosos y artesanales (Ávila Díaz y Oyama 2002). Otro ejemplo local de la magnitud de la extracción ilegal de orquídeas es el que presentan Flores-Palacios y Valencia-Díaz (2007), quienes durante 85 semanas censaron un punto de venta ilegal de plantas silvestres en Xalapa, Veracruz, lo que hizo evidente que las orquídeas fueron el grupo más comercializado, pues representan 81% del total, correspondiente a una oferta de 7 100 ejemplares de 167 especies, dos de ellas endémicas del estado de Veracruz. Dicho estudio enfatiza que cada uno de los ejemplares cuantificados fue extraído ilegalmente de su medio natural y comercializado sin ningún tipo de regulación. Estos casos, si bien puntuales en su ubicación, dejan ver que el impacto de la extracción de orquídeas en el país debe ser de gran magnitud.

5.5.3 Cactus

México es el país con mayor concentración de especies de cactus en el mundo: se tienen registradas más de 550, de las cuales alrededor de 74% son endémicas (Hernández 2006). Sin embargo, las regiones áridas y semiáridas, pero en particular la zona norte-centro del país, también poseen las concentraciones más altas de cactus amenazados del mundo (Hernández y Bárcenas 1995, 1996). Actualmente, la NOM-059-SEMARNAT-2001 (Semarnat 2002) incluye 285 especies de cactus en alguna de sus categorías de protección, de las cuales 58% se considera que ameritan protección especial, 31% están amenazadas y 11% se registran como en peligro de extinción. De las especies que se encuentran en estas categorías, 86% corresponde a especies endémicas de México, donde la extracción ilegal es el problema fundamental, responsable del deterioro de numerosas poblaciones naturales de esta familia (Glass 1998).

A pesar de que hay una gran cantidad de viveros que propagan cactus para su comercio legal, la extracción y el comercio ilegal de individuos muestran cifras alarmantes. Por ejemplo, entre 1996 y 2000 las autoridades de México y Holanda incautaron más de 8 000 especímenes de cactus mexicanos, pues este último país es un importante

consumidor de dichas plantas (Robbins 2003). Otros 1 180 cactus se aseguraron en puertos de Estados Unidos, todos ellos presumiblemente extraídos de su hábitat natural (Robbins 2003). En 2004 la Profepa hizo un aseguramiento de 240 cactus en el Aeropuerto Internacional de la Ciudad de México, y se determinó que los especímenes de *Aztekium ritterii*, *Obregonia denegrii* y *Ariocarpus* spp., endémicos de México, aunque protegidos por las leyes mexicanas y el CITES, habían sido extraídos ilícitamente de su hábitat natural (Profepa 2004). Dichos cactus, con un valor aproximado de 29 dólares por pieza, tenían como destinos de comercialización Alemania, Austria, Holanda, Bélgica y República Checa. Otras especies que se comercian ilegalmente y que aparecen con frecuencia en aseguramientos son las siguientes: *Ferocactus latispinus*, *Ariocarpus kotschoubeyanus*, *Mammillaria carmenae*, *Astrophytum myriostigma* y *Aztekium hintonii*.

En el periodo de 1996 a 2000, cinco estados mexicanos reportaron 78% de todos los aseguramientos de cactus llevados a cabo por la Profepa (Fig. 5.7). La ciudad de México lleva la delantera en el número de incautaciones de esas plantas (28% de los aseguramientos), seguida de Morelos, Yucatán, Nuevo León y Puebla. Curiosamente, los Países Bajos constituyen un punto de aseguramiento

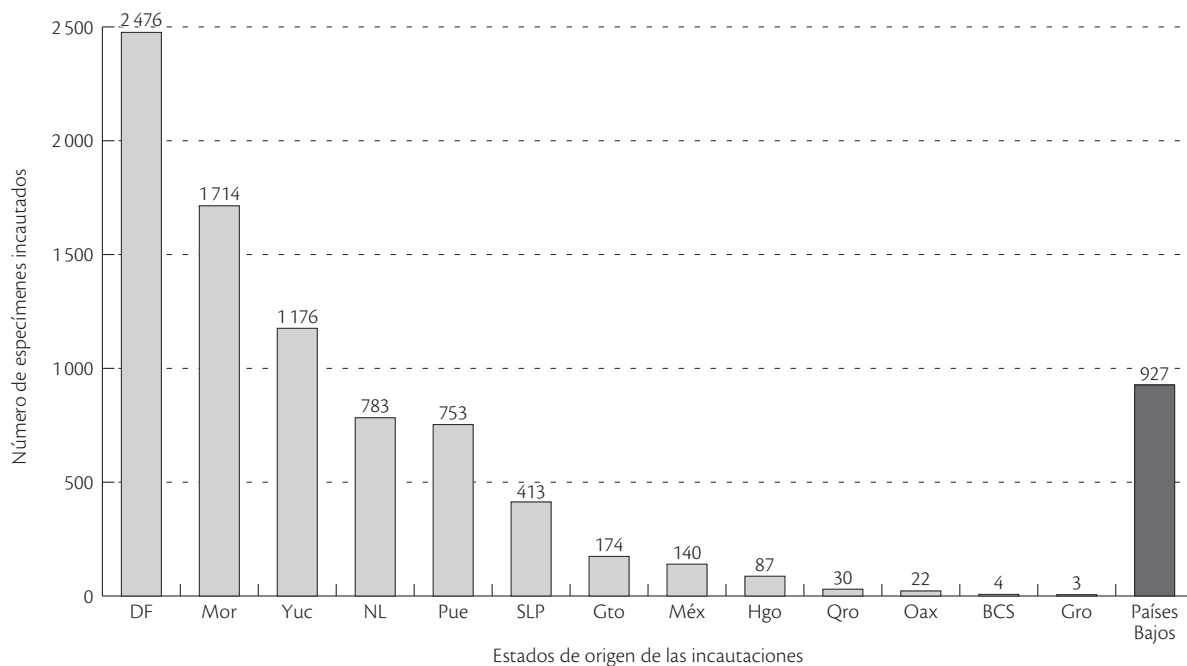


Figura 5.7 Aseguramientos de cactus por entidad federativa en el periodo 1996-2000. Se incluye el caso de los Países Bajos como punto de comparación. Fuente: Robbins (2003).

importante de cactus de México, ubicándose en un nivel apenas rebasado por el Distrito Federal, Morelos y Yucatán (Robbins 2003).

Si bien la información presentada sugiere que en general el impacto de la extracción de cactus es de grandes proporciones en el país, dicho impacto varía entre las especies. Por ejemplo, algunas de ellas son especialmente susceptibles a la extracción, como en el caso de *Lophophora williamsii*, conocido como peyote, que antes se extraía con fines ceremoniales. Esta es una especie para la cual las preocupaciones de conservación están más que justificadas, dado el volumen de plantas aseguradas y la presión persistente y la demanda de poblaciones silvestres. La reputación del peyote como un alucinógeno natural contribuye a la recolección ilegal de plantas silvestres, como es evidente en la incautación de 921 kg en México durante un periodo de cinco años. La cosecha ilegal continua de peyote representa una amenaza para la conservación de la especie y para la subsistencia o las necesidades espirituales de las culturas indígenas que se basan en estas plantas silvestres para uso tradicional. Por otro lado, el *Cephalocereus senilis*, un cacto columnar de gran belleza, del cual entre 1996 y 2000 se incautaron 580 especímenes de recolección silvestre, es particularmente sensible a la cosecha debido a su biología reproductiva (Robbins 2003). Este cacto, cuyas poblaciones están confinadas a unos cuantos barrancos de la zona árida de Querétaro e Hidalgo, genera un solo tallo del cual surgen flores para producir frutos y semillas (Robbins 2003). La amputación de este tallo de las plantas sexualmente maduras puede impedir la producción de flores y semillas, cuya reducción prolongada puede afectar considerablemente la capacidad de regeneración de las poblaciones. Por tanto, el resultado de esto no necesariamente sería el aniquilamiento de plantas individuales de sus poblaciones naturales, aunque el impacto ecológico o genético de este tipo de extracciones no se ha estudiado.

Otra amenaza importante para muchas poblaciones de cactáceas mexicanas es el ingreso reciente al país de la plaga de *Cactoblastis cactorum* por la Península de Yucatán (Zimmermann *et al.* 2000). Esta plaga ha tenido efectos devastadores en numerosas poblaciones de cactáceas de otros países de América Latina (Zimmermann *et al.* 2000, 2004), por lo que sin duda será importante que las autoridades ambientales mexicanas tomen medidas efectivas para evitar la diseminación de esta plaga, utilizando las proyecciones de las rutas de dispersión elaboradas por la CONABIO (Zimmermann *et al.* 2000, 2004).

5.6 EXTRACCIÓN DE ANIMALES: CACERÍA

Desde tiempos precolombinos, los habitantes del continente americano han utilizado una gran variedad de animales con múltiples propósitos (Robinson y Redford 1991; Ojasti y Dallmeier 2000; Silvius *et al.* 2004). En todo México, las comunidades rurales han extraído fauna silvestre durante siglos (Leopold 1959; Pérez-Gil *et al.* 1995). Los aztecas y los mayas, por ejemplo, utilizaban numerosos vertebrados como proveedores de carne, pieles, plumas, huesos, grasa y aceites, pigmentos, productos medicinales y otros materiales consumidos localmente o intercambiados por otros bienes (Morley 1977; Fagan 1984). En la actualidad, una parte importante de los habitantes del medio rural mexicano todavía utilizan algunos animales silvestres como fuente de alimento y pieles (March 1987; Aranda 1991; Jorgensen 1995; Escamilla *et al.* 2000; Naranjo *et al.* 2004). La gran mayoría de los usuarios de fauna silvestre son pobladores rurales de muy bajos ingresos económicos (Pérez-Gil *et al.* 1995), quienes aprovechan la carne y frecuentemente también la piel y las vísceras de sus presas para alimentar a sus familias y en ocasiones para venderlas dentro de sus propias comunidades o en poblados cercanos (March 1987; Mandujano y Rico-Gray 1991; Jorgensen 1993; Escamilla *et al.* 2000; Naranjo 2002). No obstante, el impacto del uso de la fauna sobre las poblaciones silvestres apenas comienza a documentarse en México y en el resto de Latinoamérica (Robinson y Bennett 2000; Silvius *et al.* 2004).

Estudios realizados en el sur de México durante la última década demuestran que en los bosques tropicales de la región se utilizan más de 60 especies de mamíferos, aves y reptiles para obtener carne, pieles, plumas, huesos, aceites, pigmentos, sustancias medicinales y otros materiales que se consumen o comercian localmente. Dos muestras de lo anterior se observan en los estudios de Escamilla *et al.* (2000) y Naranjo *et al.* (2004) en el sureste del país. En el primero, los autores encontraron que los habitantes de tres comunidades de la región de Calakmul, Campeche, extrajeron 7.4 toneladas de biomasa de 18 especies de vertebrados terrestres, principalmente mamíferos, durante un año. En el segundo estudio, realizado durante un periodo similar en la Selva Lacandona, Chiapas, se observó que 190 cazadores de cinco comunidades indígenas y mestizas extrajeron un total de 782 animales (4.1 animales por cazador), la mayoría de ellos tepalcuantes (*Agouti paca*), pero también especies de mayor tamaño como tapires (*Tapirus bairdii*; n = 5) y jaguares (*Panthera onca*; n = 2) entre los mamíferos, así como

hocofaisanes (*Crax rubra*) y pericos (*Amazona* spp.) entre las aves. Esta magnitud de extracción corresponde a 8.2 toneladas de carne (43.2 kg/cazador) de 32 especies de mamíferos, aves y reptiles durante un año. Sin embargo, seis especies de mamíferos (tepezcuintle, tapir, pecarí de collar, pecarí de labios blancos, venado cola blanca y venado temazate) contribuyeron con casi 87% del peso total de fauna aprovechada en las cinco comunidades (Naranjo *et al.* 2004; Fig. 5.8). Si esta magnitud de extracción y la proporción de cazadores respecto a la población total (12% en promedio) fueran similares en el conjunto de comunidades rurales de la Selva Lacandona, podríamos esperar una captura de hasta 100 000 animales silvestres (más de 1 000 toneladas de carne), utilizados cada año por los aproximadamente 200 000 habitantes y 24 000 cazadores de las mismas comunidades.

Estos y otros estudios menos sistemáticos en áreas tropicales de México han demostrado que entre las especies con mayor presión de caza se encuentran los herbívoros y omnívoros de mayor talla de cada clase de vertebrados, como venados (*Odocoileus virginianus* y *Mazama* spp.), pecaríes (*Tayassu* spp.), tapires (*Tapirus bairdii*), tepezcuintles (*Agouti paca*) y armadillos (*Dasyus novemcinctus*) en cuanto a mamíferos; pavos (*Meleagris* spp.), cojolititas (*Penelope purpurascens*), hocofaisanes (*Crax rubra*), patos (Anatidae) y tinamúes (Tinamidae) entre las aves; iguanas (*Iguana iguana* y *Ctenosaura* spp.) y tortugas de agua dulce (*Chelonia*) entre los reptiles. Sin embargo, las

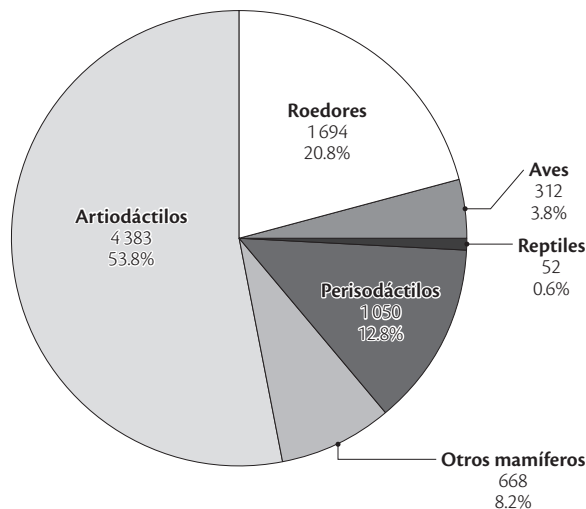


Figura 5.8 Volumen (kg) y porcentaje de biomasa extraída de vertebrados silvestres en cinco comunidades de la Selva Lacandona, Chiapas, durante un año.

Fuente: Naranjo *et al.* (2004).

especies carnívoras grandes también están sujetas a la presión de la cacería, con frecuencia por el daño real o potencial que pueden causar a los animales domésticos y a los habitantes de comunidades rurales. Entre estas últimas se encuentran comúnmente los grandes felinos como el jaguar (*Panthera onca*), el puma (*Puma concolor*) y el ocelote (*Leopardus pardalis*); el coatí (*Nasua narica*), el mapache (*Procyon lotor*), águilas y halcones (especies de Accipitridae y Falconidae), cocodrilos (*Crocodylus* spp.) y caimanes (*Caiman crocodylus*).

Un grupo en particular asediado por la caza es el de los pericos y guacamayas (psitácidos), del cual 20 especies se encuentran oficialmente en alguna categoría de riesgo: seis en peligro de extinción, 10 amenazadas y cuatro bajo protección especial. De acuerdo con Cantú Guzmán *et al.* (2007), se capturan entre 65 000 y 78 500 pericos cada año, de los cuales más de 75% mueren antes de llegar al consumidor final; es decir, entre 50 000 y 60 000 cada año. Se sabe que entre 86 y 90 por ciento de los pericos mexicanos que se capturan son para comercio interno (Cantú Guzmán *et al.* 2007).

En pocos casos se ha podido analizar en detalle el estado de las poblaciones silvestres de algunas especies de vertebrados y, en estos ejemplos, la información apunta a un problema de afectación considerable que guarda similitud con el "síndrome del bosque vacío" (Redford 1992), donde la apariencia externa de la vegetación parecería saludable a pesar de que existe un alto grado de defaunación (*sensu* Dirzo y Miranda 1991). Un estudio ilustrativo de esta situación se desarrolló en la parte norte de la Sierra de Los Tuxtlas, donde ocurrió la extinción local de especies como el águila arpía, la guacamaya roja, el jaguar, el puma, el tapir y el mono araña, así como una drástica disminución de otras especies como el venado cola blanca, el venado temazate y los pecaríes de collar y de labios blancos (Dirzo y Miranda 1991). En el caso de estas últimas cuatro especies, es posible que sus poblaciones locales en esa zona ya estén próximas a la extinción, dada su bajísima probabilidad de registro por métodos como la detección de sus huellas en transectos estandarizados, avistamientos diurnos y nocturnos y observación casual por investigadores y estudiantes. Los trabajos sobre defaunación antes citados sugieren que el fenómeno de afectación en las poblaciones de vertebrados, en particular de los mamíferos, no es aleatorio. Toda la evidencia sugiere que el proceso de defaunación es selectivo, con un mayor grado de afectación sobre las especies de tamaño mediano a grande, y un impacto menor, o incluso un efecto positivo, sobre muchas de las espe-

cies de talla más pequeña, en particular de pequeños roedores (Mendoza y Dirzo 2007). Esta situación de defaunación selectiva hace evidente que el impacto humano directo tiene un mayor efecto sobre los vertebrados herbívoros y omnívoros, así como sobre los animales carnívoros y carroñeros que se encuentran en la cúspide de las cadenas tróficas.

Otro caso notable de defaunación que, aunque no está cuantificado, salta a la vista en el altiplano central del país es la venta de numerosos ejemplares vivos y muertos de víboras de cascabel (*Crotalus* spp.), aves rapaces (por ejemplo, *Buteo* spp.), aves canoras y mamíferos carnívoros (zorros y coyotes) en sitios como las inmediaciones de Matehuala, en el estado de San Luis Potosí, sobre la autopista federal 57. Es claro que las autoridades ambientales están al tanto de esta situación, pues en dicha región existen avisos que advierten a posibles compradores sobre los riesgos de cometer un delito federal al adquirir animales silvestres. Sin embargo, es necesario que tanto la Semarnat como la Profepa promuevan a corto plazo acciones más efectivas para controlar el saqueo de fauna en esta región, posiblemente gestionando opciones económicas para las personas dedicadas a esta actividad ilícita y aplicando las leyes respectivas a los infractores.

El impacto selectivo sobre la fauna silvestre lo generan factores extrínsecos e intrínsecos (Dirzo 2001). Entre los primeros se encuentran las preferencias de los cazadores por animales de mayor talla, su valor alimenticio, la facilidad para encontrarlos en el campo y la existencia de conflictos entre asentamientos humanos y fauna, como el hecho de que depredadores de talla grande (por ejemplo, jaguares, pumas y ocelotes) incursionen en las poblaciones para cazar animales domésticos. Entre los factores intrínsecos se incluyen: tasa de crecimiento poblacional de la fauna, longevidad y edad en la que alcanzan la madurez sexual. En estudios acerca de la fauna de Los Tuxtlas y de la Selva Lacandona, estos factores demográficos intrínsecos de los animales de talla mayor se correlacionan positivamente con la probabilidad de que las especies sean afectadas por la cacería, y de manera negativa con la de que sean detectadas en su ambiente natural por medio de los métodos típicos de monitoreo de estas especies.

Las consecuencias ecológicas de la defaunación han sido poco estudiadas en México. Sin embargo, se puede especular que si hay especies que dependen de estos vertebrados para su existencia o mantenimiento, se podrían esperar situaciones de coextinción (local al menos), incluyendo la pérdida de especies asociadas, como ectopa-

rásitos invertebrados, insectos coprófagos y animales carroñeros, como ha ocurrido en otros sitios afectados por la defaunación (Andresen y Laurance 2007). Por otra parte, en la medida en que algunas de estas especies dañadas por la extracción directa desempeñan algún papel importante en la comunidad natural, se puede esperar que en su ausencia algunos aspectos estructurales y funcionales de las comunidades naturales también se vean perturbados. Por ejemplo, la cacería de monos, que actúan como agentes dispersores de las semillas de algunas especies de plantas, pone en riesgo la capacidad regenerativa de varias especies de árboles tropicales de dispersión zoocora. En Los Tuxtlas, por ejemplo, se ha observado una capacidad de reclutamiento limitada con un déficit de hasta 50% de las especies de dispersión zoocora en sitios fragmentados donde la incursión de cazadores es más frecuente, y por consecuencia tales agentes dispersores están ausentes (L. Zenteno y R. Dirzo, datos no publicados). En este mismo sitio, la ausencia de herbívoros vertebrados medianos y grandes del sotobosque tropical trae consigo efectos indirectos sobre la regeneración de la selva, ya que sin estos animales algunas especies vegetales pierden su control natural y logran monopolizar el espacio en el sotobosque a expensas de otras plantas, lo que conduce a una reducción en la diversidad neta de plantas en el sotobosque tropical de sitios defaunados (Dirzo y Miranda 1991). Es previsible, incluso, que tal situación de defaunación selectiva tenga repercusiones sobre algunos servicios ambientales (véase el capítulo 4 de este volumen), como el hecho de que, en ausencia de sus depredadores, ciertas especies (como roedores y algunas serpientes) alcancen niveles y conductas que las vuelvan nocivas al invadir asentamientos humanos y afectar bienes de los pobladores locales, o bien al convertirse en vectores de transmisión de enfermedades, como los cuadros generados por los hantavirus y la leptospirosis.

En el altiplano y las serranías del norte y centro de México, a diferencia del sur, la cacería deportiva es una actividad económica importante y se centra en un número reducido de especies nativas e introducidas ($n < 20$), entre las que destacan el venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*), el venado bura (*Odocoileus hemionus*), el borrego cimarrón (*Ovis canadensis*), el pecarí de collar (*Tayassu tajacu*), el ciervo rojo (*Cervus elaphus*), el coyote (*Canis latrans*), los conejos (*Sylvilagus* spp.), el pavo silvestre (*Meleagris gallopavo*), varias especies de palomas (principalmente la paloma de alas blancas, *Zenaida asiatica*) y diversas especies de patos (Anatidae). En el año 2001 existían poco más de 1 100 clubes de caza registrados le-

galmente en el país (sobre todo en los estados de la frontera norte), y el mismo año la Semarnat autorizó a 9 803 cazadores deportivos nacionales y extranjeros poco más de 35 000 permisos de caza con un valor aproximado de 8.8 millones de pesos (poco más de 800 000 dólares estadounidenses; Semarnat 2005). En muchos casos, los propietarios de los predios donde se practica la caza deportiva aplican correctamente los planes de manejo de las especies nativas avalados por la Semarnat, lo que les permite obtener ingresos económicos importantes sin menoscabo de las poblaciones de fauna local. No obstante, también se presentan situaciones en las que el aprovechamiento se centra en especies exóticas liberadas en el medio silvestre, lo que posiblemente esté ocasionando disminuciones importantes en la abundancia de algunas especies de fauna nativa debido a la competencia por espacio y alimento. Este es el caso de un número creciente de ranchos cinegéticos en estados del centro y norte del país, donde se ofertan diversas especies de ungulados asiáticos, europeos y africanos (por ejemplo, borrego berberisco, cabra montés, jabalí europeo, íbex y antílopes), que compiten con herbívoros locales (venados, pecaríes y liebres, entre otros) y modifican el hábitat natural. El impacto de este tipo de sistemas cinegéticos aún no ha sido evaluado en México. Sin embargo, es de esperarse que las especies introducidas estén causando un grado de deterioro importante en las comunidades naturales del país (véase el capítulo 6 de este volumen).

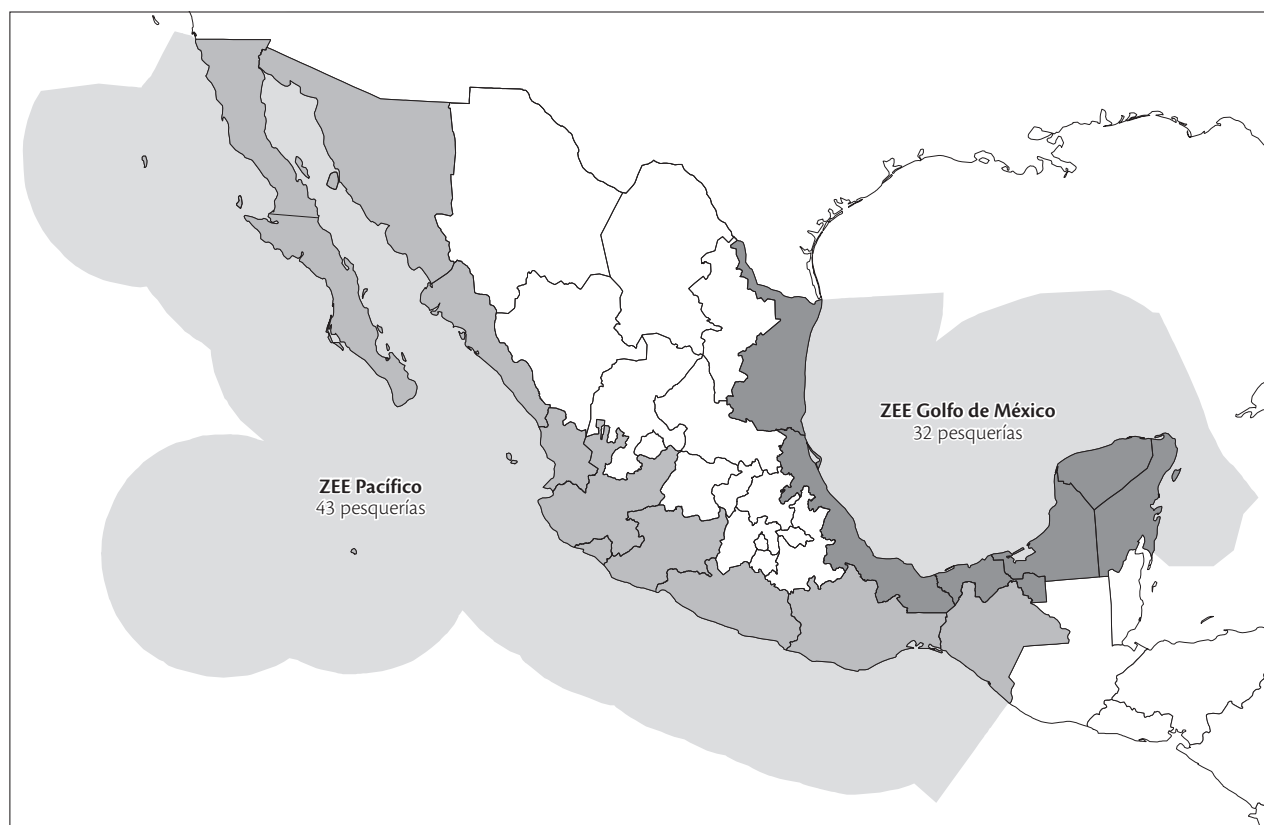
5.7 PESCA

México cuenta con importantes recursos pesqueros: en los últimos cinco años ha ocupado el lugar 16 en el mundo en producción, con un promedio de 1.45 millones de toneladas, después de que tuvo un crecimiento acelerado entre 1940 y 1980. La producción total en 2003 fue de 1 565 millones de toneladas, con un valor de 18 360 millones de pesos (alrededor de 1 400 millones de dólares) a precio de playa, que incluyen 207 776 toneladas (13.3%) como producto de la acuicultura. Del volumen pescado, 80% se desembarcó en el litoral del Pacífico, 18.1% en el Golfo de México y el Caribe y 1.9% provino de los cuerpos de agua interiores (Conapesca 2005); sin embargo, datos de aseguramiento y decomiso de recursos pesqueros y marinos por la Profepa, de 2001 a 2005 (Profepa 2006b), muestran, al menos parcialmente, la problemática de la extracción ilegal y la sobreexplotación.

Es bien conocido que, en todo el mundo, muchas po-

blaciones de peces están sobreexplotadas y los ecosistemas que las sostienen han sido degradados (FAO 2002). Cada vez se reconoce más que las consecuencias de la pesca a gran escala tienen diversos efectos colaterales, como la destrucción del hábitat, la muerte incidental de especies no objetivo, los cambios en la demografía de poblaciones y en la función y estructura de los ecosistemas (Pikitch *et al.* 2004), además de la sobreinversión, el esfuerzo de pesca excesivo y la contaminación multifocal (Arenas y Jiménez 2004). De acuerdo con datos de Myers y Worm (2003), la abundancia de las especies de peces de altos niveles tróficos ha disminuido en más de 90% y la explotación representa más de 30% de la producción marina total. Mediante un análisis de la desaparición local, regional o global de 133 especies acuáticas, Dulvy *et al.* (2003) encontraron que la causa principal de estas extinciones fue la pesca (55%), seguida por la pérdida de hábitat (37%), mientras que otras causas de extinción local estuvieron relacionadas con el impacto de especies invasoras, el cambio climático, la contaminación y las enfermedades. En suma, el impacto negativo de la sobreexplotación pesquera es omnipresente. En México, en particular, se reconoce la explotación pesquera de 589 especies marinas, de las cuales 318 se localizan en el Pacífico y 271 provienen del Golfo de México y del Caribe. Debido a que la gran mayoría de las pesquerías en nuestro país son multiespecíficas, o que algunas especies se distribuyen en varias regiones bien definidas, las 589 especies están agrupadas en 75 unidades de manejo: 43 en el Pacífico y 32 en el Golfo de México y el Caribe (Fig. 5.9) (Sagarpa 2004). No obstante, en la Carta Nacional Pesquera se consigna que de 75 unidades de manejo, 45 (60%) han alcanzado su rendimiento máximo (completamente explotadas) y en 20 (26.7%) se registra sobreexplotación de los recursos pesqueros (Fig. 5.9). Lo anterior significa que 86.6% de nuestras unidades pesqueras marinas ya no pueden ser sujetas de ningún incremento de producción, y muchas de ellas requieren acciones de manejo y protección para detener su deterioro. Por ejemplo, la pesquería de cazón ley, *Rhizoprionodon terraenovae*, se encuentra aprovechada al máximo permisible y está en riesgo de disminuir drásticamente si continúa el mismo esquema de explotación, en el que predomina la captura de organismos inmaduros (90% del total) (Arenas y Díaz de León 1999), lo que con seguridad tiene un impacto demográfico considerable en las poblaciones de esta especie.

De entre los 65 grandes cuerpos de agua dulce de México, se desconoce el estado de las poblaciones pesqueras en 56 de ellos (86%). Del resto, cinco mantienen pobla-



	Número			Porcentaje		
	Pacífico	Golfo de México	Total	Pacífico	Golfo de México	Total
Deteriorada	11	9	20	25.5	28.1	26.7
Aprovechada al máximo (sustentable)	26	19	45	60.5	59.4	60.0
Potencial de desarrollo	6	4	10	14.0	12.5	13.3
Total	43	32	75	100.0	100.0	100.0

Figura 5.9 Distribución y estado de explotación de las unidades de manejo pesquero en México. Fuente: Sagarpa (2004).

ciones en deterioro o han alcanzado su rendimiento máximo sostenible y solo cuatro tienen potencial para incrementar su producción (Sagarpa 2004). En la *Carta Nacional Pesquera* (Sagarpa 2004) se incluyen 103 especies, de las cuales 16 (14 peces y dos anfibios) se consideran amenazadas en el territorio nacional.

La pesca tiene efectos directos, indirectos (pesca incidental) y en los ecosistemas (Reynolds *et al.* 2002). La explotación directa de una especie objetivo ha causado la mayoría de los colapsos de poblaciones de peces que se conocen. En México el ejemplo más claro es el de la totoaba (*Totoaba macdonaldi*), un pez sciaínido de gran

tamaño, endémico del norte del Golfo de California. En 1942 alcanzó una captura máxima de 2 300 toneladas, para después caer hasta 59 toneladas en 1975. A partir de entonces se prohibió su pesca y quedó sujeta a protección (Cisneros-Mata *et al.* 1995). No obstante, el deterioro de las poblaciones de totoaba se prolongó como resultado tanto de su pesca furtiva como de su captura incidental en redes agalleras y de arrastre, destinadas a la extracción de otras especies, a lo que se suma el deterioro de su hábitat de crianza y desove en el delta del Río Colorado debido a la construcción de presas río arriba (Cisneros-Mata *et al.* 1995).

Casi todos los tipos de pesca realizan una captura incidental. Un ejemplo de ello es el camarón, en cuya pesca en el Golfo de California se extraen casi 10 kg de otras especies de escaso valor comercial (fauna de acompañamiento) por cada kilo del crustáceo. Además de la captura incidental, el uso de muchas artes de pesca tiene un efecto en las comunidades de peces, su hábitat y otra fauna béntica. Al operar redes de arrastre camaroneras, las pesadas compuertas que mantienen la red abierta y pegada al fondo resuspenden el sedimento y lastiman o matan a los invertebrados bénticos, a los cuales posteriormente consumen organismos carroñeros. Esto ha resultado en el decremento de dichos invertebrados y en un impacto negativo de la productividad secundaria del bentos (Reynolds *et al.* 2002). Algunos expertos afirman que las capturas pesqueras han alterado las interacciones bióticas en numerosas regiones al modificar gradualmente la composición de las comunidades, originalmente con abundancia de especies de larga vida y niveles tróficos altos, hacia una predominancia de especies de vida corta y niveles tróficos bajos (Pauly *et al.* 1998). Este impacto sobre la cadena

alimentaria aumenta notablemente la probabilidad de que algunas pesquerías se colapsen, por lo que en la actualidad se trata de impulsar un manejo pesquero basado en los ecosistemas y no en una sola especie (Pikitch *et al.* 2004). Un ejemplo ilustrativo de este fenómeno proviene de la costa de Baja California Sur, donde Sala *et al.* (2004) observaron que en 30 años la composición de especies de la captura artesanal fue claramente alterada: disminuyó la talla promedio de las especies en 40 cm y se afectó sobre todo a los depredadores de alto nivel trófico, como los tiburones (Figs. 5.10 y 5.11).

Entre los factores causantes de un mayor impacto sobre las poblaciones pesqueras en aguas mexicanas destaca el enorme esfuerzo pesquero (número de embarcaciones) que se concentra en la zona costera: 94% de la flota nacional y 80% de la pesca total (Hernández y Kempton 2003). Esta estrategia de explotación, estimulada por el Estado mexicano, se reflejó en un marcado crecimiento de la flota artesanal entre 1970 y 1996, de una magnitud de 700%, con lo que se alcanzó en ese último año casi 103 000 pangas. En contraste, la flota industrial mexicana

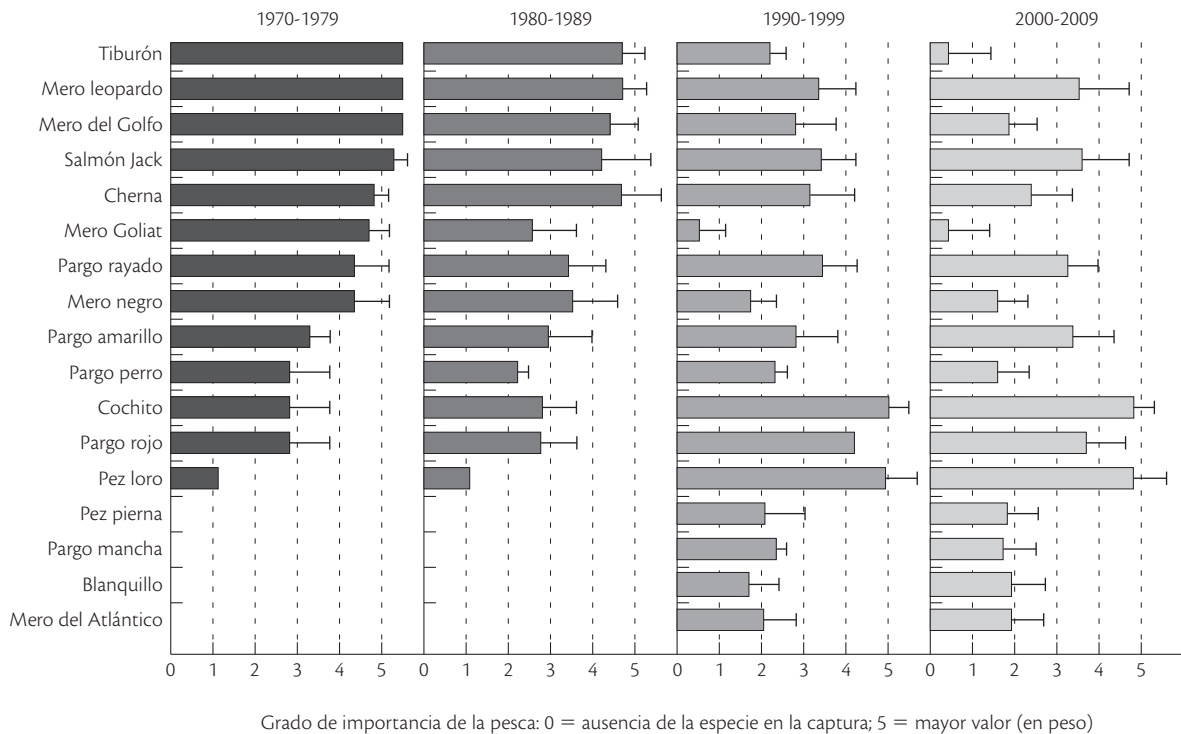


Figura 5.10 Cambios en distintos decenios de la composición específica de las capturas de la pesca artesanal en aguas cercanas a La Paz, Baja California Sur. Fuente: Sala *et al.* (2004).

apenas se duplicó en dicho periodo, de 1 665 a 3 336 embarcaciones. Otro factor de impacto importante en aguas mexicanas es la concentración de la producción pesquera (71%) y la planta industrial asociada (60%) en los estados del Pacífico norte (Conapesca 2005). Esta concentración está ocasionando sobreexplotación y deterioro de los recursos de la región. Finalmente, las políticas pesqueras nacionales han tenido repercusiones negativas en muchas poblaciones sujetas a explotación. Entre las décadas de 1950 y 1980 la pesca cumplió principalmente una función social y su crecimiento fue estimulado por el Estado (Alcalá 2003; Hernández y Kempton 2003). Este crecimiento desproporcionado se asoció con problemas de sobrecapitalización, monopolio de la comercialización, endeudamiento de los armadores, fallas en el control del esfuerzo de captura, así como envejecimiento de las embarcaciones y los equipos, lo que ocasionó conflictos sociales y ambientales que se reflejaron en una sobreexplotación de numerosas especies, hecho reconocido en 1995 por las autoridades del gobierno federal (Hernández y Kempton 2003). Actualmente, los problemas inflacionarios de las últimas décadas, la privatización de la industria paraestatal (con el consecuente desempleo), la falta de capital, las deficiencias en el control de acceso al recurso y la presión social derivada de la pobreza han provocado que el esfuerzo de pesca (legal e ilegal) continúe creciendo.

En las últimas décadas el manejo de las pesquerías en México ha sido ineficiente en la mayoría de los casos, en gran medida porque se ha procurado maximizar la captura de una sola especie, ignorando las consecuencias

sobre su hábitat, sus presas y depredadores, y otros componentes e interacciones de los ecosistemas (Pikitch *et al.* 2004). Por ello, es necesario modificar las estrategias de aprovechamiento con una visión más amplia, enfocada en los ecosistemas (Arreguín-Sánchez *et al.* 1993, 2004; Morales-Zárate *et al.* 2004), y tomando en cuenta las dimensiones social, económica y ambiental de las pesquerías con miras hacia la sustentabilidad en el uso de estos recursos (Sosa-Nishizaki 2003).

5.8 AFECTACIÓN POR CONTAMINACIÓN

La contaminación de origen orgánico e inorgánico, si bien no es un mecanismo de extracción directa de las especies, es un importante factor de deterioro para la flora y fauna terrestres y acuáticas. En el caso de los ecosistemas marino-costeros, se han detectado evidencias de contaminación por hidrocarburos en la biota del Golfo de México, principalmente en nemátodos de vida libre, macrofauna béntica, ostiones y bagres. Por ejemplo, en ostiones (*Crassostrea virginica*) de la Laguna de Términos, Campeche, se encontraron concentraciones promedio de hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) de $1\,900\text{ ng g}^{-1}$, en tanto que en bagres (*Ariopsis assimilis*) de Chetumal, Quintana Roo, se detectaron hasta $77\,000\text{ ng g}^{-1}$ de estos mismos compuestos (Gold 2004). Además, estos bagres presentaron lesiones histológicas y tumores hepáticos cuya prevalencia se pudo asociar a la concentración de contaminantes orgánicos de HAP y plaguicidas en el hígado (Noreña-Barroso *et al.* 2004).

Núñez (1996) analizó las concentraciones de metales altamente tóxicos como arsénico, cadmio, mercurio y plomo en dos especies de tiburones, *Carcharhinus limbatus* y *Rhizoprionodon terraenovae*, importantes para las pesquerías a escala nacional. Sus resultados mostraron valores por arriba de los parámetros recomendables para el consumo humano. En la especie pesquera comercial más importante del Golfo de México, el camarón blanco (*Litopenaeus setiferus*), se han encontrado concentraciones promedio de $11.2\text{ }\mu\text{g g}^{-1}$ de plomo (peso húmedo), $76.2\text{ }\mu\text{g g}^{-1}$ de cobre, $13.4\text{ }\mu\text{g g}^{-1}$ de cadmio y $9.5\text{ }\mu\text{g g}^{-1}$ de cromo (Vázquez *et al.* 2001). Botello (1996) realizó un estudio en la Laguna El Yucateco, Tabasco, de metales en distintas especies de peces y reportó que las concentraciones de plomo para la mojarra prieta *Cichlasoma friedrichsthalii* fueron las más altas conocidas para peces ($15.68\text{ }\mu\text{g g}^{-1}$), superando por mucho el límite permisible para consumo humano, que es de $2.5\text{ }\mu\text{g g}^{-1}$. Este

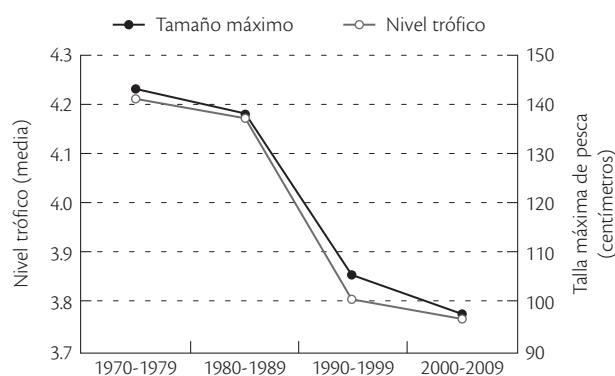


Figura 5.11 Cambios en distintos decenios del nivel trófico y del promedio de la talla máxima de la comunidad de peces capturada por la pesca en aguas cercanas a La Paz, Baja California Sur. Fuente: Sala *et al.* (2004).

mismo estudio muestra que especies como *Cichlasoma friedrichsthalii* (mojarra prieta), *C. bifasciatum* (castarrica), *C. urophthalmus* (mojarra), *Megalops atlanticus* (sábalo) y *Callinectes rathburnae* (jaiba) presentaron valores de concentración de Cd, Cr, Pb y Ni por arriba de lo aceptable.

De la misma manera, las concentraciones de metales pesados registradas en ostiones (*Crassostrea virginica*) en las lagunas de El Llano, La Mancha y Mandinga (Veracruz) llegan hasta $11.6 \mu\text{g g}^{-1}$ de Pb y $5.1 \mu\text{g g}^{-1}$ de Cr, mientras que en las lagunas de Mecoacán, Machona y El Carmen, en Tabasco, dichas cifras alcanzaron 51.8 y $6.5 \mu\text{g g}^{-1}$ de Pb y Cr, respectivamente (Vázquez-Botello *et al.* 2004). Otros casos documentados de la presencia de concentraciones importantes de contaminantes de este tipo en la fauna de aguas mexicanas son los del tiburón de puntas negras (*Carcharhinus limbatus*: $3.01 \mu\text{g g}^{-1}$ de Hg) en el Golfo de México, la lisa (*Mugil cephalus*: hasta $201 \mu\text{g g}^{-1}$ de Hg) y las almejas chinas (*Chione gnidia*: hasta $23.7 \mu\text{g g}^{-1}$ de Ni) en la Bahía de Guaymas (Méndez *et al.* 2002). En esta última zona también se encontraron concentraciones promedio de $37.1 \mu\text{g g}^{-1}$ de plomo en plumas de patos (Anatidae) (Rendón-von Osten *et al.* 2001).

En México existen aproximadamente 200 principios activos de plaguicidas que se utilizan legalmente. Entre ellos, los compuestos organoclorados destacan por su relevancia como contaminantes potenciales debido a sus efectos acumulativos en los organismos, incluida la especie humana. Entre los efectos graves de estos compuestos se encuentran las lesiones histológicas en diversos órganos, la formación de tumores cancerosos e incluso la muerte (Noreña-Barroso *et al.* 2004). Algunos ejemplos al respecto provienen de estudios como el de Gardner *et al.* (2003), quienes encontraron epóxido de heptacloro y γ -hexaclorociclohexano en 40 y 31 por ciento, respectivamente, de las tortugas verdes (*Chelonia mydas*) analizadas en las costas de Baja California. Osuna-Flores y Riva (2002) detectaron residuos de DDE (hasta $0.03 \mu\text{g g}^{-1}$) y endosulfán (hasta $2.0 \mu\text{g g}^{-1}$) en camarones del género *Litopenaeus* en las costas de Sinaloa. En las costas de Chiapas, Botello *et al.* (2000) encontraron residuos de plaguicidas organoclorados en concentraciones de 94 y $21 \mu\text{g g}^{-1}$ en pargos (*Lutjanus novemfasciatus*) y camarones blancos (*Penaeus vannamei*), respectivamente. Un ejemplo más se observa en la Reserva de la Biosfera La Encrucijada, Chiapas, donde se encontraron residuos de contaminantes orgánicos en membranas de huevos de cocodrilo (*Crocodylus acutus*) en concentraciones de hasta 282.3 ng g^{-1} de Σ -Aroclor y de hasta $10\,880 \text{ ng g}^{-1}$ (base lípidos) de Σ -DDT (Rendón-von Osten *et al.* 2003). Lo anterior indi-

ca que los compuestos organoclorados se han dispersado prácticamente en todos los ambientes, incluidas las áreas naturales protegidas.

Un análisis de algunos estudios realizados sobre contaminantes orgánicos (Mora 1997) y llevados a cabo en tres regiones con ocho especies de aves, desde piscívoras hasta granívoras, mostró que en general los residuos de DDE variaron de 0.009 a $26 \mu\text{g g}^{-1}$. En cada región las concentraciones de DDE fueron mayores en aves piscívoras que en las granívoras, lo cual demuestra que los hábitos alimenticios de los organismos son factores críticos que determinan la exposición a contaminantes. Las concentraciones de DDT registradas en aves migratorias en el noroeste de México casi se cuadruplicaron entre 1992 y 2005 (Mora 1997). Otro trabajo realizado en la zona arroceras de Palizada, Campeche, permitió analizar la actividad de la acetilcolinesterasa (AChE) como biomarcador de efecto por exposición a plaguicidas en el cerebro del pato pijije (*Dendrocygna autumnalis*) y los resultados indican que los patos recolectados durante la temporada de mayor aplicación de agroquímicos presentaban una inhibición de cerca de 30% de su actividad, en comparación con la determinada en patos recolectados en época de menor aplicación, lo cual sugiere que estas aves están expuestas a plaguicidas organofosforados y carbámicos que pueden tener repercusiones importantes en su éxito reproductivo (Rendón-von Osten y Memije 2005). Desafortunadamente no se cuenta con información que permita evaluar el grado de pérdida de individuos de estas especies afectados por los contaminantes, pero la incidencia de los mismos en las especies silvestres al menos apunta a que dichos contaminantes representan un factor de afectación de las poblaciones que requiere ser investigado con más detalle.

La ausencia de programas efectivos de vigilancia y control de contaminantes del ambiente costero mexicano, la creciente industrialización y urbanización de la zona costera mexicana y sobre todo la falta de aplicación de las normas ambientales han ocasionado, entre otras cosas, que muchos de los ríos y lagunas de México contengan contaminantes de gran impacto, como es el caso de Pb, Cd y Cr, en niveles que se han incrementado hasta en 20 órdenes de magnitud en ríos y lagunas del Golfo de México (Vázquez-Botello *et al.* 2004). Como indican los estudios de caso reseñados en este capítulo, el aumento en los niveles de contaminación produce efectos toxicológicos negativos en los organismos que habitan las áreas contaminadas, con efectos deletéreos en muchas de las pesquerías del país.

5.9 SINERGIAS ENTRE FACTORES DE IMPACTO DIRECTO Y FACTORES INDIRECTOS

Es indudable que los factores de impacto directo sobre las poblaciones de flora y fauna interactúan de manera multivariada y, con frecuencia, no lineal. Como se mencionó, por ejemplo, la defaunación por cacería excesiva pone en riesgo especies de plantas que dependen de animales frugívoros para su dispersión. Si además de eso dichas plantas son motivo de explotación y extracción no sostenible, su riesgo de extinción local se incrementa. Tal es el caso de algunas especies zoocoras y de interés maderable, incluyendo algunas lauráceas como *Nectandra* spp. en zonas tropicales del sureste de México. Por otra parte, los efectos directos tienen un impacto sinérgico con otros efectos antropogénicos, que conducen a la erradicación local de especies de flora o fauna. Un caso notable es la combinación de la cacería con la fragmentación del hábitat. Esta última no solamente reduce el área efectiva disponible para los animales, sino que además hace más accesible la incursión de cazadores y ello aumenta notablemente la probabilidad de extinción local, en particular de animales de talla grande e intermedia, con atributos demográficos que confieren vulnerabilidad, como apuntamos antes, y con requerimientos de áreas grandes para sobrevivir. La dramática defaunación de Los Tuxtlas (Dirzo y Miranda 1991), y probablemente de muchos otros sitios del país y de otros países (por ejemplo, la Amazonia brasileña; Peres 2000), se puede adjudicar a estos efectos sinérgicos.

5.10 EPÍLOGO

En síntesis, en este capítulo se hace evidente que la información necesaria para evaluar el impacto de los factores antropogénicos de afectación directa a las poblaciones silvestres de flora y fauna es insuficiente. Sin embargo, la información disponible, con sus limitantes, sugiere que varias especies, en particular de plantas, han sido usadas por largo tiempo sin un deterioro notable o pérdida local de sus poblaciones. Esto es particularmente notorio en el caso de especies que se aprovechan para uso local o incluso comercial, pero con esquemas que descansan en un buen conocimiento tradicional. La extracción ilegal, en contraste, muestra impactos negativos considerables, ya que hay evidencia de que la información proveniente de decomisos o aseguramientos es una seria subestimación de la magnitud de las extracciones de plantas y ani-

males de sus hábitats naturales. Además, la información disponible sobre la posible magnitud de la extracción maderera ilegal supone una merma considerable de este recurso y desentona considerablemente con los incipientes pero promisorios casos de manejo comunitario exitosos de diferentes recursos forestales (véase Bray *et al.* 2007).

La información analizada sobre la extracción de flora no maderable y de tráfico y cacería de fauna, y la comercialización no regulada de las mismas arroja información que refleja un panorama de gran impacto en las poblaciones naturales. Esto se hace particularmente evidente en el caso de los organismos de los cuales hay mejor información, incluidas las orquídeas, las cícadas y los cactus, así como algunas aves, como los pericos. De manera similar, la evaluación aquí presentada sobre la defaunación, en particular reflejada por la extracción de mamíferos y aves, permite concluir que la magnitud de este fenómeno podría ser del orden de centenas de miles de vertebrados silvestres extraídos anualmente del país, como lo refleja el caso de la Selva Lacandona que, como se describió, muestra una defaunación estimada en 100 000 vertebrados cada año.

Una implicación importante de la defaunación es el caso, hasta ahora poco cuantificado en México, de las coextinciones; es decir, la pérdida colateral de especies interactuantes (por ejemplo, de los mutualismos planta-polinizador o planta-dispersor) que dependen de la especie que se sobreexplota (y se extingue) en primera instancia. En ecosistemas acuáticos, principalmente marinos, este tipo de efectos en cascada se pueden dar por la disminución o pérdida total de los depredadores de la parte superior de la cadena trófica. Nuevamente, este tipo de efectos ocasionados por la defaunación en sistemas acuáticos ha sido poco cuantificado en México.

Otro aspecto igualmente importante y que se ha evaluado poco es el de las sinergias entre la extracción y otros impactos antropogénicos. El caso de las sinergias entre cacería y fragmentación reseñado en este capítulo ejemplifica esta situación en ecosistemas terrestres, aunque creemos que también ocurre en sistemas acuáticos (por ejemplo, sobreexplotación y contaminación), pero esto requiere más investigación en México.

En general, la información fragmentaria que se ha integrado en este capítulo señala una trayectoria de gran impacto antropogénico sobre las poblaciones de flora y fauna del país. Todo esto demanda que México dedique esfuerzos y atención inmediatos para detener y, de ser posible, revertir las trayectorias esbozadas en este análisis.

sis. Para aspirar a alcanzar esta meta se requerirá la depuración y aplicación de los marcos legales vigentes (Reuter y Habel 2004) y la colaboración entre los sectores gubernamental, académico y social.

REFERENCIAS

- Alcalá, G. 2003. *Políticas pesqueras en México (1946-2000); contradicciones y aciertos en la planificación de la pesca nacional*. El Colegio de México-Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada-El Colegio de Michoacán, México.
- Andresen, E., y W. Laurance. 2007. Possible indirect effects of mammal hunting on dung beetle assemblages in Panama. *Biotropica* **39**: 141-146.
- Aranda, J.M. 1991. Wild mammal skin trade in Chiapas, Mexico, en J.G. Robinson y K.H. Redford (eds.), *Neotropical wildlife use and conservation*. University of Chicago Press, Chicago, pp. 174-177.
- Arenas, F.V., y C.A. Díaz de León (eds.). 1999. *Sustentabilidad y pesca responsable en México. Evaluación y manejo, 1997-1998*. Instituto Nacional de Pesca-Semarnap, México.
- Arenas, F.V., y B.M.L. Jiménez. 2004. La pesca en el Golfo de México. Hacia mayores biomásas en explotación, en M. Caso, I. Pisanty y E. Ezcurra (comps.), *Diagnóstico ambiental del Golfo de México*, Vol. 2. Instituto Nacional de Ecología, Semarnat-Instituto de Ecología, A.C.-Harte Research Institute for Gulf of Mexico Studies, México, pp. 757-772.
- Arreguín-Sánchez, F., E. Valero-Pacheco y E.A. Chávez. 1993. A trophic box of the coastal fish communities of the southwestern Gulf of Mexico, en V. Christensen y D. Pauly (eds.), *Trophic models of aquatic ecosystems*. ICLARM Conference Proceedings 26, Manila, pp. 197-205.
- Arreguín-Sánchez, F., M. Zetina-Rejón, S. Manickchand-Heileman, M. Ramírez-Rodríguez y L. Vidal. 2004. Simulated response to harvesting strategies in an exploited ecosystem in the southwestern Gulf of Mexico. *Ecological Modelling* **172**: 421-432.
- Asner, G.P., D.E. Knapp, E.N. Broadbent, P.J.C. Oliveira, M. Keller *et al.* 2005. Selective logging in the Brazilian Amazon. *Science* **310**: 480-482.
- Ávila Díaz, Y., y K. Oyama. 2002. Manejo sustentable de *Laelia speciosa* (Orchidaceae). *Biodiversitas* **43**: 9-12.
- Botello, A. 1996. *Hidrocarburos tóxicos en cuerpos acuáticos y su bioacumulación. Informe final presentado a Petróleos Mexicanos*. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, México.
- Botello, A.V., L. Rueda-Quintana, G. Díaz-González y A. Toledo. 2000. Persistent organochlorine pesticides (POPs) in coastal lagoons of the subtropical Mexican Pacific. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* **64**: 390-397.
- Bray, D.B., L. Merino y D. Barry (eds.). 2007. *Los bosques comunitarios de México: manejo sustentable de paisajes sustentables*. Instituto Nacional de Ecología, Semarnat-Consejo Civil Mexicano para la Silvicultura Sostenible-Instituto de Geografía, UNAM-Florida International University, México.
- Broad, S., T. Mulliken y D. Roe. 2002. The nature and extent of legal and illegal trade in wildlife, en S. Oldfield (ed.), *The trade in wildlife: Regulation for conservation*. Earthscan Publications, Londres, pp. 3-22.
- Bye, R. 1976. Ethnoecology of the Tarahumara of Chihuahua, Mexico. Ph.D. dissertation, Department of Biology, Harvard University, Cambridge.
- Caballero, J. 1991. Use and management of Sabal palms among the Maya of Yucatán: A case of technological innovation based on the folk biological knowledge, en R.E. Rhoades, V.N. Sandoval y C.P. Bagalanon (eds.), *Best Paper Awards 1990*. International Potato Center and User's Perspective with Agricultural Research and Development, Manila, pp. 13-23.
- Caballero, J., A. Martínez y V. Gama. 2001. El uso y manejo tradicional de la palma de guano en el área maya de Yucatán. *Biodiversitas* **39**: 1-16.
- Canales, E., V. Canales y E.M. Zamarrón. 2006. Candelilla, del desierto mexicano hacia el mundo. *Biodiversitas* **69**: 1-5.
- Canales-Gutiérrez, E., V. Canales-Martínez y E.M. Zamarrón-Rodríguez. 2005. Candelilla: gotas de cera del desierto mexicano alrededor del mundo, en C. López, S. Chanfón y G. Segura (eds.), *La riqueza de los bosques mexicanos: más allá de la madera. Experiencias de comunidades rurales*. Centro de Educación y Capacitación para el Desarrollo Sustentable, Semarnat-Procymaf-Conafor-Center for International Forestry Research, México, pp. 101-107.
- Cantú Guzmán, J.C., M.E. Sánchez Saldaña, W. Grosselet y J. Silva Gámez. 2007. *Tráfico ilegal de pericos en México: una evaluación detallada*. Defenders of Wildlife, Washington, D.C.
- Carabias, J., E. Provencio, F. Ramírez, L. Lozano, M. Vázquez *et al.* 2000. Proyecto para la protección, conservación y recuperación de la familia Zamiaceae (Cycadales) de México. Semarnap, Mexico. Disponible en <www.semarnat.gob.mx/gestionambiental/vidasilvestre/Documents/Preps/Pprep_Cycadas.pdf>.
- CCA. 2005. *El comercio ilegal de flora y fauna silvestres. Perspectivas de América del Norte*. Comisión para la Cooperación Ambiental de América del Norte, Montreal.
- CEC. 2002. *In search of a sustainable palm market in North America*. The Commission for Environmental Cooperation of North America, Montreal. Disponible en <www.cec.org/files/PDF/ECONOMY/PALM-09-02-e.pdf>.

- Cervantes-Ramírez, M.C. 2002. *Plantas de importancia económica en las zonas áridas y semiáridas de México*. Instituto de Geografía, UNAM, México.
- Cisneros-Mata, M.A., G. Montemayor-López y M.J. Román-Rodríguez. 1995. Life history and conservation of *Totoaba macdonaldi*. *Conservation Biology* **9**: 806-814.
- Conapesca. 2005. *Anuario estadístico de pesca, 2003*. Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca, Sagarpa, México.
- De los Santos Espinoza, J., J. López Paniagua y A. González. 2003. *Informe de mercado de la palma camedor (Chamaedorea spp.)*. United Nations Environment Programme, World Conservation Monitoring Centre. Disponible en <www.unep-wcmc.org/forest/ntfp/cd/7_Market_reports/i_Palma_camedora.pdf>.
- Del Campo. 1986. Utilización y comercialización de la cera de candelilla, en D. Patton, C. González, A. Medina, L. Segura y R. Hamre (eds.), *Management and utilization of arid land plants*. Symposium proceedings, Feb. 18-22, 1985, Saltillo, Mexico. USDA Forest Service General Technical Report RM-135, Fort Collins, p. 113.
- Dirzo, R. 2001. Plant-mammal interactions: Lessons for our understanding of nature, and implications for biodiversity conservation, en N.J. Huntly y S. Levin (eds.), *Ecology: Achievement and challenge*. Blackwell Science, Londres, pp. 319-335.
- Dirzo, R., y A. Miranda. 1991. Altered patterns of herbivory and diversity in the forest understory: A case study of the possible consequences of contemporary defaunation, en P.W. Price, T.M. Lewinsohn, G.W. Fernandes y W.W. Benson (eds.), *Plant-animal interactions: Evolutionary ecology in tropical and temperate regions*. Wiley, Nueva York, pp. 273-287.
- Dirzo, R., y P.H. Raven. 2003. Global state of biodiversity and loss. *Annual Review of Environment and Resources* **28**: 137-167.
- Donaldson, J.S. (ed.). 2003. *Cycads. Status survey and conservation action plan*. IUCN/SSC Cycad Specialist Group, IUCN, Gland.
- Dressler, R. 1990. *The orchids natural history and classification*. Harvard University Press, Cambridge.
- Dulvy, N.K., Y. Sadovy y J.D. Reynolds. 2003. Extinction vulnerability in marine populations. *Fish and Fisheries* **4**: 25-64.
- Edouard, F. 2003. *El mercado de la fibra de pita (Aechmea magdalenae) en México*. United Nations Environment Programme, World Conservation Monitoring Centre. Disponible en <http://www.unep-wcmc.org/forest/ntfp/cd/7_Market_reports/h_Fibra_de_pita.pdf>.
- Edouard, F. 2006. Fibra de pita, bordados. Caso mexicano, en C. López, P. Shanley y M.C. Cronkleton (eds.), *Riquezas del bosque: frutas, remedios y artesanías en América Latina*. Center for International Forestry Research, Santa Cruz, Bolivia, pp. 62-66.
- Escamilla, A., M. Sanvicente, M. Sosa y C. Galindo-Leal. 2000. Habitat mosaic, wildlife availability, and hunting in the tropical forest of Calakmul, Mexico. *Conservation Biology* **14**: 1592-1601.
- Fagan, B.M. 1984. *The Aztecs*. W.H. Freeman, Nueva York.
- FAO. 2002. *The state of world fisheries and aquaculture*. Food and Agriculture Organization, Fisheries Department, Roma.
- Flaschenberg, H., y H.A. Galletti. 1999. El manejo forestal de la selva en Quintana Roo, México, en R.B. Primack, D. Bray, H.A. Galletti e I. Ponciano (eds.), *La selva maya, conservación y desarrollo*. Siglo XXI, México, pp. 74-97.
- Flores-Palacios, A., y P. Brewster. 2002. *Introducción al cultivo de orquídeas*. Instituto de Ecología, A.C.-Asociación Mexicana de Orquideología, Xalapa, p. 240.
- Flores-Palacios, A., y S. Valencia-Díaz. 2007. Local illegal trade reveals unknown diversity and involves a high species richness of wild vascular epiphytes. *Biological Conservation* **136**: 372-387.
- Galletti, H.A. 1999. La selva maya en Quintana Roo (1983-1996): trece años de conservación y desarrollo comunal, en R.B. Primack, D.B. Bray, H. Galletti e I. Ponciano (eds.), *La selva maya, conservación y desarrollo*. Siglo XXI, México, pp. 53-73.
- Gardner, S.C., M.D. Pier, R. Wesselman y J.A. Juárez. 2003. Organochlorine contaminants in sea turtles from the Eastern Pacific. *Marine Pollution Bulletin* **46**: 1082-1089.
- Glass, C.E. 1998. *Guía para la identificación de cactáceas amenazadas de México*. CONABIO-Cante, México.
- Gold, G. 2004. Hidrocarburos en el sur del Golfo de México, en M. Caso, I. Pisanty y E. Ezcurra (comps.), *Diagnóstico ambiental del Golfo de México*, Vol. 2. Instituto Nacional de Ecología, Semarnat-Instituto de Ecología, A.C.-Harte Research Institute for Gulf of Mexico Studies, México, pp. 657-682.
- González-Pacheco, C. 1984. *Un recurso natural en poder de las transnacionales: la palma camedor*. Instituto de Investigaciones Económicas, UNAM, México.
- Hágsater, E., M.A. Soto, G.A. Salazar, R. Jiménez, M.A. López et al. 2005. *Las orquídeas de México*. Instituto Chinoín, México.
- Halbinger, F. 1993. *Laelias de México*. Asociación Mexicana de Orquideología, A.C., México.
- Hernández, A., y W. Kempton. 2003. Changes in fisheries management in Mexico: Effects of increasing scientific input and public participation. *Ocean & Coastal Management* **46**: 507-525.
- Hernández, A.M. 1992. Dinámica poblacional de *Laelia speciosa* (HBK) Schltr. (Orchidaceae), México. Tesis de licenciatura, Facultad de Ciencias, UNAM, México.
- Hernández, M.H. 2006. *La vida en los desiertos mexicanos*. Fondo de Cultura Económica, México.
- Hernández, H.M., y R.T. Bárcenas. 1995. Endangered cacti in the Chihuahuan Desert. I. Distribution patterns. *Conservation Biology* **9**: 1176-1188.

- Hernández, H.M., y R.T. Bárcenas. 1996. Endangered cacti in the Chihuahuan Desert. II. Biogeography and conservation. *Conservation Biology* **10**: 1200-1209.
- Hernández-Apolinar, M., T. Valverde y S. Purata. 2006. Demography of *Bursera glabrifolia*, a tropical tree used for folk woodcrafting in Southern Mexico: An evaluation of its management plan. *Forest Ecology and Management* **223**: 139-151.
- Illsley, C., J. Aguilar, J. Acosta, J. García, T. Gómez *et al.* 2001. Contribuciones al conocimiento y manejo campesino de los palmares de *Brahea dulcis* (HBK) Mart., en la región de Chilapa, Guerrero, en B. Rendón, S. Rebollar, J. Caballero y M.A. Martínez (eds.), *Plantas, cultura y sociedad. Estudio sobre la relación entre humanos y plantas en los albores del siglo XXI*. Universidad Autónoma Metropolitana, México, pp. 259-287.
- INEGI. 2005. *Sistemas nacionales estadístico y de información geográfica*, en <www2.inegi.gob.mx/sneig/> (consultado en enero de 2007).
- Instituto de la Candelilla. 2008. *Por una ventaja competitiva natural, tecnológica y humana*, en <www.candelilla.org> (consultado en junio de 2008).
- IUCN. 2007. *The IUCN Red List of Threatened Species*, en <www.iucnredlist.org> (consultado en abril de 2007).
- Jordan, M., y K. Sullivan. 2003. Black market for rare cactuses gives rise to sophisticated smuggling network, *Washington Post*, 13 de febrero, A18.
- Jorgensen, J.P. 1993. Gardens, wildlife densities, and subsistence hunting by Maya Indians in Quintana Roo, Mexico. Ph.D. dissertation, University of Florida, Gainesville.
- Jorgensen, J.P. 1995. Maya subsistence hunters in Quintana Roo, Mexico. *Oryx* **29**: 49-57.
- Koopowitz, H. 1992. A stochastic model for the extinction of tropical orchids. *Selbyana* **13**: 115-122.
- Leopold, A.S. 1959. *Wildlife of Mexico: The game birds and mammals*. University of California Press, Berkeley.
- López, J.C., y R. Dirzo. 2007. Floristic diversity of sabal palmetto woodland: An endemic and endangered vegetation type from Mexico. *Biodiversity and Conservation* **16**: 807-825.
- Maldonado, A.L. 1979. La investigación desarrollada sobre la cera de candelilla. *Ciencia Forestal* núm. 18, Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, México.
- Mancilla-Terrazas, R.F. 2003. *Manual para estimar el volumen de la madera en troza y aserrada*. Conap-USAID-Chemonics, Santa Elena, Petén.
- Mandujano, S., y V. Rico-Gray. 1991. Hunting, use, and knowledge of the biology of the white-tailed deer (*Odocoileus virginianus* Hays) by the Maya of central Yucatán, Mexico. *Journal of Ethnobiology* **11**: 175-183.
- March, I.J. 1987. Los lacandonos de México y su relación con los mamíferos silvestres: un estudio etnozoológico. *Biótica* **12**: 43-56.
- Martínez-Ballesté, A., J. Caballero, V. Gama, S. Flores y C. Martorell. 2001. *Sustainability of the traditional management of Xa'an palms (Sabal spp., Areaceae) by the lowland Maya of Yucatán, Mexico*. Proceedings of the VII International Congress of Ethnobiology. International Society of Ethnobiology, University of Georgia Press, Athens, pp. 381-388.
- Masera, O.R., M.J. Ordóñez y R. Dirzo. 1997. Carbon emissions from Mexican forests: Current situation and long-term scenarios. *Climatic Change* **35**: 265-295.
- Méndez, L., L.M. Salas-Flores, A. Arreola-Lizárraga, S.T. Álvarez-Castañeda y B. Acosta. 2002. Heavy metals in clams from Guaymas Bay, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* **68**: 217-223.
- Mendoza, E., y R. Dirzo. 2007. Seed-size variation determines interspecific differential predation by mammals in a neotropical rain forest. *Oikos* **116**: 1841-1852.
- Mora, M.A. 1997. **Transboundary pollution: Persistent organochlorine pesticides in migrant birds of the southwestern United States and Mexico**. *Environmental Toxicology and Chemistry* **16**: 3-11.
- Morales-Zárate, M.V., F. Arreguín-Sánchez, J. López-Martínez y S.E. Lluch-Cota. 2004. Ecosystem trophic structure and energy flux in the northern Gulf of California, Mexico. *Ecological Modelling* **174**: 331-345.
- Morley, S.G. 1977. *The ancient Maya*. Stanford University Press, Stanford.
- Myers, R.A., y B. Worm. 2003. Rapid worldwide depletion of predatory fish communities. *Nature* **423**: 280-283.
- Naranjo, E.J. 2002. Population ecology and conservation of ungulates in the Lacandon forest, Mexico. Ph.D. dissertation, University of Florida, Gainesville.
- Naranjo, E.J., M.M. Guerra, R.E. Bodmer y J.E. Bolaños. 2004. Subsistence hunting by three ethnic groups of the Lacandon forest, Mexico. *Journal of Ethnobiology* **24**: 233-253.
- Noreña-Barroso, E., R. Simá-Álvarez, G. Gold-Bouchot y O. Zapata-Pérez. 2004. Persistent organic pollutants and histological lesions in Mayan catfish *Ariopsis assimilis* from the Bay of Chetumal, Mexico. *Marine Pollution Bulletin* **48**: 263-269.
- Núñez, N.G. 1996. Concentración de As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Pb, Se y Zn en cerebro, branquias, músculo, páncreas, riñón e hígado de dos especies de tiburones del Golfo de México (*Rhizoprionodon terraenovae* y *Carcharhinus limbatus*) con importancia comercial. Tesis de licenciatura, Facultad de Ciencias, UNAM, México.
- Ojasti, J., y F. Dallmeier. 2000. *Manejo de fauna silvestre neotropical*. Smithsonian Institution-Man & Biosphere Program, serie núm. 5, Washington, D.C.
- Osuna-Flores, I., y M.C. Riva. 2002. Organochlorine pesticide residue concentrations in shrimps, sediments, and surface water from Bay of Ohuira, Topolobampo, Sinaloa, Mexico.

- Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* **68**:532-539.
- Pauly, D., V. Christensen, J. Dalsgaard, R. Froese y F. Torres Jr. 1998. Fishing down marine food webs. *Science* **279**: 860-863.
- Pavón, N.P., R. Escobar y R. Ortiz-Pulido. 2006. Extracción de hojas de la palma *Brahea dulcis* en una comunidad otomí en Hidalgo, México: efecto sobre algunos parámetros poblacionales. *Interciencia* **31**:57-61.
- Pennington, T.D., y J. Sarukhán. 1998. *Árboles tropicales de México. Manual para la identificación de las principales especies*. 2a. ed. UNAM-Fondo de Cultura Económica, México.
- Pereira, R., J. Zweede, G.P. Asner y M. Keller. 2002. Forest canopy damage and recovery in reduced-impact and conventional selective logging in eastern Pará, Brazil. *Forest Ecology and Management* **168**:77-89.
- Peres, C.A. 2000. Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian forests. *Conservation Biology* **14**:240-253.
- Pérez-Gil, R., F. Jaramillo, A.M. Muñiz y M.G. Torres. 1995. *Importancia económica de los vertebrados silvestres de México*. PG7 Consultores-CONABIO, México.
- Pikitch, E.K., C. Santora, E.A. Babcock, A. Bakun y R. Bonfil et al. 2004. Ecosystem-based fishery management. *Science* **305**:346-347.
- Procymaf. 2000. *Especies con usos no maderables en bosques de encino, pino y pino-encino en los estados de Chihuahua, Durango, Jalisco, Michoacán, Guerrero y Oaxaca*. Centro de Investigación y Docencia Económicas, A.C., México.
- Profepa. 2004. *Inspección y vigilancia de los recursos naturales*, en <www.profepa.gob.mx/NR/rdonlyres/00001258/hfwdjvvoctzqwfieitmukichzdmldm/Informe2004_Inspecci%C3%B3nyVigilanciadelosREcursosNaturales.pdf>. [Esta liga ya no existe].
- Profepa. 2006a. *Reporte interno*. Procuraduría Federal de Protección al Ambiente, zona del semidesierto. Coahuila, México.
- Profepa. 2006b. *Informe anual 2006*, en <www.profepa.gob.mx/PROFEPA/Conozcanos/Informes/InformeAnual2006.htm> (consultado en enero 2007).
- Ramírez, F. 2001. *La extracción de palmas comedoras en México: un grave riesgo de pérdida de diversidad biológica*. Disponible en <www.raises.org/documentacion/documentos/manejocampesino/ArtPalmas3.pdf>.
- Redford, K.H. 1992. The empty forest. *Bioscience* **42**:412-422.
- Rendón-von Osten, J., F.E. Galán y C. Tejeda. 2001. Survey of lead in feathers of Anatidae from the Pabellón inlet, Sinaloa, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* **67**:276-281.
- Rendón-von Osten, J., M. Memije y J. Martínez-Ibarra. 2003. *Persistent organic pollutants (POPs) in crocodile eggshells (Crocodylus acutus) from "La Encrucijada" biosphere reserve, Chiapas, Mexico*. 5° Congreso Ibérico y 2° Iberoamericano de Contaminación y Toxicología ambiental, Sociedad Iberoamericana de Toxicología y Contaminación Ambiental. Porto, Portugal, 22-24 de septiembre, p. 75.
- Rendón-von Osten, J., y M. Memije. 2005. Persistent organic pollutants in pink shrimp (*F. duorarum*) from the Campeche Bank, Mexico. *Toxicology Letters* **158**:251.
- Reuter, A., y S. Habel. 2004. *Brief assessment on wildlife enforcement related topics in Mexico*. Consultant's Report, July 2004. Conservation International-TRAFFIC North America, México.
- Reynolds, J.D., N.K. Dulvy y C.M. Roberts. 2002. Exploitation and other threats to fish conservation, en P.J.B. Hart y J.D. Reynolds (eds.), *Handbook of fish biology and fisheries*, Vol. 2: *Fisheries*. Blackwell Publishing, Oxford, RU, pp. 319-341.
- Robbins, C.S. 2003. (ed.) *Prickly trade: Trade and conservation of Chihuahuan Desert cacti*. TRAFFIC-World Wildlife Fund, Washington, D.C.
- Robinson, J.G., y K.H. Redford. 1991. Sustainable harvest of Neotropical forest mammals, en J.G. Robinson y K.H. Redford (eds.), *Neotropical wildlife use and conservation*. University of Chicago Press, Chicago, pp. 415-429.
- Robinson, J.G., y E.L. Bennett. 2000. *Hunting for sustainability in tropical forests*. Columbia University Press, Nueva York.
- Roe, D., T. Mulliken, S. Milledge, J. Mremi, S. Mosha et al. 2002. *Making a killing or making a living?: Wildlife trade, trade controls and rural livelihoods*. Biodiversity and Livelihoods Issues, no. 6. International Institute for Environment and Development-TRAFFIC, Londres.
- Sagarpa. 2004. *Carta Nacional Pesquera*. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. *Diario Oficial de la Federación*, 15 de marzo de 2004.
- Sala, E., O. Aburto-Oropeza, M. Reza, G. Paredes y L.G. López-Lemus. 2004. Fishing down coastal food webs in the Gulf of California. *Fisheries* **29**:19-25.
- Santos, V., M. Carreón y K.C. Nelson. 1998. *La organización de la Unión de Ejidos Productores Forestales de la Zona Maya. Un proceso de investigación participativa*. Serie Estudios de caso sobre participación campesina en generación, validación y transferencia de tecnología. Red de Gestión de Recursos Naturales-Fundación Rockefeller, México.
- Semarnat. 2002. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2001, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. *Diario Oficial de la Federación*, 6 de marzo de 2002.
- Semarnat. 2005. *Informe de la situación del medio ambiente en México 2005*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.

- Silvius, K.M., R.E. Bodmer y J.M.V. Fragoso (eds.). 2004. *People in nature: Wildlife conservation in South and Central America*. Columbia University Press, Nueva York.
- Sosa, V., y T. Platas. 1998. Extinction and persistence of rare orchids in Veracruz, Mexico. *Conservation Biology* **12**: 451-455.
- Sosa-Nishizaki, O. 2003. ¿A quién conservo: a Tiburcio o a Tiburón?, en <www.jornada.unam.mx/2003/01/27/eco-j.html> (consultado en abril de 2006).
- Soto-Arenas, M.A. 1996. *Mexico (Regional account)*, en IUCN/SSC Orchid Specialist Group. *Orchids. Status Survey and Conservation Action Plan*. IUCN, Gland, pp. 53-58.
- Stevenson, D.W., A.P. Vovides y J. Chemnick. 2003. Regional Overview: New World, en J.S. Donaldson (ed.), *Cycads: Status Survey and Conservation Action Plan*. IUCN/SSC Cycad Specialist Group, IUCN, Gland, pp. 31-38.
- Torres, N., y M. Román-Domínguez. 1980. La cera de candelilla en México y sus perspectivas de comercialización. Tesis de licenciatura, UNAM, México.
- Torres-Rojo, J.M. 2004. *Informe nacional México. Estudio de tendencias y perspectivas del sector forestal en América Latina al año 2020*. FAO, Roma.
- Tunell, C. 1981. *Wax, men, and money: A historical and archeological study of candelilla wax camps along the Rio Grande border of Texas*. Office of the State Archeologist Report 32, Texas Historical Commission, Austin.
- Vázquez, F.G., V.K. Sharma, Q.A. Mendoza y R. Hernández. 2001. Metals in fish and shrimp of the Campeche Sound, Gulf of Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* **67**:756-762.
- Vázquez-Botello, A., S. Villanueva-Fragoso y L. Rosales-Hoz. 2004. Distribución y contaminación de metales en el Golfo de México, en M. Caso, I. Pisanty y E. Ezcurra (comps.), *Diagnóstico ambiental del Golfo de México*, Vol. 2. Instituto Nacional de Ecología, Semarnat-Instituto de Ecología, A.C.-Harte Research Institute for Gulf of Mexico Studies, México, pp. 683-712.
- Vovides, A.P., N. Ogata, V. Sosa y E. Peña-García. 1997. Pollination of endangered Cuban cycad *Microcycas calocoma* (Miq.) A.DC. *Botanical Journal of the Linnean Society* **125**:201-210.
- Williams-Linera, G., V. Sosa y T. Platas. 1995. The fate of epiphytic orchids after fragmentation of a Mexican cloud forest. *Selbyana* **16**:36-40.
- Zimmermann, H., C. Pérez-Sandi, J. Golubov, J. Soberón y J. Sarukhán. 2000. *Cactoblastis cactorum*, una nueva plaga de muy alto riesgo para las opuntias de México. *Biodiversitas* **33**:1-15.
- Zimmermann, H., S. Bloem y H. Klein. 2004. *Biología, historia, amenaza, monitoreo y control de la palomilla del nopal, Cactoblastis cactorum*. International Atomic Energy Agency-Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO), México.